

## BREUER LÁSZLÓ (SUMI) (1965–2006) SZAKMAI ÉLETÚTJA

<sup>1</sup>KISZEL VILMOS, <sup>2</sup>MALATINSZKY ÁKOS

<sup>1</sup>Göncöl Alapítvány, 2600 Vác, Ilona u. 3., e-mail: kv@zpok.hu

<sup>2</sup>Szent István Egyetem Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelemi Tanszék  
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: malata@zpok.hu

Breuer László az Eötvös Loránd Tudományegyetem biológia-földrajz tanári, majd geológus, illetve a Nyugat-magyarországi Egyetem vadgazda mérnöki szakán folytatott egyetemi tanulmányokat. Drágaköszakértői, biogazda és környezeti nevelési programvezető képesítéseket szerzett.

Munkáinak meghatározói a széleskörű szakmai felkészültség és az értékközpontú gondolkodás voltak, vonatkozik ez az egyes személyekkel, közösségekkel, illetve ügyekkel kapcsolatos tevékenységére egyaránt.

Folytonosan alakította fizikai és szellemi környezetét, a népszerű szakmai és társadalmi áramlatokkal szembe hajtotta nyugtalan természete. Ahogy ő mondta: „**pisztrángként**, árral szemben úszva” hozott lére maradandó alkotásokat.

Szerkezetében és folyamatában vizsgálta érdeklődése, tevékenysége tárgyát. A természeti elemek „makacs valóságából” kiindulva az adott kérdés horizontális és vertikális szerkezetét egyszerre alakította a vele kapcsolatba kerülő tanulók és érintettek személyiségig bezáróan, „**Sic Itur ad Astra**”. Amit tanított, azt lehetőség szerint ő maga is bemutatta vagy megvalósította. Különösen vonatkozik ez a fenntarthatóságra nevelés és tapasztalva tanulás, illetve tanítás módszereire és gyakorlatára.

Hasonló természetű, cselekvő embereket nevelt. Százával, ezrével akadt követőkre. Ahogy vallotta, tesszük a dolgunkat és tanítjuk másoknak. Alkotó, serény összetevője vagyunk ennek a világnak, mint a **kovász** a kenyértésztának. Sok apró élet munkája eredményeképpen átalakul az anyag, míg megkel a kenyértészta. Ahogy mondta: aki „eszik” belőlünk, abban tovább él az üzenetünk, átalakul, alkotó és tanító lesz, viszi tovább a hírt, egy szebb, igazságosabb, a jelenleginél fenntarthatóbb társadalom hírére.

### „Az alkotó ember”

Vác városában kezdett tevékenykedni egyetemista éveiben, ahol kezdetben szakköröket tartott a Természet tudományi Stúdióban (TTS), amely később átköltözött a mai Göncöl Házba. A 80-as évek végétől egyre jelentősebb szerepet vállalt a Ház környezetvédelmi és ismeretterjesztő arculatának kialakításában, valamint programjának szervezésében és megvalósításában.

Ebben az időszakban kezdődtek a komplex, tematikus, nomád táborok a Göncöl Társaság szervezésében. Az 1986. évtől – a formális alapítástól – kezdődően részt vett a Göncöl által kiadott Süni magazinhoz kapcsolódó természetismereti táborok szervezésében, majd 1990-től azok vezetője, irányítója volt.

Az 1990-es évek első felében a Gombás-patak revitalizációs programjának munkálatait irányította, majd a holland kormány PSO alapjának anyagi támogatásából megépítette a Váci Ártéri Tanösvényt, amely egy összefüggő kb. 510 méter hosszú, a térszín fölé emelt ácsolat a süppedős, változó vízborítású, növényzettel dúsan benőtt élőhelyegyüttesben. A tanösvény egy oktatási célú terepi bemutatóhely, egy kényelmes túra keretében láthatóvá teszi az ártér azon részét, melyet e' nélkül, utcai viseletben nem lehetne megközelíteni. Megépülése óta több százezen ismerkedhet meg a tanösvény segítségével a dunai árterek élővilágának értékeivel.

A Vác-alsóvárosi Duna-part rendezését 1991-ben végeztette el. Az érintett folyamszakasz a XX. század második felére eliszaposodott, ezért az 1950-es évektől kezdődően egy ún. háromszöggát készült, amelynek a város felőli oldalán lassú feltöltés folyt. Az 1977. évi magyar-csehszlovák államközi egyezményben foglaltak szerint, a bős-nagy-marososi hidro-elektronikai beruházással összefüggésben a területet építési törmeléklerakónak jelölték ki. A feltöltés a politikai változásokra és a Gombás-patak torkolati árterére tekintettel leállt, ezért kerülhetett sor a terület rendezésére. Több, részben Sumi által irányított társadalmi megmozdulás hatására napjainkban készülnek a tervek a terület a közparkként történő hasznosítására, az Alsóváros és a Duna kapcsolatának helyreállítása céljából.

Több mint hatszáz darabból álló állandó földtani kiállítást hozott létre Göncöl Házban „A Földanya ékességei” címmel. A geológiai, földtani természetvédelmi kiállítás anyagát saját kőzet- és ásványgyűjteménye és az általa vezetett szakkör anyagaiból állította össze 1997-ben. A kiállítás tematikája oktatási célú, elsősorban szervezett iskolai csoportok látogatják. Ehhez a tevékenységhez kapcsolódtak későbbi geológiai vándortáborok és gyűjtőkírándulások is.

A magas-bakonyi **Pénzesgyőr** községben létrehozott oktatóközpont munkáiba 1986-ban, a Süni táborok alapításakor kapcsolódott be. Az ingatlant a Göncöl Társaság vásárolta meg 1978-ban és Természetmegfigyelő Ház néven került nyilvántartásba. Kezdetben a Göncöl amatőrcsillagászai tartottak ún. észlelő-építőtáborokat, majd tematikus szakmai táborokat, ezekből jött létre a tatai Herman Ottó Körökkel való szoros együttműködésben a Süni tábori mozgalom. Az oktatóközpont építési munkáinak irányítását 1994-ben vette át, a Panoráma épület az 1990-es évek végén szakaszosan, míg a Tornácos Ház 2004-ben került átadásra. Az oktatóközpont ma magas kihasználtsággal és mintaszerű programmal működik. Az erdei iskola mozgalom egyik legfontosabb kiindulási helye és szellemi központja.

Pénzesgyőr székhellyel alakult meg 1991-ben a Pangea Kulturális és Környezetvédelmi Egyesület, amelynek alapító tagja és 1997-től elnöke. Az egyesület az oktatóközpont és a Gerence-patak közötti területen vásárolt földeken kisebb, bemutató jellegű biogazdaságot hozott létre. A biogazdaság régi magyar gyümölcsfajtákból és a bakonyi tanyákról átmentett tájfajtákból, őshonos háziállatfajtákból, mintaszerűen kialakított zöldségeskertből, két kicsi mesterséges tóból, valamint a termények feldolgozását és a hulladékok újrahasznosítását lehetővé tevő egységekből, így avar-kori mintára készült, de a jelenkornak megfelelő, a földből kiemelkedő tűzhelyből, hagyományos népi kemencéből, komposztálóból, összességében a természeti körfolyamatokat és azok teljességét bemutató egységekből áll. A kemence és a kenyér különösen fontos volt a számára. Szerinte az országban tanulta és tanította a kemenceépítés és a házikenyérsütés csínját-bínját.

Tekintettel a terület őslénytani leletekben való rendkívüli gazdagságára – már a falu is a köznyelven Szent László pénzeként emlegetett ásatag egysejtőekről, a Nummulitesekről van elnevezve –, irányításával a környező falvak határában Geológiai Tanösvény létesült, amely több mint 20 lelőhelyet köt össze egy hosszabb, teljes napot igénylő túra keretében.

Földanya, Gaia iránt érzett féltő gondoskodásától indítva kezdte el a **Gálya táborokat**, amelyekben komoly természetvédelmi terepi munkák folynak, nagyrészt a „kezei között”, a természetismereti táborokban és szakkörökön felnőtt elhivatott fiatal önkéntesek aktív részvételével. A két-három hetes nyári természetvédelmi közmunkák során többek között geológiai feltárások és a cifra kankalin (*Primula auricula* subsp. *hungarica*) egyes élőhelyeinek helyreállítását, bemutató tanösvény kialakítását, természetvédelmi beavatkozásokat megalapozó felméréseket végeztek a résztvevők. E tevékenységek közül a legjelentősebb eredményként említendő az úrkúti Csárda-hegyi őskarszt egykori mangánbányájának növényzet alól való feltárása és a nyilvánosan látogatható tanösvény megépítése. A Földnek csak néhány pontján létezik hasonló, a nagyközönségnek bemutatható földtani képződmény.

### Előadói, oktatói munkássága

A legnagyobb hatást kétségtelenül oktató-ismeretterjesztő munkájával érte el. Idejének nagy részét ennek a tevékenységnek szentelte. Legfontosabbak a geológiai, kiemelten a földtani örökség védelmére irányuló szakkörei, a Süni és Gálya táborok, valamint az oktatóközpont szervezett programjai, kiemelten az erdei iskolai programok, és az erdei iskola mozgalom szakmai megalapozása érdekében tett erőfeszítései.

Rendkívüli előadókésztségét két televíziós sorozatban (Delta és Zöld Béka), a Csodák Palotájában, valamint meghívott előadóként a köz- és a felsőoktatás minden szintjén, a civil szervezetek szakmai rendezvényein (utolsó előadásait a 2006. évi gödöllői Zöld Forगतag rendezvénysorozaton) a környezet- és természetvédelem, geológia, terepi vezetés, táborszervezés, ökológiai gazdálkodás, nádgyökerteres szennyvíztisztítás és számos más témakörben kamatoztatta.

Évente mintegy 1000–2000, különböző korosztályba tartozó ember szemléletére hatott közvetlenül, személyesen, a közvetve megérintettek vagy akár „megtérítettek” száma azonban ennek többszöröse. Mindenkiel megtalálta azt a hangot és módot, amivel fel tudta kelteni a természet szépségei iránti érdekéledést. Hallatlan érzéke volt tudása érdekesítő, színes átadására. Sokoldalú volt és sokszínűen oktatott, felvette a vasúti pálya bazaltját, bemutatta a mólók építéséhez használt permi vörös homokkővet, a villák kerítésének messziről hozott kőanyagát, s mesélt, mesélt, mesélt... Mindenkihez volt jó szava, hátizsákjában sok kedves ajándék lapult. Egyenként figyelt mindenkire. Hagyta, hogy a gyerekek maguk fedezzék fel a természet csodáit, saját tapasztalataikra építve segítette őket a megismerés, a tudás és az alkotás felé. Sumi kisugárzásának, hatásának eredményeképpen több százra tehető azok száma, akik jelenleg is a környezetvédelem és a természettudományok terén tevékenykednek vagy tanulmányaikat ebben az irányban folytatják. A világ legbonyolultabbnak tűnő tudományos kérdéseit is közérthető példák-kal, szemléletesen tárta az érdeklődők elé, amiből hallgatósága is elhitte: a bonyolult rendszer sok egyszerű alkotóelemből áll.

### Közéleti munkássága

A civil mozgalomba az 1980-as évek második felében kapcsolódott be az akkori Göncöl Társaság, a rendszerváltás után a Göncöl Alapítvány és Szövetség soraiban. Ennek fejlődésével 1991-ben a Pangea Kulturális és Környezetvédelmi Egyesület alapító tagja, majd 1997-től haláláig az elnöke, 1992-től a Göncöl Szövetség elnökségi tagja, 1998-tól elnöke volt, haláláig.

Az 1993. évtől 2005-ig a magyar környezet- és természetvédő mozgalom választott képviselője volt különböző nemzeti döntéshozó testületekben, főként a környezeti nevelés és táboroztatás területén. Súlyos betegségének gyógyíttatására a zöld mozgalom gyűjtést rendezett, jelentős eredménnyel.

Évekig volt a Környezet- és Természetvédelmi Oktatóközpontok Országos Szövetsége (KOKOSz) és a Földtani Örökségünk Egyesület alelnöke. A Hulladék Munkaszövetség és a Vackor Oktatóközponti Közösség munkájában, mint az egyik alapító (a Pangea Egyesület) elnöke vett részt.

Természetvédelmi oktató-nevelő munkája elismeréseként 1999-ben Pro Natura díjat kapott, 2006-ban pedig a Magyar Köztársasági Arany Érdemkereszt Polgári Tagozatával tüntették ki.

Neve összeforrt a földtani természetvédelemmel, a környezeti nevelés terén és a környezet- és természetvédő mozgalomban fogalomként vált: egyet jelentett egy közepesen magas, erős testalkatú fiatalemberrel, aki tevékeny életét – szinte kizárólag – a közügyeknek szentelte.



## A VILÁG TERMÉSZETVÉDELMEINEK TÖRTÉNETE 1913–1933 KÖZÖTT (VÉDETT TERÜLETEK ALAPÍTÁSA)

CENTERI CSABA<sup>1</sup>, GYULAI FERENC<sup>2</sup>, PENKSZA KÁROLY<sup>3</sup>

<sup>1</sup>SzIE-Gödöllő, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi Tanszék

<sup>2</sup>Földhasználati és Tájgazdálkodási Tanszék

<sup>3</sup>Tájökológiai Tanszék

2100 Gödöllő, Páter K. u. 1.

e-mail: Centeri.Csaba@kti.szie.hu

**Kulcsszavak:** természetvédelem, történet, világ, védett területek, I. világháború

**Összefoglalás:** A világ természetvédelmének története számos tanulsággal szolgál a jelenkori, drámai mértékben változó világban a védett természeti területek kezeléséhez. A hivatalos természetvédelem kezdetét 1872-től számítjuk, ekkor alapították a Yellowstone Nemzeti Parkot. A védett természeti területek kijelölése a kezdetekben, elsősorban a XIX. században lassan történt, de egyre több ország csatlakozott a védett területeket alapítókhoz. Jelenleg, előző cikkünk folytatásaként az I. világháború előtti évtől a gazdasági világválság befejezéséig tekintjük át a védett területek alapításának sorsát. A közölt adatok az IUCN kategóriarendszerébe sorolt védett területekre vonatkoznak.

### Előzmények

Jelentős előkészítő munka után 1872-ben alakult bolygónk első nemzeti parkja (Yellowstone, 1872). Ennek előzményeiről, a park alapításáról, és az ezt követő védett területek létrehozásáról a Tájökológiai Lapok 2006. évi második számában számoltunk be (CENTERI és GYULAI 2006). Az 1872 és 1912 között eltelt 41 évben számos olyan esemény történt, amely egy ország vagy a Föld szempontjából egyedülálló volt. Ilyen, pl. az első nemzeti vagy tartományi parkok; vadvédelmi területek alapítása; az első, védett területeket kezelő kormányzati szerv létrehozása (Kanada, 1911). Beszámoltunk az egyes országok (Kanada, Mexikó, Új-Zéland, Dél-Afrika stb.), valamint az egyes kontinensek első védett területeiről is.

Az IUCN (International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources), amely 1990 óta a World Conservation Union néven ismert (csak megtartotta mozaikszavas nevét), tízévente rendez World Parks Congress néven konferenciát. Az eddigi helyszínek a következők voltak:

1. Seattle (USA) – 1962, Első világkonferencia a nemzeti parkokról,
2. Yellowstone (USA) – 1972, mottó: „Nemzeti parkok – egy jobb világ örökségei”,
3. Bali (Indonézia) – 1982, mottó: „Parkok a fejlődésért”,
4. Caracas (Venezuela) – 1992, mottó: „Parkok az életért”, és végül egy év késéssel
5. Durban (Dél-Afrika) – 2003, mottó: „Határokat áthágó előnyök”.

A legutóbbi két konferencia egyik fontos eseménye volt, hogy adatbázist állítottak össze a védett természeti területekről. Az összeállítás során elsősorban a természetvédelem felügyeletét ellátó nemzeti kormányzati szervek bejelentései alapján dolgoztak, de figyelembe vették az egyes IUCN kategóriák (HTTP1, STANDOVÁR és PRIMACK 2001, CENTERI és GYULAI 2006) által megkövetelt (HTTP1) elvárásokat is. Ennek megfelelően

előfordult, hogy egyes védett területek nem kerültek bele az új összeállításba, annak ellenére, hogy a 10 évvel korábbiakban még benne voltak. Ilyenre adott okot, pl. az afrikai polgárháborúk során a védett terület drámai mértékű letarolása, jelentősen lecsökkent egyedszámú és veszélyeztetett fajok megszűlése katonai csapatok vagy polgárok élelmezése céljából.

### Anyag és módszer

Az adatok ismertetésénél az IUCN legfrissebb adatait vesszük alapul, amelyet a legutóbbi, durbani konferencia alkalmával hoztak nyilvánosságra. 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. A védett területek gyakran nem egybefüggők, hanem több kisebb részből állnak. Az adatbázisnak azon állományát elemeztük, amely a területeket ponttal 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 dolgozatban nem állt szándékunkban a részterületeket elemezni.

Az IUCN adatbázisban elemzett adatok száma az 1913 és 1933 közötti időszakra vonatkozóan 292, az IUCN által be nem sorolt egyéb védett nemzeti területek száma ezen kívül még 680. Az IUCN által be nem sorolt 680 védett terület közül 308 természeti emlék, 258 pedig erdőrezervátum. Léteznek ezen kívül vad- és madárrezervátumok és -menedékek, történelmi emlékhelyek, történelmi emlékművek, csaták helyszínei, egy katonai park, nemzeti és magánrezervátumok, valamint állami és tartományi parkok.

### Eredmények

1913. január 1. és 1933. augusztus 21. között összesen 37 országban történt új védett terület alapítás, 36 433 026 hektáron, 292 olyan védett területet alapítottak, amely bekerült az IUCN nyilvántartásába. Ezek IUCN kategóriák szerinti megoszlását az 1. táblázat mutatja be.

1. táblázat Az 1913 és 1933 között alapított védett területek kategóriáinként  
Table 1. The number of protected lands by categories founded between 1913 and 1933

<i>IUCN kategória</i>	<i>Alapított területek száma</i>
Ia vad terület	55
Ib szigorú természeti rezervátum	1
II nemzeti park	58
III nemzeti emlékmű	61
IV biotóp/védett fajok területe kezeléssel	61
V védett táj	35
VI védett erőforrás területkezeléssel	21
<b>Összesen:</b>	<b>292</b>

Az 1. táblázatban látható, hogy az Ib, az V és a VI kategóriák kivételével közel azonos számú (55, 58 és 61) védett terület született az egyes kategóriákban.

A védett területek alapításában 37 ország vett részt. A 37 országból 30-ban hatnál kevesebb védett terület kijelölése történt meg. A védett területek alapításának számát tekintve az USA jár az élen, közel kétszer annyi védett területet jelöltek ki, mint a sorban utána következő Kanada. Az európaiak számára kiemelt jelentőségű, hogy Svédország Kanadával együtt második a sorban, de Indonézia és az Orosz Föderáció – a maguk 25 és 17 területével – szintén kiemelt jelentőségűek.

Az egyes országok által alapított védett területek számának alakulását a 2. táblázatban tanulmányozhatjuk.

2. táblázat Az 1913 és 1933 között alapított védett területek országonként  
Table 2. The number of protected lands by countries founded between 1913 and 1933

<i>Ország</i>	<i>Alapított területek száma</i>	<i>Ország</i>	<i>Alapított területek száma</i>
Belize	1	Lengyelország	2
Belorusszia	1	Olaszország	2
India	1	Spanyolország	2
Izland	1	Sierra Leone	2
Kamerun	1	Türkmenisztán	2
Kazahsztán	1	Közép-Afrikai Közt.*	3
Kongói Demokratikus Közt.*	1	Madagaszkár	3
Kuba	1	Ukrajna	3
Lettország	1	Ruanda	4
Mexikó	1	Dél-Afrikai Közt.*	4
Tanzánia	1	Chile	5
Trinidad és Tobago	1	Fülöp-szigetek	9
Turks- és Caicos-szigetek	1	Új-Zéland	15
Uganda	1	Orosz Föderáció	17
Üzbegisztán	1	Indonézia	25
Zimbabwe	1	Svédország	45
Azerbajdzsán	2	Kanada	45
Finnország	2	USA	82
Grúzia	2	<b>Összesen:</b>	292

\*Közt. = Köztársaság

A világon elsőként, 1911-ben alakult meg a „Dominion Parks Branch” (a későbbi Parks Canada), az első kormányzati szerv volt a Földön, amely kifejezetten a védett területek kezelése céljával jött létre. Annak felismerése, hogy a védett területek kezeléséhez központi irányításra van szükség, fontos felismerés volt, és meghatározta a természetvédelem történetét. A védett területek alapításában élen álló Amerikai Egyesült Államok elmaradt ezen a téren, bár öt évvel Kanada után, 1916-ban a világon másodikként létrehozták a „United States National Park Service” nevű szervezetet. Hivatalos irányító és felügyeleti szervek hiányában nemcsak komoly természetkárosítások, de – a maihoz

képest lényegesen nagyobb számú – halálos balesetek is történtek a nemzeti parkokban. A vadászatot, az élő és élettelen természeti értékek gyűjtését nem ellenőrizte senki. A Yellowstone Nemzeti Parkban egyes látogatók ló vagy öszvérháton járták a gejzír-medencéket, és ahol vékonyabb volt a felszíni réteg, ott előfordult, hogy a hátság és gázdája alatt beszakadt a felszín, és a forró vízben komoly sérüléseket szenvedtek. A Hawaii vulkánok környékén is sokan szenvedtek égési sérülést a frissen folyó láva megtekintésekor, sőt voltak, akiket nem lehetett megmenteni. A védett geológiai értékek sem voltak biztonságban, gyakran autókkal vagy vasúti tehervagonokkal szállították feldolgozásra megkövült fákat vagy a cseppköveket. Az első védett területek, és a látogatók számának folyamatos növekedése mellett fontos felismerés volt a védelem központi szabályozásának szükségessége.

1916-ban Oroszország is jelentős lépéseket tett a védett természeti területek alapítása terén. Megalapították az első védett természeti területet Barguzin néven. Barguzin jelenleg állami természeti rezervátum (IUCN kategória: Ia), területe 374 322 ha. Barguzint követte a Kedrovaja Pad nevű terület (amely nem szerepel az IUCN listáján), 1919-ben Astrakhan (IUCN kategória: Ia) és végül az Ilmen nevű (IUCN kategória: Ia), amelyet Lenin emlékére hoztak létre. Az IUCN kategóriákból egyértelmű, hogy ezeket a területeket nem a nagyközönség számára hozták létre, sokkal inkább emberi behatástól mentes rezervátumnak szánták!

A két világháború között annyi védett területet hoztak létre, hogy azok nyomon követése szinte lehetetlennek tűnik. Itt az orosz törekvéssel ellentétes események figyelhetők meg, főleg Észak-Amerikában: olyan nagy tömegek érkeztek a védett területekre, elsősorban a nemzeti parkokba, hogy az már veszélyeztette a védelem alá helyezett értékek megóvását.

Ötven évvel a Yellowstone megalakulása után néhány ország kormányát zavarta, hogy országuk térképén nem voltak a védett területeket jelző zöld foltok. Ekkor sok védett természeti terület született úgy, hogy valójában csak papíron létezett.

### **Ismertebb védett területek alapítása 1913 és 1933 között**

1919-ben az USA megalapította az azóta is méltán híres Grand Canyon Nemzeti Parkot (1. ábra), és további, azóta híressé vált védett terület (pl. Dinosaur, Casa Grande Ruins, Aztec Ruins, Craters of the Moon, Death Valley, Saguaro Nemzeti Emlékhely, valamint 1915 és 1930 között nemzeti parkok: Rocky Mountain, Lassen Volcanic, Haleakala, Hawaii Volcanoes, Denali, Acadia, Hot Springs, Bryce Canyon, Glacier Bay, Shenandoah, Grand Teton, Carlsbad Caverns) alapításával gazdagította a védett természeti értékek körét.

Kanada 1913 és 1929 között a következő nemzeti parkokat alapította. Elk Island, Mt. Revelstoke, Kootenay, Wood Buffalo, Prince Albert és Riding Mountain.

1921-ben Holland kezdeményezésre Indonéziában hozták létre az Udjong Kulon Panaitan nevű védett területet a jávai rinocérosz (*Rhinoceros sondaicus*) védelmére.

1922-ben alakult meg a természetvédelem történetében fontos szerepet játszó Gran Paradiso nevű területen a Gran Paradiso Nemzeti Park. 1923-ban pedig megalakult az Abruzzo Nemzeti Park Olaszországban.





1. ábra A Grand Canyon Nemzeti Park látképe  
*Figure 1. Panorama of the Grand Canyon National Park*

1925-ben az afrikai kontinens szívében hozták létre az Albert Nemzeti Parkot. Megalakulása annak köszönhető, hogy a belga Albert Király 1919-ben ellátogatott a Yellowstone Nemzeti Parkba, ott töltött egy éjszakát, és a híres táj mély benyomást tett rá. Életre hívott egy autonóm intézményt, amely a védett területekért – így az Albert Nemzeti Park kialakításáért, majd később működtetéséért és kezeléséért – volt felelős. Az intézmény élén 1960-ig Victor van Straelen állt. Ekkor vált független állammá Zaire, elszakadt a belga anyaországtól.

Ázsiában az amerikaiak a Fülöp-szigeteken 15 nemzeti park alapításával vezették be a nemzeti park fogalmát.

1925-ben francia kezdeményezésre Kambodzsában megalapították az Angkor nevű nemzeti parkot.

1926-ban Olaszország megalapította a Bubasci Rezervátumot Szomáliában. Később a rezervátum nemzeti park státuszt kapott. Ugyancsak 1926-ban alakult Dél-Afrikában a

Sabie és a Shingwedzi rezervátumokból Afrika első nemzeti parkja, a világhíres Krüger Nemzeti Park. A nemzeti park története még 1869-re nyúlik vissza, akkor találtak aranyat Lydenburg területén. A környékbeli Mpumalanga gyakorlatilag ismeretlen volt a fehér ember számára, de hamar kedvelt vadászterületté vált az arany felfedezésével. A farmerek legelőt kerestek, és persze vadásztak is. A terület gazdag volt vadakban, így a hivatásos vadászok az elefántcsontért, tülkökért, agancsokért és bundájukért/bőrükért is lőtték az állatokat, míg mások csak trófeagyűjtők voltak vagy éppen természetkutatók. A megszorodó emberi jelenlét a vadállomány gyors csökkenését eredményezte, ezért 1884-ben Krüger (Stephanus Johannes Paulus, 1825–1904 között élt) elnök javasolta vadrezervátum létrehozását a Mpumalanga gyorsan fogyatkozó vadállományának védelmére. Ebben az időben Krüger volt az egyetlen, aki felemelte szavát a terület védelmére, és csak nagyon kevesen támogatták elképzelését. A Crocodile és Sabie folyók közötti terület csak 14 évvel később, 1898. március 26-án került védelem alá, az állatokat bármilyen módon bántalmazókat a törvény sújtotta. 1899-ben kitört a háború a búrok és az angolok között, így a vadrezervátum feledésbe merült, mindkét fél élelmiszerraktárnak használta a rezervátum területét. 1902-ben Lord Milner vonta újra védelem alá a rezervátumot és James-Stevenson Hamiltont nevezte ki vadőrnek, aki 40 évig látta el ezt a posztot. A Krüger alapítását 1933-ban két újabb nemzeti park követte: a Kalahari Gemsbok és az Addo Elephant.

1928-ban Indiában megalakult a Manas menedék, a későbbi Manas Nemzeti Park.

1929-ben a brit Guyana területén alakult a Kaieteur nevű védett terület, amely később nemzeti park lett.

1933-ban Londonban aláírták az afrikai fauna és flóra megőrzéséről szóló nemzetközi egyezményt. A dokumentum tartalmazta a nemzeti park fogalmának nemzetközi szinten is elfogadható kiváló leírását. A belgák alkalmazták is az egyezményben leírtakat az afrikai nemzeti parkjaik alapítása során, de ebben az időben egyedül maradtak ezzel a törekvésükkel. A franciák nem vitték magukkal a magasoszt eszméket francia földre, bár Madagaszkáron 10, említésre méltó természeti rezervátum hálózatát kezdték kiépíteni. Az angolok, akik az 1933-as egyezmény aláírásának kezdeményezői voltak, maradtak a vadrezervátumok alapításánál (HTTP3).

Az ismertetett időszakra vonatkozóan megállapíthatjuk, hogy nem csak a védett területek száma és területe nőtt örömteli módon, de fontos felismerés történt a védett területek központi irányítására vonatkozóan. Több ország is létrehozta állami szervezetét a védett területek kezelése, a kutatás szervezése és a látogatók irányítása céljából. Ugyanakkor divat is lett védett területet alapítani, amely „csak papíron” létező védelmet eredményezett.

### Irodalom

CENTERI Cs., GYULAI F. 2006: A világ természetvédelmének történelmi kezdetei a védett területek kialakítására vonatkozóan. Tájékológiai Lapok 4: 427–432.

HTTP1: <http://www.iucn.org/>

HTTP2: <http://www.unep-wcmc.org/wdpa/>

HTTP3: [http://www.strath.ac.uk/Departments/Geography/course\\_materials/cnr/lecture13/cnr\\_lect\\_13.html](http://www.strath.ac.uk/Departments/Geography/course_materials/cnr/lecture13/cnr_lect_13.html) (már nem él az oldal, a szerzőknél elérhető)

THE BEGGINING OF NATURE CONSERVATION HISTORY CONCERNING THE  
DESIGNATION OF PROTECTED AREAS

C. CENTERI<sup>1</sup>, F. GYULAF, K. PENKSZA<sup>3</sup>

<sup>1</sup>SIU, Institute of Environment and Landscape Management, Dept. of Nature Conservation

<sup>2</sup>Dept. of Land Use and Landscape Management

Dept. of Landscape Ecology

H-2100 Gödöllő, Páter K. u. 1.

e-mail: Centeri.Csaba@kti.szie.hu

**Keywords:** nature conservation, history, world, protected areas, First World War

The history of nature conservation of the world provides us numerous lessons for handling nature conservation areas in the present, dramatically fast changing world. The official beginning of nature conservation is 1872 when Yellowstone National Park was established. At the beginning, especially in the 20<sup>th</sup> century, the designation of the natural areas happened slowly but increasing number of countries joined and founded protected areas. In the present we wish to continue our previous article, introducing the foundation of protected lands from the beginning of the year before the First World War until The Great Depression. Examined data refers to the protected lands included in IUCN database and categorized by the IUCN categories.

## KÖNYVISMERTETÉS

### SOIL EROSION IN EUROPE – A TALAJERÓZÍÓ EURÓPÁBAN

Wiley & Sons Ltd., 2006

Az Európai Unió által támogatott COST 623 nemzetközi együttműködés 1998–2003 között vizsgálta a talaj-eróziót. A nemzetközi együttműködésben részt vevő 20 európai ország kutatói szeretnék volna közreadni az évek folyamán összegyűlt tapasztalatokat a talajerózióról és a hozzá szorosan kapcsolódó témakörökről. Ezzel párhuzamosan egyre fokozódó igény jelentkezett egy áttekintő munkára, mely összeurópai szinten határozza meg a talajerózió mértékét, veszélyességét és hatását. Ennek eredményeképpen, 114 kutató közreműködésével, J. Boardman és J. Poesen szerkesztésében született meg e nagyszabású munka, 855 oldal terjedelemben.

A munka két részből áll. Az első részben országokra lebontva tájékozódhatunk a talajerózió aktuális helyzetéről. A 33 országról szóló fejezeteket az adott ország erózióval foglalkozó szakemberei írták. A hazánkról szóló fejezetet KERTÉSZ ÁDÁM és CENTERI CSABA jegyzi.

A könyv második részében az erózió egyes részfolyamatait, az előrejelzés lehetőségeit illetve a környezetre gyakorolt hatásait tárgyalják a szerzők. Külön fejezetet kapott a történeti erózió, a tömörödés és kérgesedés, a lepel- és barázdáserózió, a vízmosásos erózió, az alagosodás, a derázió, a csúszások, a művelési erózió, az aratási talajvesztés, a nem művelt területek eróziója és a földmunkák hatásai. A meglévő adatbázisok, és a modellezés mellett még 4 fejezet foglalkozik az összeurópai helyzetképpel. A könyv erőssége, hogy nem áll meg a folyamatok tudományos szintű leírásánál és elemzésénél, hanem megpróbál ökonómiai, esetenként szociológiai megoldásokat keresni, több fejezetet is szentel kormányzati és politikai kérdéseknek. A mű nagyívű áttekintést ad az egyes kutatási területek pillanatnyi és egymáshoz viszonyított helyzetéről Európában. Az egyes fejezetek után 80–100 tételes irodalomjegyzék található, ezért a nagyon részletes, vagy speciális ismeretanyagunk is könnyen utána kereshetünk.

A könyv nem követi egyetlen iskola, vagy lobbycsoport hivatalos gondolatmenetét sem, megpróbál objektív módon beszámolni a tényekről és lehetőségekről. Mindez azért különösen jelentős, mert az Európai Unió most alkotja meg az egységes talajvédelem politikáját, remélhetőleg szem előtt tartva a szerzők által leírtakat is. Valószínűleg azonban sokkal nagyobb hasznát veszik majd e könyvnek a földrajz- és mezőgazdaságtudománnyal foglalkozó kutatók, mérnökök, hidrológusok, helyi és regionális döntéshozók Európában.

JAKAB GERGELY  
MTA-Földrajztudományi Kutató Intézet

## MÓDSZERTANI KÉRDÉSEK TERMÉSZETISMERETI TÁBOROK BOTANIKAI PROGRAMJÁNAK ÖSSZEÁLLÍTÁSÁHOZ

MALATINSZKY ÁKOS

Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi Tanszék  
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: malata@zpk.hu

**Kulcsszavak:** környezeti nevelés, természetismeret, tábor, növényismeret

**Összefoglalás:** A Göncöl Szövetség és tagszervezetei által 1986-ban indított és napjainkban a Pangea Kulturális és Környezetvédelmi Egyesület szervezésében megvalósuló, a 8 és 18 év közötti korosztályt megcélzó Süni természetismereti táborok a környezeti nevelés, a természetben és a természetért való nevelés hatékony eszközei. Az 1996. és 2006. között rendezett táborok botanikai szakmai programjának felépítése és módszerei kerülnek bemutatásra. A programok legfontosabb célja, hogy a természeti elemeket és jelenségeket több dimenzióból megtapasztaltatva a gyerekek közvetlen kapcsolatba kerüljenek a természettel, miközben együttműködési készségük is fejlődik. A táborok botanikai programjának összeállításához nyújtott vázlatos tematikában a növényismeret, -rendszer, növényföldrajz, társulástan, ökológia tárgykörei és kiemelten a gyógynövények és hatásaik megismertetésének módszerei, a kirándulások során elérhető célok és lehetőségek kerülnek bemutatásra. A legfőbb cél minél több kapcsolat teremtése a gyerekek és a növényvilág között, hogy ráismerjenek a sokféleségre, érdeklődjenek bővebb feltárása iránt és felnőttként is igényként fogalmazódjon meg bennük az élővilág védelme.

### Bevezetés

A fenntartható társadalom megteremtésének alapvető záloga az oktatás, a szemléletformálás, amelynek segítségével megváltoztatható az egyes emberek és közösségeik, a társadalmak szemléletmódja, ezáltal befolyásolhatjuk viselkedésüket fogyasztóként, a források tulajdonosaként és döntéshozóként egyaránt. A szemléletformálási programok egyik célja a fiatalok környezettudatos állampolgárrá nevelése, a megfelelő környezeti attitűdök, viselkedésmódok kialakítása. Ez azért lényeges, mert ebben az életszakaszban formálható legkönnyebben az emberek szokásrendszere (LEHOCZKY 1999). A környezettudatos gondolkodásmód kialakítását és illetően magatartásformák elsajátítását célzó környezeti vagy fenntarthatóságra nevelés egyik legnagyobb múltra visszatekintő és napjainkban igen gyakori formája, informális eszköze hazánkban a természetismereti tábor.

HAVAS (1993) megfogalmazása szerint a környezeti nevelés olyan folyamat, amelynek során az emberek megismerik mindenkori teljes környezetüket, és társadalmuk fenntarthatósága érdekében megtanulnak gondoskodni arról. HUCKLE és STERLING (1996) felosztásában a természetismereti táborok „a környezetben való nevelés, oktatás (education in the environment)” kategóriájába tartoznak.

## Anyag és módszer

A természetismereti táborok közül hazánkban az egyik legismertebb a Göncöl Szövetség és tagszervezetei által 1986-ban indított és napjainkban a Pangea Kulturális és Környezetvédelmi Egyesület által szervezett Süni tábor. Ez a 8 és 18 év közötti korosztály aktív részvételével évről évre különböző hegyvidéki helyszíneken megvalósuló nomád természetmegfigyelő tábor a fiatalok által végzett megfigyelésektől a természetvédelmi munkavégzésig, tanösvények kialakításáig és élőhely-rekonstrukcióig számos szinten kínál programokat. Legfontosabb szemléletformáló ereje mégis a naponta változó szakmai programokban rejlik, amelyek botanikai, zoológiai, geológiai, csillagászati, néprajzi, táj- és kultúrtörténeti, gyakorlati túravezetési ismereteket nyújtanak, a tábort átívelő keretmese révén egységes rendszerbe foglalva. A szakmai programokat jelentősen kiegészítik a manuális vagy szakmai jellegű játékos foglalkozások, csapatversenyek és a globális, komplex témákról a holisztikus szemlélet kialakításának céljával folytatott beszélgetések.

A természetmegfigyelő táborok keretében, miközben a természettel ismerkednek, a résztvevők azt is megtanulják, hogyan tudják ellátni magukat és közösségben, összhangban élni a természettel. Elsődleges cél a természeti elemek szépségének, ezen keresztül értékének megismertetése és a bolygó iránti felelősségteljesebb szemlélet elsajátíttatása. A nomád természetmegfigyelő táborok kiválóan alkalmasak a nagyvárosi szemléletmódtól való elszakadásra. Minden oldalról bemutatják a természeti elemeket, azok részleteit és összefüggéseit egyaránt. A természetben és a természetért való nevelés hatékony eszközei. A szoros kapcsolat kialakítása érdekében a pozitív emocionális élmények megerősítése jellemzi (MALATINSZKY et al. 2004).

Jelen közleményben megfogalmazott célok és azok elérését szolgáló javaslatok az 1996. és 2006. közötti időszak Süni táborainak botanikai szakmai programjai és az azok során gyűjtött tapasztalatok alapján kerültek összeállításra. Ezen táborokban a részt vevő gyermekek egy-egy önkéntes egyetemista vezette 10 fős csoportokban naponta különböző szakmai programokon vesznek részt (ezeket szintén egyetemisták, illetve fiatal diplomások vezetik), amelyek közül egy nap áll rendelkezésre botanikai ismeretek átadására.

## Eredmények és megvitatásuk

*Mottó: Olyan ember nincs, aki nem szereti a természetet, legfeljebb olyan van, akivel még nem szerettették meg.*

A természetismereti táborokban elsődleges szakmai célunk a táborozók ismereteinek bővítése és azok egységes rendszerben láttatása. A tárgyi ismeretek tekintetében a természetben való alapvető tájékozódáshoz, eligazodáshoz szükséges szint elérése a cél. A programok tematikájába az alap- és középfokú oktatásban elhanyagolt területeket igyekszünk hangsúlyosan beilleszteni.

A 8–13 éves korú táborozók esetében a szakmai programok legfontosabb célja, hogy a gyerekek közvetlen kapcsolatba kerüljenek a természet egészével és egyes elemeivel, megismerjék a táborhely környékén előforduló fő fa- és cserje-, madár- és rovarfajokat, az adott hegységet felépítő kőzetanyagokat, a táborszéli pataokban élő vízi makrogerincteleneket, a legfontosabb gyógynövényeket és hatásukat, népdalokat, egyszerűen elké-

szíthető tábori ételeket, a helyben élő emberek régi és mai életét, a Naprendszer bolygóit, elsajátítsák a táborfűgyújtás és a tájékozódás módszereit, mindeközben csoportmunkára, felelősségvállalásra és együttműködésre neveljük őket.

A szakmai programok során több dimenzióból is megtapasztaltatjuk a természeti elemeket és jelenségeket nagyító használata, levél- és kéreglenyomat készítése, különböző színű virágszirom-darabok összegyűjtése (öntapadó kártyára), apró kompozíciók készítése, nyomolvasás, közeteknél egyszerű vegyi vizsgálati módszerek segítségével, amelyek mind a sokféleség értékének és szépségének felismerését szolgálják. Ugyanarra a jelenségre többféleképpen is felhívjuk figyelmüket, például versek, mondókák, népdalok, legendák, népi hiedelmek, mesék felhasználásával, hiszen többféle asszociációs lehetőség útján könnyebben elsajátítják a gyerekek. Nagy segítséget nyújtanak a különböző természetismereti (érzékelésfejlesztő, térérzékelő, kreativitást, empátiakészséget, fantáziát és kommunikációt fejlesztő, figyelemösszpontosító, memorizáló) játékok (ADORJÁN 1998, F. NAGY és MOLNÁR 2004), amelyek szintén a természeti környezethez való érzelmi kötődést segítik.

Egész napos túrákon a figyelem néha ellankad, ez felkelthető például színteresséssel. Különböző színárnyalatú színes kártyákat osztunk a résztvevőknek. Ha nincs túl sok időnk, vagy nagyobbakkal vagyunk, akkor menet közben figyelik meg, miket találnak a természetben, aminek a színe megegyezik az ő kártyájukéval. Adott idő múlva beszéljük meg, ki mit talált. Ha több időnk van, vagy kisebbekkel vagyunk, akkor szerencsésebb, ha megállunk egy eléggé sokszínűnek tűnő területen és kb. 15 percre mindenkit elengedünk, hogy találjon a kártyájával megegyező színű élőlényt vagy képződményt. Ebben a korban a fő cél az, hogy minél több kötődést teremtsünk a gyerekek és a természet között, hogy rácsodálkozzanak a változatosságra, a megismert és megszeretett természeti elemek védelmét, megóvását pedig érezzék fontosnak.

A 14–18 évesek kirándulásain bemutatásra kerülnek a tábor környékén élő védett növény- és állatfajok, élőhelytípusok (ennek során nagy szerepe van az útvonalválasztásnak), a faji és területi szintű védelem mellett a gyakorlati természetvédelmi beavatkozások módjai, szükségessége a táj és a gazdálkodás változásainak fényében. Hallanak a természetben fellelhető ehető növényi részek elkészítéséről, a régi népi gyógymódokról, a vízszennyezés során átalakuló vízi makrogerinctelen faunáról, a domborzat és az ökológiai háttér változásaihoz kötődő élőhelyekről. Kőzeteket, ásványokat és ősmaradványokat gyűjtenek, megismernek több mérgező növényt és a gyógynövények alkalmazási módjait részleteiben is, hajnali madarászon és éjszakai csillagászon vesznek részt.

Ezen a szinten a botanikai és zoológiai ismeretek átadása összekapcsolódik a népi erdőhasználattal és a jelenlegi erdőgazdálkodással, gyógyászattal, toxikológiával, néprajzzal, tájökológiával is, és eljutunk a mélyökológiáig, globális kérdések megvitatásáig. Célunk a többoldalú látásmód, a globális, felelősségteljes gondolkodás kialakítása, a jelen megismertetése a múlt feltárásával és egy ökológiailag érzékeny életmódú jövőképek kialakításával egyidejűleg, a pazarlásra épülő fogyasztói társadalom visszásságainak bemutatásával (elsősorban esti beszélgetések során). Fontos a nyitottság és a problémaérzékenység mindkét fél (tanítvány és tanító) részéről. A fenti korosztályok nevelése esetében jelentős szerepet tölt be a „mester”, az adott szakmai program vezetőjének személye, ezért fontos annak lelkesedése, elkötelezettsége, szemléltetőkészsége, rácsodálkozásra és rácsodálkoztatásra való képessége, gyerekszeretete és személyének hitelessége.

*Vázlatos tematika a természetismereti táborok botanikai programjának összeállításához*

I. Szervezetan és rendszertan

- a növények szervei (nem leszakítva, hanem körülvéve),
- fő csoportosítási szempontok (ráirányítva a figyelmet arra, hogy ezek alapja a szervezetan),
- törzsek, osztályok lehatárolása,
- a virág felépítésének vizsgálata néhány jól elkülöníthető zárvatermőcsalád több tagján (ajakos-, pillangósvirágúak, fészekvirágzatúak, pázsitfűvek stb.),
- besorolás szubjektív szempontok szerint,
- állományalkotó fajok felismerése,
- fák felépítése, a városi parkok, fasorok ökológiai szerepe (esetleg egy kis környezetegészségügy).

II. Növényföldrajz, társulástan, ökológia

- fogalmak tisztázása,
- társulás- vagy élőhelytípusok a túra során (útvonalválasztás szerepe),
- megjelenésük okai (miért éppen az adott élőhelytípus található ott),
- egy társulásban vagy élőhelyen előforduló növényfajok összegyűjtése,
- milyen egy egészséges erdő (természetvédelem, botanika és erdészet vonatkozásai együtt),
- miért védünk valamit (ha éppen védett területen vagyunk).

III. Gyógynövények

- néhány, elsősorban kellemes ízű teát adó faj (szurokfű, kakukkfű, apróbojtorján) felismerése és gyógyhatásának ismerete – különösen a kirándulások során is alkalmazható, pl. sebgyógyító fajok (útifűvek, orbáncfű, cickafark) esetében,
- felhasználási ötletek nyújtása (pl. orbáncfűolaj, cickafarkkrém, csalántea készítése),
- régi népi gyógymódok bemutatása, népi nevek (pl. százforintos földpe) eredete,
- közös gyógynövénygyűjtés az esti gyógyteához,
- festőnövények gyűjtése és hatásuk kipróbálása délutáni foglalkozásokon.

IV. Növényhatározás

- alapesetben nem része a programnak, azonban ha a csoport különösen érdeklődik, vagy túlságosan fáradt a hosszabb kiránduláshoz, akkor egy ismertebb növénycsalád valamely faját közösen meghatározzuk.

V. A természeti elemek és jelenségek megtapasztaltatása több dimenzióból (lásd fentebb).

*Elérendő célok a tábori botanikai program végére*

A részt vevő gyermekek:

- ismerjék a növények szerveit (határozáshoz elengedhetetlen),
- tudják, hogy a növények csoportosíthatóak,
- legyenek tisztában a rendszertani kategóriákkal,
- a törzsek szintjén legyenek képesek besorolni a fajokat,



- legyenek képesek egyszerű növényhatározó használatára,
- ismerjék fel Magyarország erdőalkotó fafajait levelükről, termésükről, emellett
- ismerjék meg a terület ehető növényeit (növényi részeit),
- ismerjék fel a területen fellelhető fontosabb gyógynövényeket és felhasználásukat,
- legyenek képesek elkülöníteni a fő élőhelytípusokat és ismerjék kialakulásuk klimatikus, edafikus feltételeit,
- amennyiben lehetséges, ismerjék a terület védett növényeit és ennek kapcsán ismerkedjenek meg azzal, miért szükséges a védetté nyilvánításuk.

#### *Lehetőségek a fenti célok elérésére*

- a növények fő részeit általában ismerik a részt vevő gyerekek, a feladat inkább e tudás felelevenítése és bemutatása élőben az egyes növényeken,
- az alapvető rendszertani kategóriákat általános iskolai tanulmányaik alapján rendszerint még a legkisebbek is ismerik, azonban gyakori problémaként jelentkezik, hogy nem tudják fajokhoz kapcsolni azokat, ezért a kirándulások során minél több példával érdemes bemutatni az egyes kategóriákat, majd a később előkerülő növényeket tőlük kérdezzetni, játék gyanánt pedig a körülöttünk lévő növényeket minél több összegyűjtött (akár szubjektív) szempont alapján rendszerezni,
- az állományalkotó fajok, gyakori cserjefajok, védett, gyógy- és ehető növények faji szintű ismerete esetében átlagosan 20–30 növényfajt tudnak a gyerekek egy nap alatt megjegyezni, azonban ez jelentősen növelhető, amennyiben a többi szakmai program során a csoportot vezető egyetemista segítségével ismételnek,
- a fajok egy részének megismerése, illetve meghatározása, főként az idősebbek esetében, a résztvevők kíváncsiságából indul,
- a fontosnak ítélt fajokat már a kirándulás elején bemutatjuk, majd többször is visszakerdezzük, amikor ismét látjuk,
- fajok esetében egy-egy begyűjtött lehullott levelet vagy termést összehasonlítva az újonnan megismerttel elmélyíthetjük a frissen szerzett ismereteket,
- az ehető és mérgező növények megjegyzését segíti, ha esti feladatként vagy délutáni foglalkozás keretében étlapot állítunk össze erdő-mező növényeiből, betegségekre írunk gyógynövény-készítményt, rontás ellen költünk mondókát vagy ráolvasást (valódi gyógy- és mérgező növények hatásainak beleszövéssel),
- élőhelytípusok bemutatásához kézenfekvő a táborhely reggeli körbejárása, a környező domboldalakról a gyerekek által is leolvasható információk összegyűjtése,
- gyakran kínálkozik lehetőség az erdőhasználat nem természetközponturn módjainak bemutatására, fontos ilyenkor beszélnünk a természetközeli erdőgazdálkodásról,
- valamint arról, hogy az adott terület növényzeti viszonyait hogyan határozza meg, illetve befolyásolja a domborzat, a vízviszonyok, a talaj és az alapkőzet.

Nem szabad elfelejtenünk, hogy mindezen tevékenységek legfőbb célja az, hogy minél több kötődést teremtsünk a gyerekek és a növényvilág elemei között, hogy ráismerjenek a sokféleségre, és ha felkeltettük kíváncsiságukat, ha megszerettették velük az élővilág ezen részét, akkor már egyénileg is foglalkozni fognak e tudományterülettel, megszeretik és felnőtteként is féltő gondoskodással viseltetnek iránta, és igényként fogalmazódik meg bennük az élővilág védelme.

### Köszönetnyilvánítás

Köszönetemet fejezem ki egykori Süni táborokbeli mestereimnek, Breuer László Suminak, Czippán Katalinnak, Megyery Tibornak, Réti Mónikának, Standovár Tibornak és Szilágyi Lászlónak, akik a botanika és a környezeti nevelés útján kisgyermekként elindítottak.

### Irodalom

- ADORJÁN R. 1998: Magonc – természetismereti játékok az erdőben. Mecsek Erdészeti Rt., Pécs.
- F. NAGY Zs., MOLNÁR Á. 2004: Természetismereti játékgyűjtemény. Harmadik, átdolgozott kiadás. Ökológiai Intézet a Fenntartható Fejlődésért Alapítvány, Miskolc.
- HAVAS P. (szerk.) 1993: Kisiskolások környezeti nevelése. Réce-füzetek 1. Alapítvány a Magyarországi Környezeti Nevelésért, Budapest.
- HUCKLE, J., STERLING, S. 1996: Education for Sustainability. Earthscan, London.
- LEHOCZKY J. 1999: Iskola a természetben, avagy a környezeti nevelés gyakorlata. RAABE Klett Könyvkiadó, Budapest.
- MALATINSZKY Á., BREUER L., FILÓ A. (szerk.) 2004: Tücsökciripeléstől a csillagokig – útmutató környezeti nevelési erdei táborok szervezéséhez. Pangea Kulturális és Környezetvédelmi Egyesület, Vác.

### METHODOLOGICAL ISSUES FOR COMPOSING THE BOTANICAL PROGRAMME OF CAMPS ON KNOWLEDGE OF NATURE

Á. MALATINSZKY

Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management  
Dept. of Nature Conservation  
H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: malata@zpok.hu

**Keywords:** environmental education, knowledge of nature, camp, botanical studies

The „Süni” (Hedgehog) summer camps on knowledge of nature, organised by Pangea Cultural and Environmental Association for children between 8 and 18, are effective means of environmental education. Structure and methods of botanical special programmes of camps organised between 1996 and 2006 are presented. Most important aim of these programmes is to create direct connections between children and nature by making them get experiences on elements and phenomena of nature from different dimensions, while improving their skills on cooperation. Methods for the familiarization of phytoanatomy, -taxonomy, -geography, coenology, ecology and especially medicinal herbs and their effects are presented within the draft syllabus given for preparing the botanical programme of camps in parallel with aims to be achieved and its possibilities during the excursions. The main aim is to create as many connections between children and flora as possible, in order to make them recognize the diversity and investigate in further exploration as well as create a claim for the preservation of living beings as being adults.

## ADATOK A PÉNZESGYŐR-HÁRSKÚTI HAGYÁSFÁS LEGELŐ TÁJTÖRTÉNETÉHEZ

<sup>1</sup>SALÁTA DÉNES, <sup>2</sup>SZABÓ MÁTÉ, <sup>1</sup>KENÉZ ÁRPÁD, <sup>3</sup>MALATINSZKY ÁKOS,  
<sup>3</sup>DEMÉNY KRISZTINA <sup>3</sup>BREUER LÁSZLÓ†

<sup>1</sup>Szent István Egyetem, Környezet- és tájgazdálkodási Intézet, Tájökológiai Tanszék  
<sup>2</sup>Természetvédelemi Tanszék, 2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: blackwing@freemail.hu  
<sup>3</sup>Pangea Kulturális és Környezetvédelmi Egyesület, 8426 Pénzesgyőr, Béke u. 57.

**Kulcsszavak:** fás legelő, tájtörténet, Magas-Bakony, tájhasználat, legeltetés

**Összefoglalás:** A hagyásfás legelő igen összetett és sokoldalú terület-, illetve tájhasználati mód, melynek a múlt gazdálkodási rendszerében/rendszereiben igen nagy jelentősége volt. A tegnap embere a fás legelők kialakításával tette élhetővé az erdőt, a tájat, teremtett viszonylagos egyensúlyt önmaga és a természet között, így a földhasználati rendszerben betöltött szerepük megértése érdekében a múltjuk kutatása elengedhetetlen. A vizsgált terület múltját történeti írott és térképes források, levéltári adatok, valamint a helyszínen, interjú módszerrel gyűjtött információk alapján kutattuk/kutatjuk, azonban a terület állapotának romlása miatt egyre kevesebb idő áll rendelkezésre. A hozzávetőlegesen 100 éve kialakított hagyásfás legelőn a legeltetéssel és ezzel együtt a rendszeres legelőápolással mintegy 15 éve hagytak fel, aminek következtében a legelőn a cserjék, bokrok és növénytörzsek területborítása erőteljesen megnövekedett. Mára a nyílt gyeses területek aránya már a 20%-ot sem éri el, így csak a megmaradt faóriások tanúskodnak a legelő egykori történetéről. A területről készült légi-fotók elemzésével felmértük a szukcesszió gyorsaságát, a cserjésedés térbeli változását, így megállapítottuk, hogy a terület rekonstrukciójára, illetve a további kutatásra maradt idő nem lehet több 10 évnél, aminek elteltével, beavatkozás nélkül a pénzesgyőr-hárskúti hagyásfás legelőnek feledés lesz a sorsa, melyen osztozik az ország többtíz esetleg többszáz más fás legelőjével.

### Bevezetés

A Bakonyban élő emberek az idők folyamán nemcsak kiélték az erdőt, hanem megtanultak vele együtt élni. A gyűjtögetés és vadászat, valamint az erdő faállományának korlátlan és visszapótlás nélküli kitermelése súlyos károkat okozott volna, ezért már nagyon korán kialakulhatott valamilyen kezdetleges erdőgazdálkodási forma, amely napról napra fejlődött az emberi gondolkodással együtt. A bakonyi ember az erdőben és az erdőből élt/él, az erdő fája adta hajlékának építőanyagát, tüzének melegét, megteremtette szerzőségeit, önmaga és jószágainak élelmét, éppen ezért nem lehetett érdeke annak mértéktelen pusztítása, bölcsen, fenntarthatóan kellett bánnia az erdővel, annak érdekében, hogy „holnap” is részesülhessen annak javaiból. Az így kialakult bonyolult ember-termesztet kapcsolat egyik legfontosabb elemei voltak a fáslegelők, melyeknek kialakításával az ember bizonyos mértékű egyensúlyt teremtett önmaga és az erdő vagy más szemszögből a mezőgazdaság (állattartás) és az erdőgazdálkodás között. A fáslegelő, mint erdészeti fogalom meghatározása az 1996. évi LIV. törvény 6.§-ának (1)/c bekezdésében található, mely szerint „fás legelőnek kell tekinteni az olyan legelőterületet, amely a miniszter által rendeletben meghatározott fajú fák idős korára várható korona vetülete által egyenletes elosztásban legalább harminc százalékban fedett”. A Bakony, sőt az ország egész területén még ma is számos fáslegelő található, azonban állapotuk rohamos ütemben romlik, és évről-évre egyre több tűnik el közülük, ezáltal a kutatásukra felhasználható idő is fogyatkozik. Ezen élőhelyek átmenetet képeznek erdő és legelő, természetközeli és mű-

velt területek között, ezért mind növény-, mind állatviláguk magas diverzitású. Különleges növénytársulásoknak, ritka állatfajoknak adnak életteret, így kutatási szempontból figyelemre méltóak, mindemellett tájképi, esztétikai élményt is nyújtanak, azonban legnagyobb jelentőségük a hagyományos gazdálkodásban betöltött szerepük és múltjuk miatt van.

### **Anyag és módszer**

A hagyásfás legelő, mint területhasználati mód komplexitásának megértéséhez elengedhetetlenül szükséges a történeti múltjuk feltárása, illetve megismerése. A kutatási terület a Magas-Bakonyban, Zircről mintegy tíz kilométerre, Pénzesgyőr és Hárskút települések között található. Terepi kiszállásainkkor tíz alkalommal interjú módszerrel gyűjtöttünk adatokat a helyi lakosságtól, elsősorban az idősebb, azaz hatvan életévüket betöltött emberektől, akiknek valamilyen kapcsolata volt vagy lehetett a kutatási területtel. A megkérdezettek között szerepel Liebisch Katalin, aki a Pénzesgyőrtől néhány kilométerre található Liebisch-tanyán lakott, Szersing Mihály, a település egykori pásztorja, valamint Fenyvesi Lajos. Az adatközlőktől származó adatok nagyon jó kiindulási pontok, melyek körvonalazták a területről, illetve annak használatáról kialakuló képet. A település, és közvetve a hagyásfás legelő történetét részletesen feldolgozta HUDI (1998), kitérve a legapróbb részletekre és adatokra. Az így kapott adatok illetve információk pontosították a kezdetleges képet és mértékeket, dimenziókat rendeltek az addig összegyűjtött részletekhez, illetve a kezdeti feltételezésekhez. A Veszprém Megyei Levéltárban (VeML) a területről készített kataszteri térképek és a területet érintő iratok tanulmányozása folyt. A hagyományos erdőgazdálkodással HEGYI (1978) foglalkozik részletesen, bemutatja a bakonyi ember életét, a hajdani erdőhasználat összetett és bonyolult rendszerét, továbbá ANDRÁSFALVY (2004) is hangsúlyozza a fás legelő, mint területhasználati mód jelentőségét. VAJKAI (1959), PESTY (1880) és FÉNYES (1847) leírásai további adatokat közölnek a területhasználat módjáról. A beszerzett katonai felmérések térképlapjai vizuális információkat nyújtottak a terület és a legelő múltjáról. A kutatás folyamán elkészült a terület botanikai feltárása (SZABÓ et al. 2007) és a fás legelő tájrekonstrukciós terve (KENÉZ et al. 2007), melyek közül az előbbi feltárja a jelenlegi botanikai állapotokat és a cserjeborítottság mértékét, az utóbbi pedig tervet közöl a hagyásfás legelő állapotának visszaállításáról, illetve fenntartásáról. A cserjeborítottság mértéke és időbeli alakulása, valamint a cserjésedés gyorsasága szabja meg azt az időt, amely még rendelkezésre áll a terület további kutatására, illetve annak „megmentésére”, ezért a területről 1960-óta készített légifelvételek (HM Hadtörténeti Múzeum és Térképtár) segítségével megállapítottuk a cserjésedés dinamikáját és az utolsó legeltetés körülbelüli időpontját, továbbá megfigyeltük a felvételeken jól látható változásokat.

### **Eredmények**

#### **Történeti áttekintés**

A hagyásfás legelő története szervesen összefügg Pénzesgyőr történetével, mely 1956-ban három különálló település (puszta) egyesítéséből alakult. A három puszta közül a legrégebbi keletkezésű Kerteskö, amelynek első írásos említése (1037) a bakonybéli apátság alapítólevelében található, míg a másik két puszta közül Pénzeskutat a zirci

apátság telepítette be németekkel, szlovákokkal és magyarokkal 1780-ban, Kőrösgyőr pedig 1892-ben alakult ki erdőirtással (HUDI, 1998). VAJKAI (1959) leírásaiból ismert, hogy Kőrösgyőr Szentgál település része. A terület már a bronzkorban lakott volt, melynek tanúbizonyságai a közelben feltárt késő bronzkori halomsírok. Az idők folyamán a terület többször is elnéptelenedhetett, utoljára a török hódoltság idején. Az I. katonai felmérésen (I KF) a pusztahelyek egyike sem látható. A település helyén összefüggő erdő volt, amelyet a bakonybéli bencések, a zirci ciszterek és a szentgáli nemesek használtak. Később, a visszatelepítés során Pénzeskút, majd idővel a másik két település népesült be. Pénzeskút 1785-ben a II. József-féle népszámláláskor már lakott volt, az összeírásból kiderül, hogy hét házzal bírt, nem elsődleges telepítésről van szó, hanem a környékbéli népesség kirajzásával jött létre. Ez a tény és a fent említett 1780-as telepítés olyan ellentmondás, amelyet eddig nem sikerült tisztázni.

A lakosok a Bakony szívében az erdővel szoros kapcsolatban és teljes mértékben az erdő által nyújtott javakból éltek. Az erdők fájából készítették hajlékukat, mindennapi használati eszközeiket, üveget készítettek, faszenet, meszet, hamuzsírít égettek, gyógynövényeket, növényi festékanyagokat és mézet gyűjtöttek. A környéken fontosabb szerepet a hamuzsírkrészítés és az üveggyártás töltött be. Az Akliból Pénzesgyőrbe vezető út mentén elhelyezkedő Hamuházi-dűlő a hamuzsírgyártás emlékét őrzi. Az üveggyártásra a huta, illetve hütte tájnevek utalnak. Az 1800-as években szépen gyarapodott a település, ami jól látszik a II. katonai felmérésen, amelyen Pénzeskút mintegy 30 lakó- és számos gazdasági épülettel rendelkezik. Az összes potenciálisan megfelelő területet szántóként művelték, míg a Gerence patak mentén legelők láthatóak. A településtől északra és nyugatra jelentős területeket ábrázolnak a legelőkre jellemző színkóddal és számos szórta elhelyezkedő fával, ezek a területek voltak a hajdani állomány legelői, és az erdőből meghagyott vagy szabadon felnövő fák alatt deelt a jószág. A legelőkhöz számos út vezet a település keleti oldalán kialakított gazdasági központból, a majorságból.

A szabadságharc nem tett jelentős kárt a gazdaságban. 1850-ben fellendülést hozott a szeszfőzde felépítése, ahol már 1851-ben kukoricából is főztek pálinkát. A következő 50 évből nincs számottevő adatunk, egyedül a III. katonai felmérés által rögzített képi anyag. A településszerkezet nem változott, a major képe kiépítettségét mutat. Láthatóan minden alkalmas területen szántóföldi termesztés folyt, míg a kisebb vízfolyások és a Gerence partján látható üdőbb területeket *mezőként*, *rétként* használták (W – Wiese, azaz mező, rét). Legeltetést a már a II. katonai felmérésen is látható területeken folytattak a településtől északra (H – Hutweide vagy Heide, azaz legelő). Jól felismerhetően ábrázolták a hagyásfákat. A vizsgálat tárgyát képező fáslegelő helyén akkor még mindig zárt erdőt jelölnek, amely az 1857. évben a kataszteri térképek alapján még Szentgálhoz tartozott (VeML 1). Az erdei utak szervezeten behálózzák az egész területet. A gyertyánkúti legelőtől északra látható három darab *nyári akol* megnevezésű hálás, amely egyértelmű bizonyítéka a részleges rideg tartásnak.

Az időben legközelebb fellelhető nyom a területhasználattal kapcsolatban az 1900-as évek elejéről származó szabály, amely szerint a vágásokon tilos legeltetni. E tilalom több szempontból is fontos. A *vágás* szó a fa letermelése utáni területre vonatkozik, tehát az erdőgazdálkodás aktívan folyt, illetve következtethetünk nagyobb mértékű fakitermelésre, a legeltetés szigorú tilalma pedig a magas állatlétszámot támasztja alá. 1905-ben 86 birtokos létrehozta a Pénzeskúti legelőbizottságot. Erről a társulásról a Veszprém Megyei Levéltárban lehet részletesebb adatokat találni a Zirci Járásbíróság Telekkönyvi

Hatósága által feljegyzett dokumentációkban (VeML 2). A bizottság 3 katasztrális hold és 1467 négyszögöl legelőt vásárolt, ami szintén az állatlétszám felduzzadását jelzi. Az 1907-től a majdani Pénzesgyőr határában feltűnő új puszták jelzik a stabil, állandó népességet. A település 1909-ben érte el a demográfiai csúcsot 489 lakossal, egyébként ebben az időszakban jelentős volt az angliai faexport. Az 1911. és 1913. közötti népszámlálások leírásaiban számos erdei munkás és juhász, csordás valamint kondás szerepel, ez pedig közvetett bizonyítéka annak, hogy az erdőgazdálkodás mellett a szarvasmarha- és sertéstartásnak volt nagyobb jelentősége. 1929-ben az Országos Földbirtokrendezési Bíróság elrendelte a telekkönyvezést. A dokumentációk részletes tanulmányozása további információkkal szolgálhat (VeML 3).

A birtokrendezések hatásának tulajdonítható, hogy 1931. január 25-én 22 társult taggal és 40 szavazattal megalakult a Pénzeskúti Birtokosság Legeltetési Társulat (HUDI 1998), amelynek első döntése az volt, hogy a kutatási területől nem messze fekvő Tep-lánszky-legelőre 40 számosállatnál többet tilos kihajtani, valamint megállapították a legeltetési díjakat. Ezen információkból arra következtethetünk, hogy ekkor már jelentkeztek a túllegeltetés negatív következményei. Ezek után alakult meg a Pénzeskút-Kőrísgyőri legelő Társulat, amely Reé Jenőtől bérelt földet. Ekkorra Kőrísgyőr már 40-50 éve lakott volt, így gazdaságilag megerősödhetett, a nagyobb állatlétszám eltartására is alkalmas volt. Az II. világháború viszontagságai közepette érthető, hogy nem maradtak fenn a gazdasággal kapcsolatban részletes adatok, annyit azonban tudunk, hogy 1944-ben 2000–3000 szarvasmarha volt a majorságban, az akkorra már államosított Fischer-birtokon (HUDI 1998).

1945-ben a háború elől a népesség a közeli erdőségekben keresett bújóhelyet, a magukkal vitt állatok közül csupán 4 pár ökör maradt meg. 1945 júniusában az akkor már 210 katasztrális holdnyi kőrísgyőri legelőt kiegészítik a Fischer-birtok 60 katasztrális holdnyi erdőlegelőjével (akkoriban nem volt szilárd fogalmi határ legelőerdő vagy erdőlegelő és fáslegelő között) (VeML 4). Ez a 210 hold legelő területre körülbelül megegyezik a vizsgált fás legelő területével. Akkoriban nem volt tisztázva a legelő és fáslegelő, valamint fáslegelő és legelőerdő közötti különbség. Hagyományos értelemben vett fátlan legelőről a Bakony területén nem beszélhetünk az 1900-as évek elejéig-közepéig (HEGYI 1978). A kiegészített legelőt júliusban igénybe vették földreform céljára. 1952-ben megtörtént a tagosítás. 1956-ban a három települést összevonták Pénzesgyőrré. 1966-ban Pénzesgyőrt és Bakonybélit közigazgatásilag egyesítették, ami a termelőszövetkezet önállóságát veszélyeztette. Ettől kezdve a hangsúly a szántóföldi termelésre helyeződött, amely nem lehetett igazán eredményes a kedvezőtlen adottságok miatt, az állattenyésztés és az ipar, mint melléktevékenységek csupán kiegészítő szerepet kaptak. A szövetkezet jól és önállóan működött, amit az szüntetett meg, hogy 1974. április 1-től a zirci Bakony MgTSZ egyik üzemegysége lett. A termelőszövetkezetek tagsági jövedelmét 1960-tól a családonként járó 1 hold háztájin folyó gazdálkodás egészítette ki. A háztáji földeken leginkább burgonyát és az állattartáshoz szükséges növényeket termesztettek, ennek köszönhető, hogy az 1980-as években közel 50 tehenet tartottak a faluban. A téeszek megszűnésével 1990-ben a helyzet gyökeresen megváltozott: a tagok munkanélkülivé váltak, a kistermelői tevékenység visszaszorult az önellátás keretei közé. Ekkor nyilvánult meg a mindvégig fennmaradó háztáji gazdálkodás jelentősége, amely abban állt, hogy megmaradt az önálló paraszti gazdálkodás lehetősége is, így a rendszerváltozás után törés nélkül valósulhatott meg a magángazdálkodásra való áttérés.

## A fás legelő kialakítása

A fás legelő létrejöttének pontos idejét nagyon nehéz megállapítani a részlegesen fennmaradt adatok miatt. Eddigi vizsgálataink alapján a fáslegelőt az 1880 és 1920 között hozták létre. A böhöncök átlagos életkora 150–200 évre tehető, koronájuk szabadon állásban növekedésről tanúskodik, azonban ilyen koronaforma kialakítására még akár 60–80 éves korú fa is képes, amennyiben nem túlzottan zárt állományban nő fel. Figyelembe véve a bakonyi erdőhasználat szokásait, megalapozott a feltevés, hogy a terület böhöncei az egykori erdő legértékesebb fái voltak, és a fák letermelése után kezdtek meg az irtás legeltetését.

## Eredmények

### Légifelvételek és térképek elemzése

A beszerzett légifotók az 1951, 1955, 1963, 1968, 1984 és 1998-as évből származnak, így részletes tanulmányozásukkal nyomon követhető a hagyásfás legelő állapotának változása.

Az 1950-es évek elején a vizsgált terület közvetlen környezetében a mezőgazdaság virágkorát élte: a település és a majorság már a mai képet tükrözte, a környék földútjai szélesen kijártak, sokat használtak. Minden gazdálkodásra potenciálisan alkalmas területet hagyományos szántóföldi műveléssel hasznosítanak, erre a táblák eltérő „színéből” lehet következtetni – egy időpontban a szomszédos táblák árnyalata váltakozó. A táblaméretek jelentékeny háztáji gazdálkodásról árulkodnak, amellet, hogy megfigyelhetőek több hektáros összefüggő nagy táblák is. Ebben az időszakban volt a fáslegelő a legjobb, leggondozottabb állapotban, ami az ekkor már működő Pénzeskút-Kőrissyőri Legelő Társulat tevékenységének köszönhető.

Az évtized derekára a vizsgált terület állapotában jelentős változás nem állt be, azonban az 1952-ben végrehajtott tagosítás következtében, a birtokszerkezet átalakult, így a nagytáblák aránya növekedett. Ez a földművelési rendszerben beállt változás felgyorsította az egyébként is jelentős eróziós folyamatokat. Az erodált foltok kiterjedése az idők folyamán növekedett, ami az egyébként lejtős területen, a talajt nem kímélő talajművelési technikák alkalmazásának tudható be. A folyamat mára már annyira előrehaladt, hogy a szántókon, több helyen is megfigyelhetőek az alapkőzet kibukkanásai. A jelenség megfigyelhető a fáslegelőn is, melyet a túllegetetés okozott legfőképpen. A legelőt ebben az időszakban a helyi közösség ápolta, erre bizonyíték az általunk gyűjtött adat, miszerint a cserjéket, szúrós gyomokat, valamint a nem kívánatos magoncokat a helybéli gyermekekkel és fiatalokkal távolították el (LIEBISCH K. ex. Verb).

Az 1960-as évek elejére a hajdani kisparscellás rendszer már csak háztáji földek formájában maradt meg, melyeknek később jelentős szerep jutott a nehézségek átvészelésében, ahogy azt fentebb már említettük. Ekkora a vizsgált terület állapota igen kis mértékben változott, ami a nagyjából egyenletes állatlétszámnak és a rendszeres ápolásnak tulajdonítható.

Az évtized második felében volt legmagasabb a területen legeltetett állatlétszám, hiszen a túllegetetett foltok aránya jelentős mértékben növekedett. A jelenség legszembe-

tűnőbb megnyilvánulása a legelő északi részén elhelyezkedő Delelő-dombon figyelhető meg, ahová a reggeli kihajtásnál érkeztek, és ahol az esti behajtásnál gyülekeztek a jószágok. Itt hajtották le a csordások, juhászok az útról a csordát, illetve a nyáját. Az erős legelés és az állatok ürüléke, valamint az abból lemosódó nitrogén miatt a nitrogén-nehezen tűrő növények a mai napig gyéren nőnek a Delelőn, ezzel szemben a nitrogénkedvelő növények aránya nagy, ugyanúgy, ahogy az a hagyasfák koronája alatt is megfigyelhető (SZABÓ et al. 2007). A fent leírtak intő jelként szolgálnak az állatlétszám megtervezésénél, mert egy nagyobb állomány a túllegelés negatív hatásain kívül, jelentékenyen képes befolyásolni a növényzet összetételét is (KENÉZ et al. 2007).

1984-re a szántóföldeket több tíz hektáros táblákká egyesítették, ami az akkori felfogás szerint gazdasági szempontból előnyös, ugyanakkor a biodiverzitás és a biotóp-hálózat szempontjából egyértelműen hátrányos volt. A terület ekkor egészült ki a mai nagyságára, azonban a gazdálkodás hanyatlása nyilvánvaló. Egyre alacsonyabb a cserjementes területek aránya, a sűrűsödő állományok egyre záródnak. A legelő nagy részén már méret szerint is több kategóriába lehet sorolni a bokrokat, ami azt jelenti, hogy huzamosabb ideje nem tisztították folyamatosan a legelőt, esetleg csak néhány évente. Megállapítható, hogy a vizsgált területet egyre kisebb mértékben gondozták, így egyértelműen megindult a szukcessziós folyamat, amelynek kezdete erre az időpontra tehető. Az utolsó legeltetés ideje az 1985. és 1990. között volt, sajnos ezzel kapcsolatban kevés információ áll rendelkezésünkre. A helyi adatgyűjtések alapján körülbelül 18–20 éve hagytak fel a terület legeltetésével, az egykori juhász, Szersing Mihály (ex verb.) is csak a Pénzesgyőrtől északra fekvő területeken való legeltetésről számolt be.

1998-ra a cserjementesnek mondható területek hányada nagyon lecsökkent, legfeljebb 20%. A szukcesszió előrehaladt. Az 1984-ben már sűrűsödő területek teljesen elbokrosodtak, illetve elgyomosodtak. Szinte mindenhol láthatóak kisebb-nagyobb cserjék, bokrok. A záródó állományban még kisebb szigetekként jelen vannak nyíltabb gyepek, de ezek mára teljesen eltűntek. A legutóbbi felvétel készítésének ideje óta eltelt 14 év. Figyelembe véve azt a tényt, hogy az utolsó legeltetés akár 1990–1992 körül is lehetett, levonhatjuk a következtetést, amely szerint a folyamat erős ütemben halad előre. Mára a nyílt gyepterületek aránya alig több mint 10%, cserjék és fiatal fák uralják a legelőt, már csak a hatalmas hagyasfák, a böhönccök tanúskodnak arról, hogy ott valaha legelő volt. Így tűnnek el a Bakony és az ország hagyasfás legelői, és így hagy az ember elveszni egy működőképes területhasználati módot, amely jelentős szerepet kaphat a jövőbeli extenzifikálás során.

#### Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozunk a Pangea Kulturális és Környezetvédelmi Egyesületnek, továbbá Lábadi Károlynak az útmutatásaiért.



## Irodalom

1996. évi LIV. törvény: Törvény az erdőről és az erdő védelméről, egységes szerkezetben a végrehajtásáról szóló 29/1997. (IV. 30.) FM., valamint az erdőrendezési Szabályzatról kiadott 88/2000.(XI.10.) FVM. rendelettel [www.aesz.hu/static\\_contents/T\\_0.htm](http://www.aesz.hu/static_contents/T_0.htm)
- ANDRÁSFALVY 2004: Az úrbérrendezés hatása a természetre in *História folyóirat* 2004./05. szám – online archívum: [www.historia.hu/archivum/2004/tart0405.htm](http://www.historia.hu/archivum/2004/tart0405.htm)
- FÉNYES E. 1847: Magyarország leírása. I–II. Budapest.
- HEGYI I. 1978: A népi erdőkielés történeti formái (Az Északkeleti-Bakony erdőgazdálkodása az utolsó kétszáz évben). Akadémia Kiadó, Budapest.
- HUDI J. 1998: Pénzesgyőr: Egy bakonyi község múltja és jelene. Budapest.
- I KF: I katonai felmérés (1763–1768), Budapest.
- II KF: II katonai felmérés (1852–1854), Budapest.
- III KF: III katonai felmérés (1879), Budapest.
- KENÉZ Á., SZEMÁN L., SZABÓ M., SALÁTA D., MALATINSZKY Á., PENKSZA K., BREUER L. 2007: Természetvédelmi célú gyephasznosítási terv a Pénzesgyőr-Hárskúzi hagyásfás legelő élőhely védelmére. *Táj-ökológia Lapok* 5: 35–41.
- PESTY F. 1880: Az eltűnt régi vármegyék I-II. Budapest.
- SZABÓ M., KENÉZ Á., SALÁTA D., MALATINSZKY Á., PENKSZA K., BREUER L. 2007: Természetvédelmi- gyepgazdálkodási célú botanikai vizsgálatok a pénzesgyőr-hárskúti hagyásfás legelőn *Tájökológia Lapok* 5: 27–34.
- VAJKAI A. 1959: Szentgál. Egy bakonyi falu néprajza. Budapest.
- VeML1:(Veszprém Megyei Levéltár) mikrofilmtár, MOL-S-78 (Magyar Országos Levéltár) Kataszteri gyűjtemény térképek mikrofilm másolata, 158. tekerés.
- VeML2: (Veszprém Megyei Levéltár) VII. 7. d, 225. számú jegyzőkönyv.
- VeML3: (Veszprém Megyei Levéltár) VII. d, 225. számú telekjegyzőkönyv.
- VeML4: (Veszprém Megyei Levéltár) XXIV. 201. c 1388/1945 számú irat.

DATA TO THE LANDSCAPE HISTORY OF THE WOODED PASTURE BETWEEN  
PÉNZESGYŐR AND HÁRSKÚT

<sup>1</sup>D. SALÁTA, <sup>2</sup>M. SZABÓ, <sup>1</sup>Á. KENÉZ, <sup>2</sup>Á. MALATINSZKY, <sup>2</sup>K. DEMÉNY, <sup>3</sup>L. BREUER†

<sup>1</sup>Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management, Dept. Landscape Ecology

<sup>2</sup>Dept. of Nature Conservation, 2103 Gödöllő, Páter k. u. 1., e-mail: blackwing@freemail.hu

<sup>3</sup>Pangea Cultural and Environmental Association, H-8426 Pénzesgyőr, Béke u. 57.

**Keywords:** wooded pastutre, landscape history, Magas-Bakony Mts., landscape use, grazing

A wooded pastutre (with old seed trees) is a highly complex and diverse method of land or landscape management, having a great importance in the past management systems. Man of the previous times made forests and landscape to be livable for him by creating wooded pastures, and created a relative balance between himself and nature, thus, in favour of understanding their role in the land use system, observing their past is indispensable. Past of the observed area was studied by the means of historical written and map sources, data of archives and information collected through interviews. However, less and less time is available because of degradation of the area. Grazing and in parallel regular caring for the pasture (that had been created cca. 100 years ago) were abandoned about 15 years ago, resulting in a massive growth in the covering rate of shrubs and young trees on the pasture. Rate of open grassy areas does not exceed even 20% for this time, thus, only huge trees remained on the area are witnesses of the one-time history of the pasture. Speed of succession and changes in shrubbyness were observed by analysing aerial photographs, so thus it could be established that the time remained for reconstructing the area or for further researches could be not more than 10 years, and by passing it, without any intervention, the destiny of this wooded pasture will be the same as in case of several ten or hundred other wooded pastures in Hungary: sinking into oblivion.

## TERMÉSZETVÉDELMI-, GYEPGAZDÁLKODÁSI CÉLÚ BOTANIKAI VIZSGÁLATOK A PÉNZESGYŐR-HÁRSKÚTI HAGYÁSFÁS LEGELŐN

<sup>1</sup>SZABÓ MÁTÉ, <sup>2</sup>KENÉZ ÁRPÁD, <sup>3</sup>SALÁTA DÉNES, <sup>1</sup>MALATINSZKY ÁKOS,  
<sup>3</sup>PENKSZA KÁROLY, <sup>3</sup>BREUER LÁSZLÓ†

<sup>1</sup>Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelemi Tanszék  
<sup>2</sup>Tájökológiai Tanszék, 2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: matekaja@citromail.hu  
<sup>3</sup>Pangea Kulturális és Környezetvédelmi Egyesület, 8426 Pénzesgyőr, Béke u. 57.

**Kulcsszavak:** hagyásfás legelő, beerdősülés, *Glyceria declinata*

**Összefoglalás:** Vizsgálatunk során a pénzesgyőr-hárskúti hagyásfás legelő jelen növényzetét, a cserjésedés, a gyomosodás és az erdősültség mértékét mértük föl, megalapozva ezzel egy természetvédelmi gyephasználati szempontú tervet. A területen 217 fajt találtunk, amelyek közül 4 védett. Ezen túl a *Glyceria declinata* új előfordulás a Bakony flórájához. Gyepgazdálkodási szempontból 42 fontos fajt jegyeztünk fel. A legelő elkülönített vegetáció típusainak degradáltságát ökológiai mutatók alapján értékeltük. A hagyásfák alatti növényzetet is vizsgáltuk. Ezek a foltok jelentenek a legelőként alkalmazható gyepterületre veszélyt, mint a beerdősülés belső „pontforrásai”.

### Bevezetés

A vizsgálat terület a Magas-Bakony szívében található Pénzesgyőr és Hárskút települések közigazgatási területén fekszik. A fáslegelők Magyarország fontos tájképi értékei, s egyben a múlt gazdálkodási módjait is őrzik (HARASZTHY et al. 1997, FIGECZKY 2004). Az erdei legeltetés megkezdésével az ember és a legelő állapot folyamatosan alakította az erdők képét. A rosszabb minőségű erdők kiválóan alkalmasak voltak arra, hogy táplálékot és egyben árnyékot is nyújtsanak az állatok számára. A terület művelésével felhagytak (SALÁTA et al. 2007), ezzel a szukcesszió előrehaladt. Bár ez az élőhely több évtizedes, sőt évszázados, antropogén folyamatok eredménye, mégis a kultúrtáj része, így fenntartása mindenképp indokolt. A terület flórájára és vegetációjára vonatkozóan korábbról csak szórvány adatok, illetve áttekintő tanulmányok vannak (TALLÓS 1956, FEKETE 1964). Részletes adatokat HORVÁTH és PINTÉR (2003) közöl.

A vizsgálat során a fáslegelő mellett a közvetlen érintkező erdők növényzetét is vizsgáltuk.

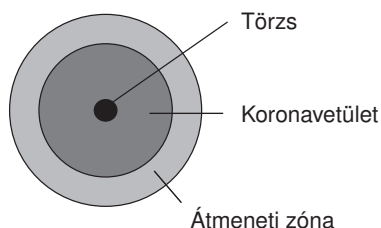
### Anyag és módszer

Elkészítettük a terület edényesflóra-listáját. A vizsgált hagyás fás területet 4 elkülönített részre bontottuk, így megvizsgáltuk a legelő belsejében található gyomosodó gyepterületeket; a cserjésedő részeket; a hagyásfák alatti légyszárú növényzetet és újulatot; valamint egy, a mai napig kaszált területet. Ezen túl a legelőt övező erdőket is felmértük. A fajok nevét SIMON (2000) nomenklatúrája szerint alkalmaztuk.

A cönológiai felmérések során, a gyepes területeken 2×2 m-es, a bokrosodó részeken 10×10 m-es, míg a legelőt körülvevő legelőtől nyugatra és délnyugatra elterülő erdőben 20×20 m-es felvételeket készítettünk BRAUN-BLANQUET (1964) módszerét alkalmazva.

A felvételek alapján értékeltük a területegységeket a relatív ökológiai mutatók közül a nitrogén (NB) és vízellátottság (WB) alapján (BORHIDI 1993), csoportrészesedést számítva. A fajok természetvédelmi érték kategóriái alapján is értékeltük a területet (SIMON 2000).

Az idős hagyasfák (böhöncök) alatti újulat felmérésére olyan módszert alkalmaztunk, amelynek lényege, hogy a böhönc koronavetületéhez hozzáadtunk egy ún. „átmeneti zónát”, amely megközelítőleg a vetület 20%-a (1. ábra). Ezt követően felmértük ezen a területen a fiatalok állományt alkotó fajok százalékos megoszlását, majd lerajzoltuk azok térbeli mintázatát. Fiatalok állománynak nevezzük az újulat, fiatalos, sűrűség és vékonyrudas stádiumú állomány együttesét (DANSZKY 1972). Ezek fiatalok állományt alkotói, melyek minden szakaszban más és más vastagsági és magassági tulajdonságokkal jellemezhetők.



1. ábra A hagyasfák alatti vegetáció vizsgálati terület  
Figure 1. Area of vegetation studies below seed trees

Az így kapott ábrákat összevetettük, és így állapítottuk meg a legjellegzetesebb formációkat a hagyasfa törzsétől távolodva koncentrikus körök mentén. Így következtetni tudunk a fás legelő következő stádiumára, amely a kezelés, legeltetés elmaradásával jelentkezik. A módszer, a magyarországi erdőrezervátum kutatás során végzett lécek mintavételi módszeréhez hasonlít (HORVÁTH és BORHIDI 2002). 22 fa környezetét mértük fel.

## Eredmények és megvitatásuk

### Florisztikai eredmények

A terület egészén 217 faj fordult elő az eddigi felméréseink alapján. A cserjés területen 53, a legelő belsejében található gyomosodó gyepterületen 86, a hagyasfák alatt 49, a máig kaszált területen 68, míg a legelőt erdőben 86 fajt figyeltünk meg. Az előforduló fajok közül 4 védett. Ezek a következők: *Dianthus deltoides*, *Gentiana cruciata*, *Pyrola minor*, *Orchis morio*. 42 faj gazdaságilag, vagyis a legeltetés szempontjából fontos (SZEMÁN 2005). Ezek a következők:

*Poa angustifolia*, *Festuca rubra*, *Dactylis glomerata*, *Phleum pratense*, *Elymus repens*, *Festuca pratensis*, *Arrhenatherum elatius*, *Cynosurus cristatus*, *Lotus corniculatus*, *Trifolium repens*, *Trifolium pratense*, *Antoxantum odoratum*, *Bryza media*, *Dantonion alpina*, *Agrostis tenuis*, *Carex hirta*, *Vicia hirsuta*, *Lathyrus pratense*, *Lathyrus angustifolia*, *Daucus carota*, *Galium verum*, *Achillea collina*, *Centaurea pannonica*, *Plantago major*, *Plantago media*, *Galium mollugo*, *Agrimonia procera*, *Leontodon hispidus*, *Thymus pulegioides*, *Agrimonia eupatoria*, *Plantago lanceolata*, *Ranunculus repens*,

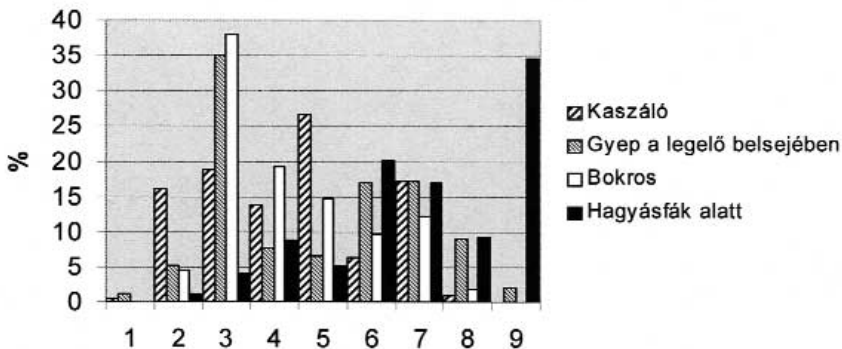
*Pimpinella saxifraga*, *Cruciata ciliata*, *Potentilla reptans*, *Veronica chamaedrys*, *Verbena officinalis*, *Fragaria vesca*, *Fallopia convulvulus*, *Pastinaca sativa*, *Glechoma hederacea*, *Rumex acetosa*.

A terület régóta ember által lakott, melyet bizonyít egy régi természetű növényünk, a parajlibatop, jelenléte is. A *Chenopodium bonus-henricus* levelét, zsenge hajtásait már az ókorban fogyasztották. Bár a területet már teljesen más vegetáció fedi, a hagyásfák alatt a nitrogénfeldúsulás következtében megmaradt néhány tő. A valódi paraj vagy sóska természetbevétele előtt nagyon kedvelt főzeléknövény volt, ezért is terjedt el a természetben. A népi gyógyászatban gyökerével fekélyeket borogatnak. Angliában kedvelt, etiolált hajtásai alapján Európában a „spárgaspenót” nevet kapta (www.terebes.hu).

Az előforduló fajok közül új előfordulás volt a *Glyceria declinata*. A faj északon a Skandináv-félsziget déli részéig hatol fel, míg keleten a Baltikum, Fehéroroszország, Nyugat-Ukrajna néhány előfordulása jelenti área határát. Magyarországi előfordulását HOLUB (1972) írta le először, SOÓ és KÁRPÁTI (1968) már lehetségesnek tartotta jelenlétét. Újabb lelőhelyeket KIRÁLY és KIRÁLY (1998) publikáltak a Vend-vidéken és az őrségben, majd a Mátrából is (KIRÁLY és KIRÁLY 1999). A Tornai-karszton Aggteleknél (SOMLYAY és LŐKÖS 1999, SOMLYAY 2000), a cserehádi Tornaszentjakab közelében, valamint a Putnoki-dombságban, Alsószuha mellett (PENKSZA 2000) is közülte adatát. KIRÁLY és KIRÁLY (1998) cikke tartalmaz korrekciókat a faj ökológiai mutatószámaira nézve, amelyeket mi is megfigyeltünk, így a szociális magatartás formáját szintén kompetitornak tekintettük, mivel antropogén zavarásnak meglehetősen kitett élőhelyen figyeltük meg. A Gerence-pataknak egy olyan szakaszán települt meg, ahol a helyi vadásztársaság gyakran átszeli azt terepjáróival. Bakonyi adat még eddig nem volt.

### A gyepterületek relatív ökológiai mutatók szerinti értékelése

A relatív nitrogén igény szerinti megoszlást mutatja a 2. ábra.



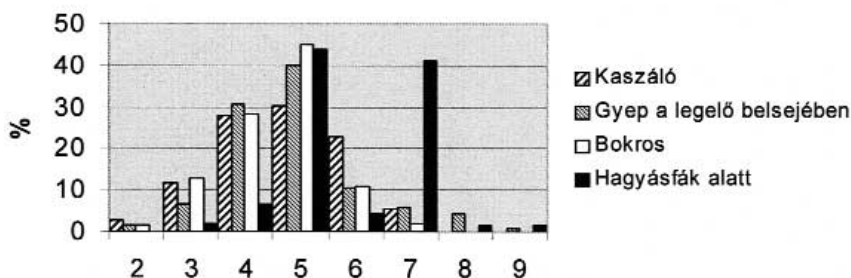
2. ábra A pénzesgyőr-hárskúti hagyás fás legelő növényfajainak relatív nitrogénigény szerinti súlyozott százalékos megoszlása

Figure 2. Distribution in weighted percentage of plant species found on the wooded pasture between Pénzesgyőr and Hárskút according to relative nitrogen claim

A hagyásfák alatti növényzetnek jelentős hányada a 9-es kategóriába sorolható, így ez a terület túltrágyázott termőhelyek tekinthető. Ennek legfőbb oka, hogy a legelőhasználat idején a böhöncök alatt delelő szarvasmarhák jelentős ürülékot hagytak maguk után, amely a talaj tápanyagellátásában hipertrófiát eredményezett. Ez segítette a nitrofil

aljnövényzet megtelepülését. A kaszálón a 2-től a 7-es kategóriához tartozó fajok nagy arányban találhatók meg. A legelő ezen része 7%-os lejtésű, így az erózió hatására a lejtő felső részén szegényebb, míg a lejtő inflexiók pontja alatt gazdagabb nitrogénellátottságú talaj képződött. A legelő szívében található gyepes rész és a cserjésedő területen értéket a 3-as érték fajai mutatnak maximumot. Ezeknek a mérsékelt oligotróf termőhelyeknek a kialakulásáért a legeltetési gyephasználat felhagyása is a felelős. A pénzegyőri szarvasmarha állomány fogyatkozásával egyre csökkent a szervesanyag utánpótlás is a területen. Ennek következtében a gyep összetétele is olyan fajokra cserélődött le, amelyek a gyengébb nitrogénellátottságra utal.

A relatív vízigény szerinti megoszlást mutatja a 3. ábra.

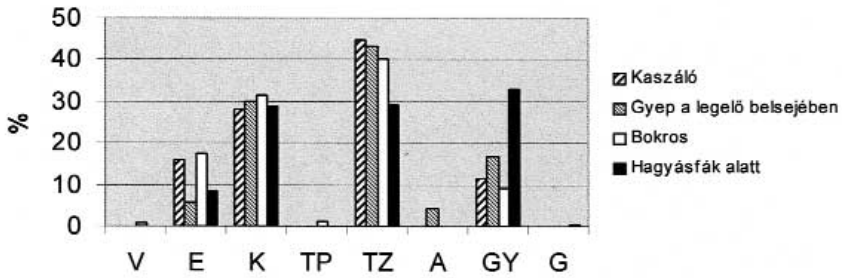


3. ábra A pénzegyőr-hárskúti hagyásfás legelő növényfajainak relatív vízigény szerinti megoszlása  
Figure 3. Distribution of plant species found on the wooded pasture between Pénzesgyőr and Hárskút according to relative water claim

Az 5-ös kategóriába sorolt fajok borítási aránya a vizsgált területekre nézve mindenhol magasabb, mint a többi kategóriába tartozó növényeké. Az eredmények jól tükrözik a hagyásfás legelő jó vízellátottságát, miszerint többségében féltüde termőhelyekre utaló fajok uralkodnak. Azonban a 4-es kategóriába sorolt növényfajok száma és borítási értéke is jelentős. A hagyásfák alatt jelenlévő növények közül igen sok nagy nedvességet jelző növény (7. érték) található. Ezek borítási értéke kiugróan magas. A hatalmas fák igen nagy levélfelületi indexszel rendelkeznek, ezáltal a böhöncök leveli által felfogott víz folyamatosan csorog lefelé, és nedvesíti a talajt. A talajban a nagy kiterjedésű gyökérrendszer a víz nagy részét visszatartja, és nem folyik el. Ezen túl az árnyékhatás is érvényesül, ami a mikroklímátikus viszonyokat közel egyformává teremti a hagyásfák alatt. A szabad állásban növekvő fák óriás koronái által vetett árnyék megakadályozza, hogy nagyobb mennyiségű csapadék távozhasson a talajból transzspirációval.

A természetvédelmi értékkategóriák szerinti megoszlást mutatja a 4. ábra.

A természetvédelmi értékkategóriák szerint minden növényzeti típusban nagy arányban vannak jelen a zavarástűrő fajok (TZ). Bár a gyomfajok (GY) száma és borítási értéke nem kiugróan magas, de ezek jelenléte is a degradációra utal, csakúgy, mint a zavarástűrőké. A hagyásfák alatt a gyomfajok száma és borítási értéke is magasabb az átlagnál, ez közvetlenül összefüggésbe hozható a nitrogénfeldúsulással is. A *Chenopodium album*, a *Galium aparine*, a *Lactuca serriola* és a *Sambucus nigra* csak néhány példa azok közül a növények közül, amelyek a magasabb nitrogén ellátottsággal rendelkező talajokat részesítik előnyben, és amelyeket megtaláltunk a böhöncök koronavetületében. A társulásalkotó természetes fajok, kísérfajok (K) száma és borítási aránya



4. ábra A pénzesgyőr-hárskúti hagyásfás legelő természetvédelmi érték kategóriák szerinti megoszlása  
 Figure 4. Distribution of plant species found on the wooded pasture between Pénzesgyőr and Hárskút according to nature conservation value

jelentős. Az adventív fajok (A) aránya kicsi. A cserjés területen azonban megfigyeltünk néhány kisebb foltot, ahol a *Solidago gigantea* nagy számban virított. Természetes pionír fajt (TP) keveset találtunk. A védett növények (V) aránya alacsony. Ha a gyep megfelelő kezelésben részesül, várható a különböző *Orchis* fajok betelepülése.

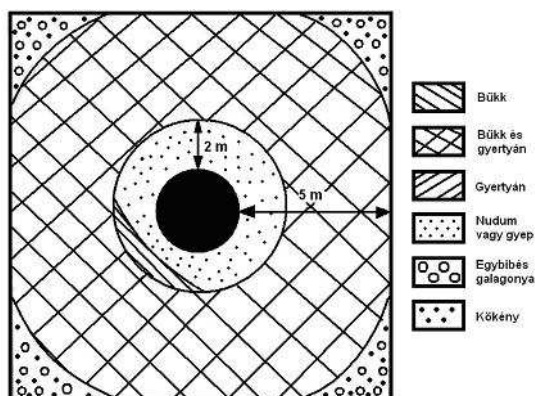
### A cserjés területek vizsgálata

A cserjével borított gyepeket összehasonlítva a legelő szívében található gyepekkel, a fajgazdagság különbsége szembetűnő. A bokrosodó részek fajokban szegények, diverzitásuk kisebb. A gyepeket alkotó fajok nagyobb árnyékhatásnak vannak kitéve, amelyek következtében az árnyékra érzékeny fajok kiszorulnak a gyepből. A cserjékről lehulló levéltömeg folyamatosan savanyítja a talajt, ami szintén hozzájárul az eredeti, fáslegelőre jellemző növénytakaró megváltozásához.

Az átlagos cserjeborítás 40–45%-nak becsültük. Ez az arány a domborzat változásával eltolódott. A kisebb völgyekben magasabb cserjést, az ökológiai mutatók alapján nitrofrekvens és nitrofil fajokat figyeltünk meg: *Acer pseudoplatanus*, *Clematis vitalba*, *Rubus* ssp. A tápanyagban szegényebb, oligotróf élőhelyek növényei a kisebb dombháton jellemzőek: *Populus tremula*, *Prunus spinosa*, *Pyrus pyraeaster* subsp. *acras*, *Rosa canina*. A cserjésedést előidéző fajok az említettekén kívül a következők: *Cerasus avium*, *Crataegus laevigata*, *Crataegus monogyna*, *Malus domestica*, *Malus sylvestris*, *Quercus cerris*, *Q. robur*, *Rhamnus catharticus*. A *Carpinus betulus* is a részt vesz a cserjésedés folyamatában, ez azonban az erdősülés előjelének tekinthető.

### Az erdősülés mértéke a hagyásfák lombkoronája alatt

Megfigyeléseink során megállapítottuk, hogy a hagyásfák alatti mintázat többnyire azonos képet mutat, így nincs szükség a gyertyán és a bükk böhöncök alatt található állomány megkülönböztetésére. A megvizsgált 22 hagyásfa koronavetüle alapján elmondható, hogy az alattuk található fiatalok állomány, közel egységes elrendeződésű. A tipikus elrendezést mutatja az 5. ábra.



5. ábra A hagyásfák koronavetülete alatt kialakuló növényzet egyik jellemző mintázata  
Figure 5. A typical pattern of vegetation below the foliage of seed trees

A törzstől 1–3 m-re húzott koncentrikus kör területén nudumot vagy ritka, nitrogén-feldúsulást jelző növényzetet figyeltünk meg. Ezt a területet általában vastag avar fedte. Nem ritkán a böhöncökről leszakadó kisebb-nagyobb ágak akadályozták a felvételezést ezen a területen. Az itt előforduló fásszárú fajok borítási értéke elhanyagolható.

A következő kör kb. 4–6 m-re rajzolódott ki a böhönc törzsétől. Ez a terület többé-kevésbé már kívül esett a koronavetületen, átnyúlt az átmeneti zónába. Ezt a sávot nagyobb arányban (60–70%) gyertyán, kisebb százalékban (30–40%) bükk elegye foglalta el. Annak a fiatalosnak az átlagos törzsmérete, amely már átnyúlt az átmeneti zónába, vastagabb volt, mint a koronavetület alatt található sűrűségé, mivel ez az állomány több fényt, valamint nagyobb növekedési teret kapott.

Ezen a területen megjelentek különböző, degradáltságot jelző fajok is, így a *Sambucus nigra*, a *Crataegus monogyna*, a *Prunus spinosa*, különböző *Rubus* fajok, valamint a *Rosa canina*. Mivel ezeknek a fajoknak csak az arányuk elhanyagolható, jelenlétük nem, a továbbiakban „degradációs fajok”-ként tárgyaljuk őket. Ebben a sávban előfordultak különböző elegyfafajok is, attól függően, hogy milyen élőhelyen helyezkedett el a böhönc. A patakparton kis mennyiségben *Salix alba* példányokat, a szárazabb helyeken a következő fajokat találtuk: *Acer campestre*, *Populus* ssp., *Pyrus pyraister*, *Salix caprea*, *Castanea sativa*. Ezeknek a fajoknak az egyes sávokban történő megjelenésében nem figyeltünk meg szabályosságot. Éppúgy megjelentek a törzshöz közelebb eső helyeken, mint az átmeneti zónában. Ezt a sávot elhagyva, a területet különböző mértékben a „degradációs fajok” vették igénybe. Szabályos elrendeződést nem mutattak.

### A fás legelőt körülvevő erdők cönológiai jellemzése

A környező erdőkben különböző stádiumú és fajösszetételű társulásokkal talákoztunk. Itt a természetes vegetáció a nyugat-középhegységi bükkös (*Daphno laureolae-Fagetum* Isépy 1970). A legelőtől keletre elterülő erdő a Tilos-erdőt is alkotó intrazonális hegyvidéki gyertyános-tölgyes (*Carici pilosae-Carpinetum* Borhidi 1996) asszociációba tartozik (BORHIDI 2003). A gyertyános-tölgyest a fás legelőtől egy telepített erdeifenyves

választja el, amely nem része a természetes növénytakarónak. Kőrisgyőrről a gyertyános-tölgyes – a gyepezés elmaradásával – terjed a legelő irányába. Az így kialakulóban lévő fiatal erdőt nagyobb részben még gyertyán alkotja, de a kocsánytalan tölgy egyre nagyobb arányban jelenik meg a területen. Ennek a kialakulóban lévő gyertyánosnak a legelőhöz közelebb eső peremén végzett felméréseink során megállapítottuk, hogy törzsátmérő alapján vékonyrudas állományról (5–10 cm) beszélhetünk. Erre az átmérőre számolt életkor 8–12 év. A Tilos-erdőhöz közeledve a fiatal gyertyános-tölgyesben már egyre több kocsánytalan tölgyet találtunk, és a gyertyánok átmérője is szélesebb skálán mozgott. Az átlagos átmérő 10–20 cm. Ez már a következő fejlettségi kategóriába (vastagrudas állomány) mutat (DANSZKY 1972). A nyugatra elterülő szubmontán bükkösökben is készítettünk cönológiai felvételeiben a társulás nevét adó *Daphne laureolat* nem találtuk meg, csak a *Daphne mezereumot*, a többi fajból erre az asszociációra következtítettünk. A társulás jellemző szerkezetét és fajösszetételét az erdő belsejében figyeltük meg. Az A szint uralkodó faja a *Fagus sylvatica* volt, míg a kísérőfajok között legnagyobb borítással a *Carpinus betulus* szerepelt. Jelentős borítású volt *Acer campestre*, az *A. platanoides*, a *Quercus petraea* és a *Corylus avellana*. A cserjeszint alacsony borítású (5–15%), legtöbbször ezt is bükk- vagy gyertyánújulat teszi ki. A *Hedera helix* a társulás jellemző faja. A gyepszint borítottsága sem jelentős, legjellemzőbb alkotói a *Dentaria bulbifera*, a *Carex pilosa*, a *Galium odoratum*, a *Galeobdolon luteum* és az *Aegopodium podagraria*. Találtunk olyan nagy kiterjedésű foltokat is, amelyek gyepszintje szinte teljesen hiányzott, mindent avar fedett, a 80–95%-os záródás a nyári időszakban már nem engedett teret a légyszárúaknak.

Az erdő legelő erdővel közvetlenül érintkező sávjában a *Carpinus betulus* borítása nőtt, a *Fagus sylvatica* mennyisége csökkent. A cserjeszint is némiképp dúsul, bár degradációt jelző fajokkal bővül, mint a pl. a *Sambucus nigra*. A fás legelővel érintkező vonalban a *Carpinus betulus* az uralkodó, mivel ennek nagyobb a fényigénye, és repítőkészülékes áltermésével távolabbi helyeken hamarabb meg tud telepedni, mint a *Fagus sylvatica*.

### Irodalom

- BORHIDI A. 1993: A magyar flóra szociális magatartásformái. A KTM Term. Hiv. és a JPTE Kiadványa. Pécs.
- BRAUN – BLANQUET J. 1964: Pflanzensoziologie. Wien-New York.
- DANSZKY I. (szerk.) 1972: Erdőművelés. Franklin Nyomda, Budapest.
- FEKETE G. 1964: A Bakony növénytakarója. A Bakony cönológiai-növényföldrajzi képe. – Veszprém (A Bakony természettudományi kutatásának eredményei I.).
- FIGECZKY G. (szerk.) 2004: A legeltetéses állattartás szerepe és helyzete napjainkban. WWF füzetek 24. Budapest.
- HARASZTHY L., MÁRKUS F., BANK L. 1997: A fás legelők természetvédelme. WWF füzetek 12. Budapest.
- HOLUB J. 1960: *Glyceria declinata* Bréb. – nový druh československé květeny. Preslia 32: 341–359.
- HOLUB J. 1972: Neue oder wenig bekannte Pflanzen der ungarischen Flora. Ann. Univ. Sci. Budapest 14: 91–104.
- HORVÁTH F., BORHIDI A. (szerk.) 2002: A hazai erdőrezervátum kutatás. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest
- HORVÁTH J., PINTÉR B. (szerk.) 2003: A pénzegyőri fás legelő természeti kincsei. Göncöl Alapítvány Térségi Kutatások Intézete, Vác.
- KIRÁLY G., KIRÁLY A. 1998: A hazai flóra két alig ismert növénye: a *Chaerophyllum hirsutum* L. és a *Glyceria declinata* Bréb.). Kitaibelia 1: 123–125.



- KIRÁLY G., KIRÁLY A. 1999: Adatok és kiegészítések a magyar flóra ismeretéhez. *Kitaibelia* 2: 241.
- PENKSZA K. 2000: Újabb adatok Magyarország pázsitfű-flórájának ismereteihez. *Kitaibelia* 1: 229.
- SALÁTA D., KENÉZ Á., SZABÓ M., MALATINSZKY Á., BREUER L. 2007: A pénzegyőr-hárskúti hagyásfás legelő tájtörténeti kutatása *Tájökológiai Lapok* 5: 19–25.
- SIMON T. 2000: A magyarországi edényes flóra határozója. Tankönyvkiadó, Budapest.
- SOMLYAY L., LÖKÖS L. 1990: Florisztikai és taxonómiai kutatások a Tornense területén. *Kitaibelia* 1: 17–23.
- SOMLYAY L. 2000: Adatok a Dunazug-hegység, Tonai-karszt és környéke flórájához. *Kitaibelia* 1: 47–52.
- SOÓ R., KÁRPÁTI Z. 1968: Növényhatározó II. Harasztok – virágos növények. Tankönyvkiadó, Budapest.
- SZEMÁN L. 2005: Extenzív gyepgazdálkodás ősgyepeken, Szent István Egyetem, Gödöllő.
- TALLÓS P. 1956: Érdekes és Újabb florisztikai adatok a Bakonyból és Magyarországnak egyéb tájairól. *Bot. Közlem.* 46: 313–314.
- www.terebess.hu

BOTANICAL STUDIES WITH AIMS ON NATURE CONSERVATION AND GRASSLAND  
MANAGEMENT ON THE WOODED PASTURE BETWEEN PÉNZESGYŐR AND HÁRSKÚT

<sup>1</sup>M. SZABÓ, <sup>2</sup>Á. KENÉZ, <sup>3</sup>D. SALÁTA, <sup>1</sup>Á. MALATINSZKY, <sup>3</sup>K. PENKSZA, <sup>3</sup>L. BREUER†

<sup>1</sup>Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management,  
Dept. of Nature Conservation,

H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: matekaja@citromail.hu

<sup>2</sup>Szent István University, Dept. of Landscape Ecology

<sup>3</sup>Pangea Cultural and Environmental Association,

H-8426 Pénzesgyőr, Béke u. 57.

**Keywords:** wooded pasture, afforestation, *Glyceria declinata*

Current vegetation and rate of shrubbiness, weedyess and afforestation were measured on the wooded pasture between Pénzesgyőr and Hárskút villages (Bakony Mts., Hungary). These investigations were aimed at giving a base for a grassland management plan with aspects of nature conservation. 217 plant species were recorded on the area, 4 of which being nature protected. Besides that, *Glyceria declinata* is a new data for the flora of Bakony Mountains. 42 species important from a grassland management point of view were recorded. Degradation of different vegetation types found on the pasture were evaluated based on relative ecological value categories. Vegetation below seed trees was observed with a new methodology. These patches play a role as endangering factors for the grassland to be used as pasture, being inner sources of afforestation.

## TERMÉSZETVÉDELMI CÉLÚ GYEPHASZNOSÍTÁSI TERV A PÉNZESGYŐR-HÁRSKÚTI HAGYÁSFÁS LEGELŐ ÉLŐHELY VÉDELMÉRE

<sup>1</sup>KENÉZ ÁRPÁD, <sup>2</sup>SZEMÁN LÁSZLÓ, <sup>3</sup>SZABÓ MÁTÉ, <sup>4</sup>SALÁTA DÉNES,  
<sup>5</sup>MALATINSZKY ÁKOS, <sup>6</sup>PENKSZA KÁROLY, <sup>7</sup>BREUER LÁSZLÓ†

<sup>1</sup>Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Tájökológiai Tanszék

<sup>2</sup>Szent István Egyetem Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Gyepgazdálkodási Tanszék

<sup>3</sup>Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi Tanszék  
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: kenezarpad@gmail.com

<sup>4</sup>Pangea Kulturális és Környezetvédelmi Egyesület, 8426 Pénzesgyőr, Béke u. 57.

**Kulcsszavak:** élőhelyvédelem, természetvédelmi gyephasználat, magbank, extenzív állattartás

**Összefoglalás:** A kutatás során a kilencvenes évek elején felhagyott Pénzesgyőr-Hárskúti hagyásfás legelőt vizsgáltuk. A múltbéli és a jelenlegi állapotfelmérést követően egy jövőbeli, a tájkép és az élőhely védelmét megcélzó használati tervet alakítottunk ki, amelynek alapja az extenzív legeltetéses gyephasználat, amely a területet egykoron jellemezte. A tervezés során elsődleges célként mindig a természet védelme szerepelt, hiszen a vizsgált területen számos védett állat- és növényfaj fordul elő. Ezen fajok élőhelye került veszélybe az által, hogy a területen mintegy 15 éve felhagytak a legeltetéssel, teret adva így a természetes szukcesszióknak. A terv elméleti síkon kívánja bemutatni, hogy a környező települések segítségével hogyan lehetne egy fenntartható gazdálkodást megvalósítani ezen a gazdálkodási szempontból elfeledett területen.

### Bevezetés

Az 1900-as évek elején az erdei legeltetés, a legelőerdők kialakítása és a fás legelők eléggé megosztották az erdészek és az állattartók véleményét. Az egyik tábor azt állította, hogy az erdő csak erdészeti használatban lehet, mert az nem gazdaságos, ha egyszerre a fatermelés és az állattenyésztés is cél, mivel így kisebb a hatékonyság. Ugyanekkor a másik tábor azt állította, hogy az állattenyésztés szempontjából az ilyen legelőerdők és fáslegelők kiválóak, mert megfelelő körülményeket biztosítanak. A rosszabb minőségű erdőkben ezek gond nélkül kialakíthatóak lennének, mert a megtermelhető fatérfogat értéke nem ér fel az abban legelő állatok gazdasági értékével. A BERENDY és MÁRTON (1921) szerint egyértelműen kiderül az akkori erdész–állattartó ellentét.

Az intenzív gazdálkodási formák megjelenésével a gyepekre, illetve fás legelőkre, legelőerdőkre alapozott állattartás csökkent, így a legelőerdőkön és a fás legelőkön felhagytak a legeltetéssel. Ezek fokozatosan eltűnnek, hiszen az erdősilési folyamatok során erdőkké válnak. Ily módon az a fontos élőhely és tájképi forma is megszűnik, amit kizárólag a fás legelő tud biztosítani. Ez maga után vonja azt is, hogy nagyon sok olyan állatfaj eltűnik, melyek csak az ilyen nyílt és teljesen zárt élőhely közötti átmenetben, a szegélyhatás biztosította körülmények között képesek élni. Ilyen fajok például a búbosbanka (*Upupa epops*), a szalakóta (*Coracias garrulus*) és különböző falakó denevérfajok (HARASZTHY et al. 1997).

A vizsgált terület természeti értékeivel SZABÓ et al. (2007) és HORVÁTH és PINTÉR (2003), a tájhasználatra vonatkozó múltjával SALÁTA et al. (2007) foglalkozik részletesen. SZABÓ et al. (2007) felmérése szerint a területen 217 növényfaj fordul elő. A tervezés során leginkább figyelembe vett, jelenleg gyepgazdálkodásra alkalmas területeken

előforduló 84 növényfajból KISPÁL (1993) szerint 42 felel meg a legelő állat étvágyának, és ez a 42 faj biztosítja a terület állattartó képességéhez szükséges termés mintegy 60%-át. A gyepes részek nagy foltokban cserjéktől még mentesek.

Célunk, hogy ezeket a fás legelő típusú gyepterületeket teljes fajgazdagságukban egy tervszerű gyephasznosítás megvalósításával hosszútávon fenntartsuk, valamint a cserjék által uralt területeket is visszahódítsuk.

### Anyag és módszer

Az általunk vizsgált terület a Magas-Bakony területén fekszik Zircről 10 km-re, Pénezgyőrtől délre Hárskúttól pedig északra található. Az 1990-es évek elején hagytak fel a legeltetéssel. A hagyásfás legelő összterülete mintegy 161 ha, melyet jelenleg a hatalmas hagyásfákon kívül leginkább a cserjék uralják.

A pénezgyőr- hárskúti hagyásfás legelőn a mezőgazdasági tevékenység elmaradásának hatására a szukcessziós folyamatok igen erőteljesen érvényesülnek. A cserjék borítási aránya az utóbbi években igen nagymértékben megnőtt, így a legeltetés szempontjából fontosabb gyepterületek részaránya csökkent.

A terület gyepgazdálkodási szempontból két részre osztható. A nyugati határa mentén található egy kb. 4,7 hektáros, mai napig kaszált terület, mely nem képezi vizsgálatunk tárgyát, hiszen terepi kutatásaink során megállapítottuk, hogy a terület tulajdonosa a régi gazdálkodási módoknak, valamint a természetvédelmi előírásoknak egyaránt eleget tesz, ennek ellenére a fás legelő szerves része. Tehát a fennmaradó, jelenleg cserjés, beerdősülő, hagyásfás területre dogoztuk ki a természetvédelmi gyephasználati tervet.

A fás legelő felhagyása miatt nagy százalékban borítják a területet olyan kétszikűek (pl. *Cirsium arvense*, *Solidago gigantea*) és egyszikűek (pl. *Calamagrostis epigeios*), amelyek a gyep szempontjából nem kívánatos gyomok, ezért figyelembe vettük azokat a fajokat, melyeket a legelő állat elfogyaszt és azokat, amelyeket nem (KISPÁL 1993, MÁRTON I. 2003, SZEMÁN 2005). Ezek után a fás legelő gyepének termésmennyiségét SZABÓ et al. (2007) által készített cönológiai felvételek (BRAUN- BLANQUET 1964) adataiból becsültük meg BALÁZS (1949) módszere alapján.

### Balázs- féle módszer általános képlete

$$SZ = (M-s) \times B \times b / 100 \times E$$

**SZ:** a terület termésmennyisége q széna/kataszteri hold

**M:** a gyep átlagos magassága

**s:** tarlómagasság

**B:** Balázs-féle kataszteri hold állandó, értéke: 2,3. Ez a szám kataszteri holdra vonatkozik, ha ezzel számolunk q/kataszteri hold mértékegységben kapjuk meg a képlet végeredményét. Ezen okokból kifolyólag átszámoltuk a tényezőt tonna/ha értékre, így az állandónk 3,91 lett. Ezt az új állandót a következő összefüggések segítségével állapítottuk meg:

$$1 \text{ Kh} = 1600 \text{ ö} \rightarrow 1 \text{ ö} = 3,67 \text{ m}^2 \rightarrow 1 \text{ Kh} = 5872 \text{ m}^2 \rightarrow 1 \text{ ha} = 10\,000 \text{ m}^2 \rightarrow 1 \text{ ha} = 1,7 \text{ Kh} \rightarrow 2,3 \text{ kataszterihold állandó} \times 1,7 \text{ Kh} = \mathbf{3,91 \text{ ha állandó}}$$

A továbbiakban ezzel az értékkel számoltunk. A nevezőben található 100 is a mázsára vonatkozik, ezért ez a szám a mi esetünkben a tonna miatt 1000-re módosul.

**b:** borítási százalék

**E:** beszáradási tényező. Ennek értéke 2,5–3,5, amit befolyásol a faj, a kitétség és a gyomok mennyisége.

A körülményeknek leginkább megfelelő legeltetési módszert és az ehhez kapcsolódó legeltetési naptárat és diagramot SZEMÁN (2005) szerint terveztük meg.

## Eredmények

### A legelőterület méreteinek meghatározása

A fás legelők tájképi formájának alapkövetelménye, hogy a fásszárú állomány borítási aránya min. 30% legyen (1996. LIV. tv. Az erdők védelméről). Ragaszkodtunk a minimális határhoz, hiszen, ha túl sok cserjés terület marad, félő, hogy a szukcessziós folyamatokat nem tudjuk megfelelően befolyásolni. Összegezve tehát adott egy mai napig kaszált terület (4,7 ha) és egy cserjés, fás szárúakkal, gyepes foltokkal tarkított egykori legelő (156,3 ha), ami összesen 161 ha. Ennek 30%-a 48,3 ha. Tehát megállapítható, hogy a potenciálisan kialakítható legelőterület 108 ha ( $161 \times 0,3 = 48,3 \rightarrow 161 - 48,3 = 112,7 \rightarrow 112,7 - 4,7 = 108$ ).

### A legelőterület kialakítása

A felhagyott fás legelőt először is meg kell tisztítani a nemkívánatos cserjefajoktól (*Rosa canina*, *Prunus spinosa*, *Crataegus* ssp.), hiszen ki kell alakítanunk a fás legelő tájképi formát. A cserjék eltávolításával folyamatosan visszanyerhetjük a legelőterületeket. Fontos megjegyezni, hogy mesterségesen kialakított természetközeli élőhelyet és gazdasági teret jelentenek a fás legelők, ezért az ilyen területen gazdálkodók kötelessége, hogy a vadon élő állatok számára biztosítsák a megfelelő életteret és az elterjedési lehetőséget. Ebben fontos szerepet játszanak a biotóp hálózatok. Ezek kialakítása nélkülözhetetlen tervezési folyamat.

### Termésmennyiség megállapítása

Alapképlet a termésmennyiség számolásához:  $SZ: (M-s) \times B \times b / 1000 \times E$

Alapadatok:  $M = 25$ ,  $s = 5$  cm,  $B = 3,91$ ,  $b = 100\%$ ,  $E = 3,5$

Tehát:  $(25 \text{ cm} - 5 \text{ cm}) \times 3,91 \times 100\% / 1000 \times 3,5 = 2,23 \text{ t/ha széna}$

Zöldfőben:  $2,23 \text{ t/ha széna} \times 3,5 = 7,8 \text{ t/ha} \sim 8 \text{ t/ha/év}$

Terület: 108 ha

A felhagyott területek (belső, gyepes részek) igazolják, hogy rajtuk gazdálkodási tevékenységet már régóta nem folytatnak, hiszen az ott található 84 növényfajból csak 42 felel meg a szarvasmarha étvágyának, és ez a 42 faj biztosítja a termés mintegy 60%-át.

### Növedékek száma

A tervezett termésnövedékek száma 5, mert húsmarhatartást tervezünk annak érdekében, hogy az állatok minél több időt tölthessenek a legelőn, ezzel is elősegítve a terület kedvező növényzeti összetételének kialakítását. Növedékek megoszlása: **40%–20%–10%–15%–15%** (SZEMÁN 2005).

### Tervezett szarvasmarhafajta tartás

Természetvédelmi gyephasználatról lévén szó, szerettünk volna őshonos fajta legeltetését tervezni a területre. Többféle szempontból is a **Magyar tarka szarvasmarhára** esett a választásunk:

- hegyvidéki területre jellemző viszonyokat a magyar tarka jobban tűri,
- a történeti kutatások során kiderült, hogy régen a Magyar tarka egyik őst a Bonyhádi marhát legeltették a területen (HANKÓ 1954),
- a környező falvakból beszerezhető lenne ez a fajta.

### A gyepléleltető állattartó képességének meghatározása

A területen található nagymennyiségű gyom erőteljesen befolyásolja a legeltetethető állatok számát is. Ez a probléma elsősorban a cserjeterisztítás utáni időszakra vonatkozik, hiszen a legeltetés hatására alakul ki kedvező gyepösszetétel. Az állattartó képességet a becsült termésmennyiségre optimalizálva számoltuk ki, és terveztük meg.

**Képlet:** második legkisebb növedék termése zöldfűben hektáronként / legelőfű szükséglet  $\times$  a termés- növedék lelegeltetéséhez szükséges maximális idő (napban megadva)

Mindig a második legkisebb növedékre kell számolni, tehát jelen esetben a 15%-os termésű növedékre.

$8 \text{ tonna/ha} \times 0,15 = 1,2 \text{ t/ha}$  a figyelembe vehető növedék termése

legelőfű-szükséglet: számosállatra vonatkoztatva 80 kg/anyatehén/nap, mivel húsmarha tartásról van szó, hozzá kell adnunk a borjú szaporulat függényét is (MÁRTON S., 2003).

A növedék maximális legeltetési ideje 40 nap

**Tehát a vizsgált terület állattartó képessége:**  $1,2 \text{ t/ha} / 3200 \text{ kg}$  ( $80 \text{ kg} \times 40 \text{ nap}$ )  
 $\rightarrow 1,2 \text{ t/ha} / 3,2 \text{ t} \rightarrow$  **0,375 szarvasmarha hektáronként**, de ez az érték módosul, hiszen a növedékeknek csak mintegy **60%-át** legeli le a legelő állat, ugyanis a többi hányadot olyan gyomok alkotják, amelyeket a szarvasmarha nem fogyaszt el. Tehát a **0,375 számosállat/ha** helyett **0,225 ~0,23 számosállattal** számolunk.

## A tervezett gyephasználat részletezése

Mivel érzékeny és ökológiai szempontból igen fontos területről van szó, elengedhetetlen, hogy a legeltetési módszert is ezek alapján határozzuk meg. A természetvédelmi szempontok, a gazdasági szempontok (állattartás), valamint a fenntarthatóság összehangolása sok esetben gondot okoz. Az elkészített terv igyekszik minden kritériumnak megfelelni, ezért egyes szakaszokban egyedi megoldásokat alkalmaztunk. Alapvető kritérium, hogy a kaszálás időpontjait hozzá kell igazítani a földön fészkelő madarak életritmusához. Ebből adódóan nem szabad júniusig kaszálni (FÜLÖP és SZILVÁCSKU 2000). Ez azonban azt eredményezi, hogy az első két növedék zöldfű feleslegét nem takaríthatjuk be, így a kisülési időszak és a téli időszak takarmányszükségletét is más területekről vásárolt szénával kellene fedezni, nem beszélve arról, hogy a le nem kaszált területek akadályozzák az újabb növedékek legeltetését.

Ezen problémák megoldására a következő módszert dolgoztuk ki:

A fás legelő legeltetésre alkalmas területeiből 1/3-ot (36 ha) minden évben fenntartunk magbank területként. Ez azt jelenti, hogy egy évben csak egyszer kaszáljuk ősszel, így a gyepszintben élő rovarok, kisméltősök, madarak megfelelő életteret alakíthatnak ki, valamint a fontosabb gyepalkotó és védett növények is magot érlelhetnek és terjedhetnek a gyeppen. A magbankot minden évben más részterületeken alakítjuk ki, így a legelő gyepszintje 3 évente teljesen megújulhat. A terület kétharmadán (72 ha) ezzel szemben olyan legeltetési gyephasználatot alakíthatunk ki, ahol az első két növedékben keletkező zöldfű felesleget lekaszáljuk és szénaként tartósítva felhasználjuk a kisülési időszak takarmányozására.

Az 1/3-nyi területet tehát az őszi tisztító kaszálással egy időben szárzúzozzuk le. Ha túl nagy mennyiségben keletkezett szármaradvány, akkor azt el kell távolítani a területről, hiszen módosíthatja a talajfelszínéről történő párolgást, nedvességet kedvelő növényfajok jelenhetnek meg (*Carex* ssp., *Juncus* ssp.).

A magbank terület kialakításával lehetővé tesszük, hogy saját területről származó szénával takarmányozzunk, valamint így a takarmányköltségeket is csökkenthetjük (Természetvédelem- Fenntarthatóság-Gazdaság).

## Legeltetési módszer

Változó szakaszhatáros legeltetési módszert terveztünk, villanykarámos rendszerrel. A villanykarám nem alkot tartós művi elemeket, melyeket tájba kellene illeszteni. Mozgása nem problémás, kevés ember szükséges hozzá. A védett növényeket ki lehet rekeszteni a legeltetett szakaszok területéről.

A változó szakaszhatárral kialakítható gyepek legeltetéséhez szükséges számítások bemutatása a saját területünk alapján:

- Termés megoszlás (%): 40–20–10–15–15 (SZEMÁN 2005)
- Összes termés: 72 ha-on:  $8 \text{ t/ha} \times 72 = 576 \text{ t}$
- Termés növedékenként: A növedékenkénti termést korrigálni kell a potenciálisan legelt növények mennyiségével:

- I.:  $576 \times 0,4 \times 0,6 = 138,24$  t II.: 69,12 t III.: 34,56 t IV.: 51,84 t V.: 51,84 t
- Állatok napi zöldfüigénye: 80 kg/állat  $\rightarrow 80 \times 16$  állat = 1280 kg = 1,28 t
- Legeltetési napok száma adagonként: 5 nap
- Rotációs idő: 40 nap
- Legelt adagok száma a rotációs időben: rotációs idő/legelt napok = 8 adag
- Az 5 napos legeltetéshez szükséges termés adagonként 16 állatnak:  $5 \times 1,28$  t = 6,4 t

A legeltetést biztosító adagok száma a növedékenként elérhető termésből számítva:

- I. növedék: növedék termése/ állatok füigénye =  $138,24/ 6,4 =$  21,6 adag
- II. növedék:  $69,12/ 6,4 =$  10,8 adag
- III. növedék:  $34,56/ 6,4 =$  5,4 adag
- IV. növedék:  $51,84/ 6,4 =$  8,01 adag
- V. növedék:  $51,84/ 6,4 =$  8,01 adag

A legeltethető terület adagonként a kiszámított elérhető adagok alapján:

- I. növedékben:  $72\text{ha}/ 21,6 = 3,33$  ha a szakasz vagy adag mérete
- II. növedékben:  $72$  ha/  $10,8 = 6,66$  ha
- III. növedékben:  $72$  ha/  $5,4 = 13,33$  ha
- IV. növedékben:  $72$  ha/  $8,01 = 9$  ha
- V. növedékben:  $72$  ha/  $8,01 = 9$  ha

Növedékenként (5nap/adag legeltetése mellett) csak 8 adagra lesz igény, mivel egy-egy növedéket 40 napig legeltetünk, ezért a többbit kaszálással takarítjuk be, a hiányt (III. növedék) pedig kiegészítő takarmányozással pótoljuk.

- I. növedék:  $3,33 \times 8 = 26,64$  ha-t legeltetünk  $\rightarrow 45,36$  ha-t kaszálunk
- II. növedék:  $6,66 \times 8 = 53,28$  ha-t legeltetünk  $\rightarrow 18,72$  ha-t kaszálunk
- III. növedék:  $13,33 \times 8 = 106,64$  ha-t kellene legeltetnünk, de nincs csak 72, ezért kiegészítő takarmányozásra van szükség
- IV. növedék:  $9 \times 8 = 72$  ha-t legeltetünk, ami tulajdonképpen az egész területünk, így ebben a növedékben nincs szükség kaszálásra.
- V. Ez esetben ugyanaz az eredmény, mint a IV. növedékben.

A tervben módosulhat az állattartó képesség az egyes termő évek időjárása miatt is (évjáráthatás), ezért valószínűleg minden évben eltérő mennyiségű szarvasmarhát lehet majd kihajtani a legelőre. Tehát a termés alapján végzett, optimális eltartható állatlétszámra kidolgozott, naprakész gyephasznosítási terv adaptáció meghatározó szerepet fog játszani a természetvédelmi célú gyepgazdálkodási gyakorlatban.

### Irodalom

- BALÁZS F. 1949: A gyepes terméscélsége növényzozológiai felvételek alapján. Agrártudomány 1. 26–35.
- BERENDI B. 1902: Néhány észrevétel „A legeltetés kérdése” című füzetem ismertetésére. Lapok 11: 1325.
- BRAUN – BLANQUET J. 1964: Pflanzensoziologie. Wien-New York.
- FÜLÖP GY., SZILVÁCSKU ZS. (szerk.) 2000: Természetkímélő módszerek a mezőgazdaságban. MME, Eger.
- HANKÓ B. 1954: A magyar háziállatok története ősidőktől máig. Budapest.
- HARASZTHY L., MÁRKUS F., BANK L. 1997: A fás legelők természetvédelme. WWF füzetek 12., Budapest.
- HORVÁTH J., PINTÉR B. (szerk.) 2003: A pénzegyőri fás legelő természeti kincsei. Göncöl Alapítvány Térségi Kutatások Intézete, Vác.
- KISPÁL T. 1993: Különböző gyepnövények preferencia vizsgálata nyelöcsőfisztulázott juhokkal. Kandidátusi értekezés, Gödöllő.
- MÁRTON I. 2003: A húsmarha tenyésztésének és tartásának gyakorlata, Szaktudás Kiadó Ház RT. Budapest.
- MÁRTON S. 1902: Észrevételek Berendi Béla „A legeltetés kérdése” című röpiratára. Erdészeti Lapok 9: 1908.
- SALÁTA D., KENÉZ Á., SZABÓ M., MALATINSZKY Á., BREUER L.† 2007: A pénzegyőr-hárskúti hagyásfás legelő tájtörténeti kutatása, Tájökológiai Lapok 5: 19–25.
- SZABÓ M., KENÉZ Á., SALÁTA D., MALATINSZKY Á., PENKSZA K., BREUER L.† 2007: Botanikai vizsgálatok a pénzegyőr-hárskúti hagyásfás legelőn, Tájökológiai Lapok 5: 27–34.
- SZEMÁN L. 2005: Extenzív gyepgazdálkodás ősgyepeseken, Szent István Egyetem, Gödöllő.

#### PASTURE MANAGEMENT PLAN AIMING NATURE CONSERVATION FOR THE PROTECTION OF THE WOODED PASTURE BETWEEN PÉNZESGYŐR AND HÁRSKÚT

<sup>1</sup>Á. KENÉZ, <sup>2</sup>M. SZABÓ, <sup>1</sup>D. SALÁTA, <sup>2</sup>Á. MALATINSZKY, <sup>3</sup>L. SZEMÁN,  
<sup>1</sup>K. PENKSZA, <sup>4</sup>L. BREUER†

<sup>1</sup>Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management,  
Dept. of Landscape Ecology  
H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: kenezarpad@gmail.com

<sup>2</sup>Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management,  
Dept. of Nature Conservation

<sup>3</sup>Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences,  
Dept. of Lawn Management

<sup>4</sup>Pangea Cultural and Environmental Protection Association  
H-8426 Pénzesgyőr, Béke u. 57.

**Keywords:** habitat protection, nature conservation pasture management, extensive animal husbandry

The wooded pasture between Pénzesgyőr and Hárskút (abandoned in the 1990's) was deserved. Based on the examination of the past and present state, a management plan aiming a landscape and habitat protection was prepared. The basis of this plan is the extensive grazing, because this was the dominant land use before. Nature conservation played a central role during the planning, because there are numerous protected plant and animal species on the examined area. The habitat of these species became endangered with the abandonment of the area 15 years ago. Lack of grazing gave way to natural succession processes. Authors' plan wishes to show (in theory) how is it possible to farm on a sustainable way together with the neighboring settlements on a forgotten farming land.



## A GYÓGYTURIZMUS TÁJHASZNOSÍTÁSI ÉS TERÜLETFEJLESZTÉSI KÉRDÉSEINEK VIZSGÁLATA SZÉKELYFÖLDÖN

AMBRUS TÜNDE

Pécsi Tudományegyetem, Földrajzi Intézet, Turizmus Tanszék  
7624 Pécs, Ifjúsági u. 6., e-mail: tunde@gamma.ttk.pte.hu

**Kulcsszavak:** táj, tájhasznosítás, gyógyturizmus, „borvíz”, mofetta, területfejlesztés támogatási programok

**Összefoglalás:** Székelyföld táji adottságainak feltérképezése, fürdőkulturájának áttekintése egyértelművé teszi, hogy a természeti adottságokra épülő tájhasznosítás újrafelismerése különösen fontos, hogy a természeti értékek megőrzésén alapuló fejlesztés stratégiai fontosságú kérdés. Éppen ezért fontosnak tartom, hogy a regionális kötődésből adódó sajátos jelleg, a természeti adottságok, illetve a keresleti trendek figyelembevétele alapján az a turizmuságazat nyerjen fejlesztési prioritást, amely újra megoldást kínál a racionális tájhasznosításra. Jelen tanulmányban a gyógyturizmus alapját képező alanyi feltételeket (hidrológiai, geológiai értékek) vizsgálom, valamint azon tárgyi feltételeket, amelyek az Európai Unió előcsatlakozási alapjai, illetve a különböző finanszírozási és képességfejlesztő programok segítségével részesülhetnek a vidék felzárkóztatását célzó támogatásban. E vizsgálatok alapján javaslatokat fogalmazok meg arról, hogy milyen módon lehet kiküszöbölni a negatív hatásokat, illetve melyek lehetnek azok a geográfusi szemléletet tükröző intézkedések, amelyek a turizmusszervezésben szerepet kell, hogy kapjanak. A rosszul tervezett, oktatott és menedzselt turizmus éppen azokat az erőforrásokat veszélyezteti, amelyeken alapul.

### Bevezetés

A táj kifejezés az ugor korból származó ősi örökség nyelvünkben (MOLNÁR 1995). Fogalmát változatos kontextusban és tartalommal használja a köznyelv, illetve a tudomány. A köznyelv kötetlenül, rendszerint valamilyen el nem határolt területre alkalmazza, melynek értelmében a táj térben meg nem határozott vidék. Ezen túlmenően a népi tájszemlélet gyakran konkrét területet is megérez, megnevez. „A tájat régtől fogva a benne élő ember érezte meg, különböztette meg és nevezte nevekkal. Nem határozza meg, nem definiálja...nem bontja elemeire, nem rakja újra össze.” (TELEKI 1937). A név gyakran a tájban élő embertől származik, és rendszerint az adott térség valamely szembeötlő tulajdonságaihoz kapcsolódik. Erről tanúskodnak Székelyföldön az olyan tájnevek, mint Erdővidék, Sóvidék, Szépmező, Mezőség stb. A tudományos értelemben használt táj fogalma az előzőeknél jóval későbbi. „A táj fogalmát sem a tudomány teremtette” (TELEKI 1937), viszont a modern földrajztudományak központi elemévé vált, olykor éppen a táj tartalmi meghatározása rajzolta ki a geográfián belüli törésvonalat. A szakmai érvelések azt bizonyítják, hogy szükség van a földrajztudományban létező, szétartó irányzatok összefogására, mindenekelőtt a természet- és társadalomföldrajz között feszülő nézetek összehangolására. Ezek a sürgető hangok (HÉZSER 1921, MENDÖL 1932, FODOR 1933, TELEKI 1937, PÉCSI 1972, MAROSI 1981, CSORBA 2000) tudatosan irányítják a figyelmet a táj összekötő, értékhorozó fogalmára. „A tájtényezőknak természeti és társadalmi faktorokra bontása legfeljebb az analízis eszköze lehet, míg szintézis csak a két faktorcsoport együttes szemléletével érhető el” (HAJDÚ-MOHAROS 1996).

Székelyföld természeti értékei és az ott élő emberi közösségek között régóta kialakult, bensőséges viszony áll fenn, ezért alapvető tájkategóriának, egyszersmind földrajzi entitásnak is tekinthető. „A tájban a természet öntudatlanságával élő ember valahogyan közelebb van az egyetemes, osztatlan valósághoz. Logikai boncoló és rendszerező gondolkodásunkkal ezt el nem érhetjük” (TELEKI 1937).

Az a terület, ahol a geofaktorok (természeti és társadalmi) komplexumának változatos eredményei egy jellegzetes tájpotenciált hoztak létre a Kárpát-medence térszerkezetében, Erdély keleti peremén, a Keleti-Kárpátok középső és déli részén fekszik. Nyugati peremterületeit közepes, felszabdalt dombvidék jellemzi. Az északnyugat-délkelet irányú fiatal vulkáni hegyvidék, illetve az ezzel párhuzamos üledékes kőzetekből felépülő hegyvonulat a magas fekvésű hegységközi medencéket zárják közre. A táj változatosságát növeli a terjedelmes vulkáni fennsík (a Hargita hegység nyugati lejtője), valamint a kőzettani-morfológiai egységek (kristályos, üledékes, vulkanikus) váltakozása.

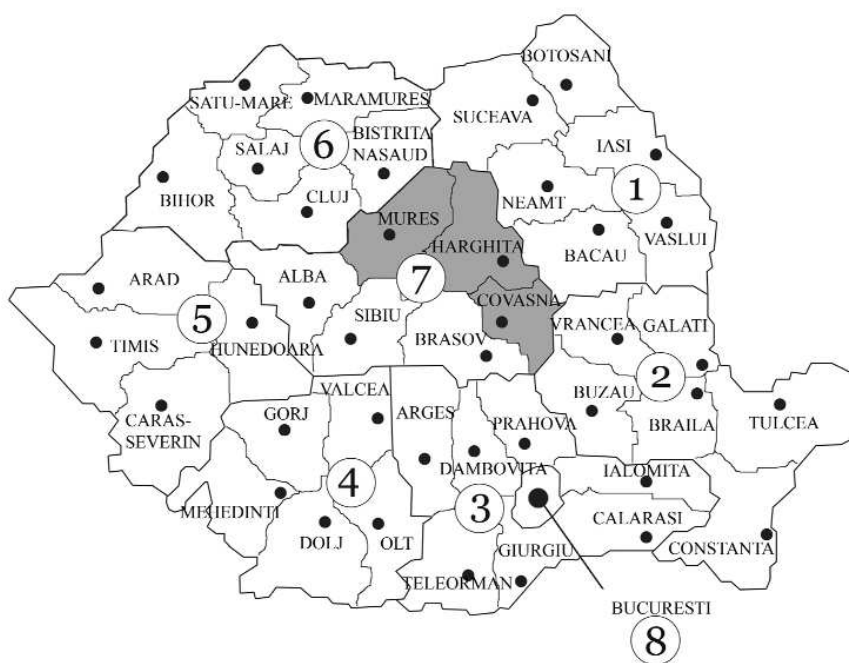
Amikor ki akarjuk jelölni Székelyföld területét és határait számos nehézséggel kell szembenéznünk. Jogtörténetileg azoknak a területi közigazgatási egységeknek az összessége, ahol a székely jog volt a meghatározó. Ezek: Udvarhelyszék Keresztúr és Bardóc fiúszékekkel, Háromszék (Kézdi-, Sepsi-, Orbaiszék) Miklósvár fiúszékekkel, Csík-, Gyergyó-, Kászonszék, Marosszék és az Aranyosszék enklávé (1. ábra).



1. ábra A székely székek a XVIII. század elején  
(KÁNYA 2003 alapján szerk. AMBRUS 2006)

Figure 1. The székely traditional districts (szék) at the beginning of the 18<sup>th</sup> century.  
(KÁNYA 2003, ed. by AMBRUS 2006)

A magyar etnikai szigetként megjelenő Székelyföld mai meghatározása akár a turisztikai kézikönyvek, akár a rendelkezésre álló statisztikák tükrében a Kovászna, Hargita és Maros megyék alkotta területet öleli fel. Ez jelentősen eltér a történelmi Székelyföld meghatározásától, határvonalától, és természetesen feltételezi az 1968-as megyésítés diktálta területi behatárolás elfogadását, sőt a román fejlesztési törvény (2000) érvényesítésének gyakorlatát, amely Székelyföldet a Központi Fejlesztési Régióba sorolja Brassó, Fehér, Szeben megyékkel együtt, Gyulafehérvár központtal. Gazdaságföldrajzi szempontból ez a besorolás kétségtelenül kedvezőtlen, hiszen a román politikai taktika jegyei ismerhetők fel. Ezen a ponton merül fel a regionális potenciál fogalmának újraértelmezése. Mindezt nevezhetjük „alulról történő fejlesztésnek” vagy „autonóm térségfejlesztésnek”.



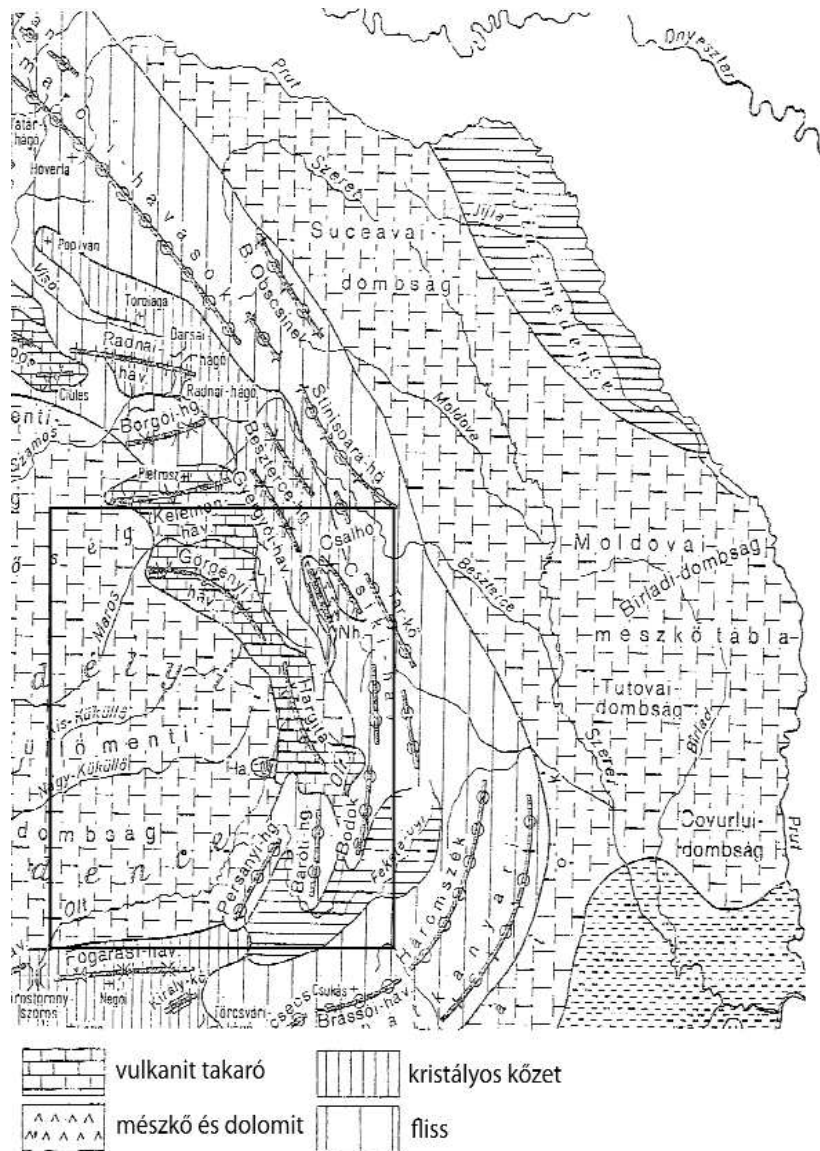
2. ábra Székelyföld közigazgatási besorolása  
 (Forrás: Székelyföldi fürdők, gyógyhelyek alapján szerk. AMBRUS 2006)  
 Figure 2. The administrative classification of Székelyföld  
 (Source: Spas in Székelyföld ed. by AMBRUS 2006)

### A gyógyturizmus alapját képező természeti és társadalmi tényezők

A turizmus fejlesztését indokolják azok az állásfoglalások és következtetések, amelyek az államszocializmus éveinek gazdasági állapotáról fogalmazódtak meg, s melyek szerint az ország más térségeiben bevezetett mezőgazdasági és ipari innovációkat Székelyföldön nem lehet kellően hasznosítani. A táj lakói nem voltak felkészülve a modernizációra, az elindított kezdeményezések pedig nem feleltek meg a térség belső adottságainak. Ugyanakkor a nemzetközi keresleti trendek mutatói is azt bizonyítják, hogy meg-

váltak az utazások motivációi, megváltoztak a fizikai, pszichikai, társadalmi indítékok. Előtérbe kerültek az egészség megőrzését és javítását célzó utazások. Egyre több a természeti és környezetvédelmi szempontokra érzékeny turista, aki autentikus élményeket ígérő, jól tervezett, biztonságos és kevésbé szennyezett desztinációkat keres.

Ha Székelyföld hidrogeológiai adottságait akarjuk értékelni és turisztikai szempontból felbecsülni, akkor a földtani, szerkezeti, morfológiai tényezők együttes elemzéséből kell kiindulni. A térség geológiai felépítésében részben vagy teljességében több szerkezeti egység vesz részt:



3. ábra Székelyföld és környezetének földtani térképe (SZÉKELY 1975, alapján szerk. AMBRUS 2007)  
Figure 3. The geological map of the Székelyföld and surroundings (SZÉKELY 1975, ed. by AMBRUS 2007)

- neogén vulkáni övezet,
- kristályos-mezozoós övezet,
- flis övezet,
- hegységközi medencék,
- Erdélyi-medence.

Ebből a földtani-morfológiai változatosságból adódó sokszínűség ad magyarázatot arra, hogy a megkésített és megtorpanó modernizációs folyamatok eredményeként peremre szorult vidéki jellegű térségben olyan racionális tájhasznosítási formák kerüljenek előtérbe, amelyek belső (erő)forrásokból származnak, megújíthatók és fenntarthatók.

### A gyógyfürdők történeti áttekintése a 19. századtól

A 19. századi történelmi dokumentumok, archív fotók, illetve leírások pezsgő fürdőélet-ről tanúskodnak, és az itt élő idős emberek is a népi fürdőkhöz kötődő „csodagyógyulásról” számolnak be. A fürdők telepítő tényezőit a hideg és mezotermál jellegű, fiatal posztvulkáni működés nyomán felszínre törő borvizeknek köszönhetjük.

A gyógyhelyek hasznosításának történetében két irányzatot különböztetünk meg. Egy részük kisebb kiépültséggel megmaradt természetközeli állapotban, amelyet első sorban a helyi, környékbeli lakosság használ: a csíkkozmási Sószéki-fürdő, a lázárfalvi Fortyogó-fürdő, Nyír-fürdő, a tusnádi Nádas-fürdő, a Veres-víz, Antalkák-feredeje, Kászoni-fürdő, Madarasi-fürdő, rákosi Bogát-fürdő, Zsögöd-fürdő, Hargita-fürdő, a csíkdánfalvi Dugás-fürdő, a csíkkarcfalvi Madicsa-fürdő, Kiruj-fürdő, Homoród-fürdő, Szeltersz-fürdő stb. Másik részükre komoly gyógyfürdő kultúra telepedett: Borszék, Tusnádfürdő, Bálványosfürdő, Kovászna, Szováta, Parajd.

A fürdők kiépítése, fejlődése a 19. század közepén indult meg, a polgári fejlődéssel párhuzamosan, és jól körülhatárolható fejezeteket lehet elkülöníteni: a fejlődés, a pangás, és a hanyatlás periódusait (Izsák 1973, AMBRUS 2004):

- a kialakulástól a 19. század közepéig,
- a családiás fürdőélet (1850–1880),
- rövid, gyors fejlődés (1880–1900),
- pangás (1900–1914),
- a fejlesztési elképzelések megszakadása, hanyatlás (1914–1944),
- államosítás, központi irányítású fejlesztés (1945–1989),
- az államszocializmus tervgazdálkodás csődbejutása, rendezetlen tulajdoni viszonyok, visszaesés (1990–2001),
- 21. századi kezdeményezések: fürdőépítő kalákamozgalmak szervezése (2001–).

A levéltári kutatások, illetve a megélt realitás alapján az első két és utolsó fürdőkultúra-időszak hasonlóságot mutat (AMBRUS és GYURICZA 2004). Cseh Károly orvos, sebésztudós, szülész, volt borszéki fürdőorvos, és országos képviselő 1873-as írásaiban ugyanazokat a méltánytalanságokat fogalmazza meg, amelyek ma is aktuálisak. „Borszék és Tusnádfürdő egyike azon európai fürdőknek, melyek a legjelentősebbek közé tartoznak, dacára, hogy eddigelé kellőleg nem lévén méltatva a nagy közönség előtt úgyszólván csaknem egészen ismeretlen ..., még a honi orvosaink előtt is, akik mit sem tudnak róla midőn – még csak középszerű – külföldi gyógyhelyekről is kellőleg vannak tájékozva.”

A 19. század végén éli a fürdőkultúra fénykorát, amikor Bécs támogatásával kiépítik a telepeket, megindul a borvizek palackozása és „széthordása” Európába. Ugyanakkor ebben az időben végzik az első vegyelemzéseket is. Ezzel lejár az alpnélküli csodák korszaka, és a borvizek élettani gyógyhatásait már nemcsak egyszerűen a tapasztalat igazolja.

Ivó- és fürdőkúra formájában a gyógyhatásuk a következő betegségek esetére „lőn javallott” (CSEH 1973):

- gyomor és bélcsatorna bajaira,
- vérszegénységre,
- kiválasztó- és légzőkészülék bántalmaira,
- női betegségek és férfi „tehetetlenségek” kezelésére,
- mozgásszervi betegségekre,
- szív és érrendszeri panaszokra,
- ideggyöngeségek kezelésére.

A 20. század a pangás, a hanyatlás, a visszaesés időszaka. A további fejlesztési elképzeléseket az első világháború, majd Trianon derékba törte. A második világháborút követő államosítással végleg eltűnt a polgári fürdőkultúra. Az állam nem támogatta a fejlesztést, arra hivatkozva, hogy a források „elapadhatnak”. Az 1990-es évekre siralmas állapot alakult ki. Egy bő század leforgása alatt az emberi tevékenység sikeresen tönkretette az addigi erőfeszítések eredményeit; számos villa (4–5. ábra), gyógymedence (6–7. ábra) merült feledésbe, vált felismerhetetlenné. A romos épületek egy részén olvasni lehet, hogy „De vânzare – Eladó”. Az egykori virágzó gyógyturizmus telepítő tényezőiként nyilvántartott borvízforrások nagy részének turisztikai szerepe ma arra korlátozódik, hogy a térség lokális vonzerőleltárát gazdagítsák, egy-egy plusz objektumot kínálva a környéken kirándulóknak, de nem csábítanak hosszas tartózkodásra. Pedig az Alpoktól keletre Európában csak a Hargita hegységben található borvízforrások – még 1200–1500 m magasságban is – amely megfelelő értékesítés mellett a vidék igen jelentős klimatikus gyógykezelési és turisztikai bázisa lehet. Csak a Hargita hegység környékén százhárom gyógyfürdőt tartanak számon. A nyilvántartás azonban még nem karbantartás. A bór víz elfolyik (8–9. ábra), anélkül, hogy „nyavajákat” gyógyítana.



4–5. ábra A tusnádfürdői 11-es számú villa (Fotó: AMBRUS 2006)  
Figure 4–5. Villa nr. 11 in Tusnad Bath (Photo: AMBRUS 2006)



6–7. ábra A feledésbe merült székelyföldi gyógyfürdő és gyógymedence (Forrás: JÁNOSI et al. 2005)  
Figure 6–7. Spa and medicinal pool in Székelyföld fallen into oblivion (Source: JÁNOSI et al. 2005)



8–9 ábra Borvízforrások Székelyföldön (Forrás: JÁNOSI et al. 2005)  
Figure 8–9. Mineral water springs in Székelyföld (Source: JÁNOSI et al. 2005)

Reményt adóak azonban azok a kezdeményezések, amelyek különböző irányvonal mentén a turizmusfejlesztés területeire irányulnak. Elkészültek a SWOT-analízisek, önkormányzati, megyei szintű stratégiai tervek láttak napvilágot, különböző helyi kezdeményezések születtek, civil szervezetek alakultak. A szakemberek körében felmerült a kérdés, hogy miként lehet bevonni a fejlesztésekbe azokat a belső erőforrásokat – a természetes gyógytényezőket (borvizek, mofetták, gyógyiszapok, sóbánya, sóstavak), a védett értékeket, a domborzati változatosságot, a tájképi értékeket, a gazdag történelmi, kulturális örökséget, a gasztronómiai különlegességeket stb. –, amelyek az államszocializmus útvesztőjében feledésbe merültek, illetve miként lehet megszólítani, érdeklétté és felelőssé tenni a helyi közösségeket abban, hogy kezdeményezésükkel saját hatáskörükben fejlesztési munkálatokat végezzenek. Erre a kérdéskörre ad választ a Csíki Természetjáró és Természetvédő Egyesület kezdeményező tevékenységének sikertörténete, melynek során a közösségek részvételén alapuló hagyományos kalákamozgalmakkal helyi gyógyfürdőket újíttattak fel (10–11. ábra) geológiai, természetvédelmi, építészeti szempontokat magába foglaló programok szerint. A programot a csíkszeredai Polgártárs Alapítvány, Hollandia bukaresti nagykövetségének mezőgazdasági irodája, a helyi közbirtokosság és az önkormányzatok, valamint a budapesti Pagony és Axis vállalkozások támogatták.



10–11. ábra Fürdőépítő kalákák a székelyföldi gyógymedencék helyreállításánál (Forrás: JÁNOSI et al. 2005)  
 Figure 10–11. Spa building community work at the restoration of the medicinal pools in Székelyföld  
 (Source: JÁNOSI et al. 2005)

### Anyag és módszer

Székelyföldön a természeti adottságokra épülő tájhasznosítás újrafelismerése ma különösen fontos, hiszen a végbement politikai-gazdasági átalakulás után a „régie tájhasznosítási formák már nem, a »régie« újak még nem működnek” (GYURICZA 2005). Székelyföld táji adottságainak feltérképezése, fürdőkulturájának áttekintése egyértelművé teszi, hogy a fürdők, gyógyhelyek és források rendbetétele, valamint a természeti, táji értékek megőrzésén alapuló fejlesztés stratégiai fontosságú kérdés. A fürdőtörténet ismeretében nyilvánvaló, hogy a neves gyógyközpontok (Tusnádfürdő, Bálványosfürdő, Kovászna, Borszék, Marosfő, Szováta, Parajd) újjáélesztéséhez tetemes pénzüsszegre van szükség. A kalákamozgalmak azonban bizonyították, hogy a kis népi fürdőket önrőből, kisebb támogatással a közösség is rendbe tudja hozni. Éppen ezért fontosnak tartom, hogy a regionális kötődésből adódó sajátos jelleg, a természeti adottságok, illetve a keresleti trendek figyelembevétele alapján az a turizmuságazat nyerjen fejlesztési prioritást, amely újra megoldást kínál a racionális tájhasznosításra. Következésképpen a gyógyturizmus fejlesztését látom fontosnak; annál is inkább, mert Székelyföld esetében ennek a turizmuságazatnak más a motivációja, illetve jellege, mint például Magyarországon – elsősorban a természet adta értékek miatt (a különböző vegyi összetételű ásványvizek, só, mofettagázok, gyógyiszapok, növényzet stb). Ennek okán az elemzés első szakaszában arra vállalkoztam, hogy a gyógyturizmus alanyi alapját képező ásványvizek és mofetták előfordulási helyeit raszter-bázisú térképeken ábrázoljam.

Az elemzés során 1:250 000 méretarányú térképet (ZSIGMOND 2005) használtam, amelyre 2×2 cm-es rácshálózatot fektettem, így az értékek 25 km<sup>2</sup>-re vonatkoznak (12. ábra). A paramétereket az ásványvizek esetében vegyi összetétel alapján kategorizáltam, az értékhatárokat pedig előfordulási számuk szerint állapítottam meg (1. táblázat).



*1. táblázat* Az ásványvizek vegyi összetételeinek típusai és a mofetták előfordulásainak paraméterei  
(ZSIGMOND 2005: Székelyföld gyógyfürdői és borvíztelepei alapján szerk.. AMBRUS 2006)

*Table 1.* The types of chemical compositions of the mineral waters and the parameters of the mofettas' occurrences (ZSIGMOND 2005: The spas and mineral water sites of Székelyföld. ed. by AMBRUS 2006)

<i>A források típusa és mofetta</i>	<i>Értékhatarok (előfordulási szám/25 km<sup>2</sup>)</i>
„Borvíz”	0–4
Édes-kénes	0–2
Édes-sós vagy sós	0–2
Kénsavas-timsós	0–1
Enyhén radioaktív	0–2
Mofettafű	0–1

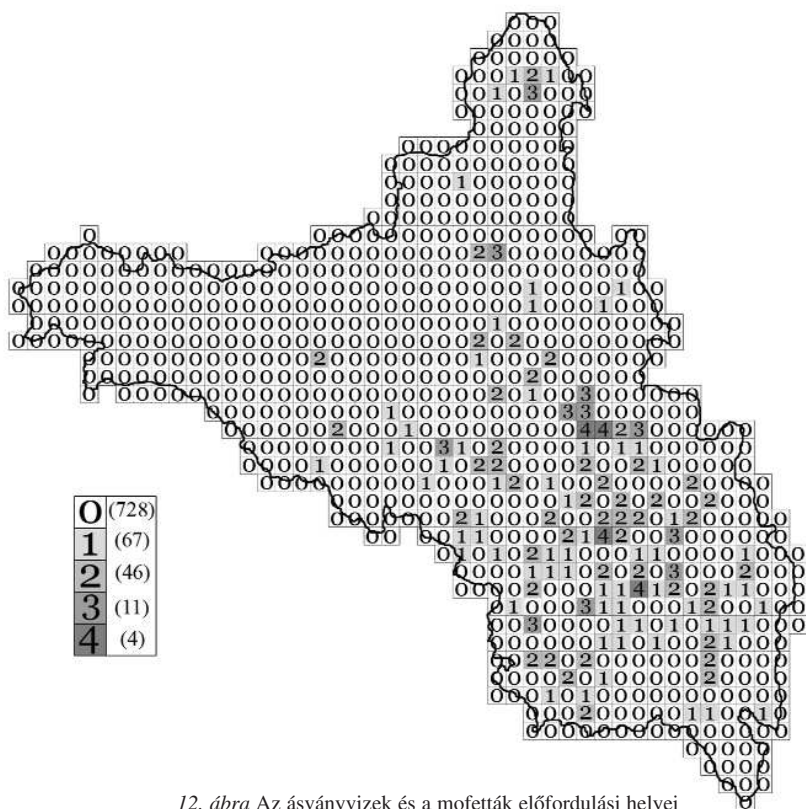
A Bábes Bolyai Tudományegyetem Földrajz Karának munkaközössége (BERTALAN et al. 2006) Székelyföld ásványvíz-kataszter elkészítésének munkálatába kezdett 2006 tavaszán. A kutatás célja egy állandóan bővíthető adatbázison alapuló, térinformatikai háttérrel készülő egységes ásványvíz-kataszter, amely az eddiginél részletesebben foglalkozik a források térbeli elhelyezkedésével, leírásával, ismertetésével, a tulajdonviszonyok kényes kérdéskörével, a használhatóság múltbeli formáival és jelenlegi lehetőségeivel, a források vonzáskörzetének vizsgálatával, a források környékének környezeti állapotával, a lehetőség szerint vizeik vegyi összetételével, valamint a gyógyhatásaik feltárásával. A kutatás négy szemszögből közelíti meg a felmérést:

- természetföldrajzi és környezeti vizsgálatok,
- a helyi közösség életében betöltött szerep kutatása,
- a források vegyi összetételének elemzése,
- turisztikai és gazdasági hasznosítás vizsgálata.

Az elemzés második szakaszában pedig grafikusán ábrázoltam azon tárgyi feltételeket, amelyek segítségével újjáéleszthetők a feledésbe merült egykori erőfeszítések. A fürdőtörténet ismeretében nyilvánvaló, hogy jelentős pénzüsszegrre van szükség, amit a helyi lakosság önerőből képtelen előteremteni. Az új idők nyújtotta lehetőségek kihasználásának egyik módját az Európai Unió Előcsatlakozási Alapokból származó SAPARD program jelenti (a tagjelölt országoknak közvetetten nyújt támogatást turizmusfejlesztésre), a másik lehetőséget a Polgártárs Alapítvány által adminisztrált projektek biztosítják.

### **Eredmények és megvitatásuk**

Az összesített hidrológiai valamint geológiai adottságokat szemléltető ábráról (12. ábra) leolvasható, hogy a gyógyturizmus alapját képező alanyi feltételek a fiatal vulkanikus övezetben fordulnak elő nagy számban.



12. ábra Az ásványvizek és a mofetták előfordulási helyei  
(ZSIGMOND E. 2005: Székelyföld gyógyfürdői és borvíztelepei alapján szerk. AMBRUS T. 2006)

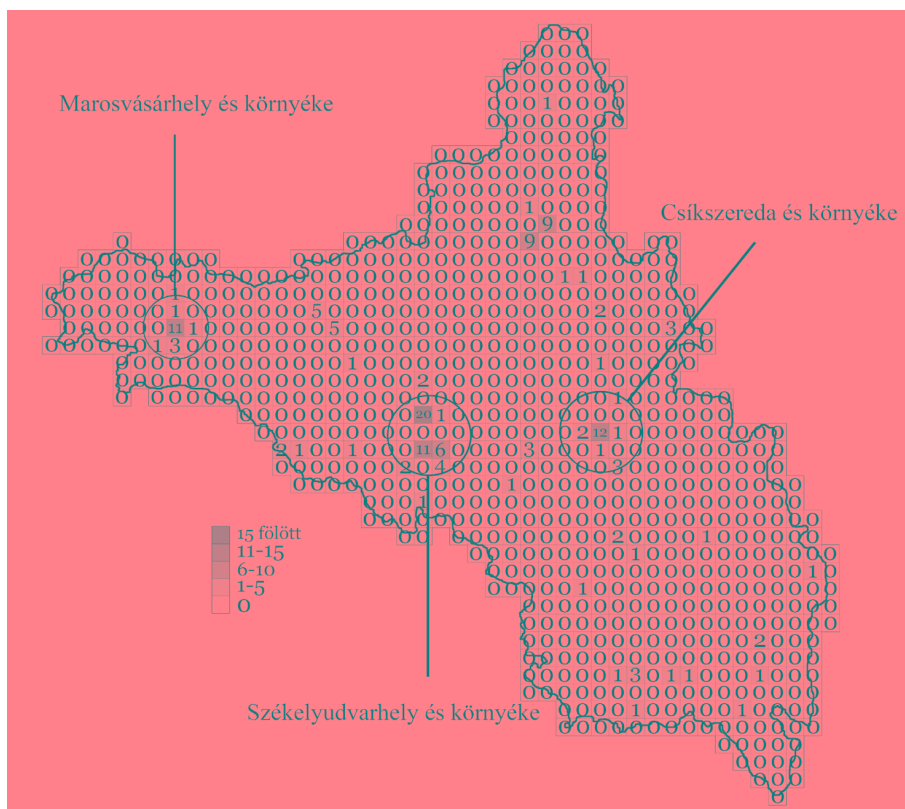
Figure 12. The occurrence of mineral water and mofettas.

(ZSIGMOND E. 2005: The spas and mineral water sites of Székelyföld. ed. by T. AMBRUS 2006)

2. táblázat Az Előcsatlakozási Alapból (SAPARD), valamint a különböző finanszírozási és képességfejlesztő programokból származó támogatások (A Mezőgazdasági és Vidékfejlesztési Igazgatóság és a Polgártárs Alapítvány statisztikai adatai alapján szerk. AMBRUS 2007)

Table 2. Subsidy from the Pre-adherence Fond (SAPARD) and different kinds of programmes for financing and expansion of abilities (edited by AMBRUS 2007 on the basis of the statistical data of the Directorate of Agricultural and Regional Development and the Partnership Foundation)

A támogatás típusa	A támogatás tartalma	Az elfogadott pályázatok száma	A támogatások összege
Előcsatlakozási Alap (SAPARD)	Turisztikai szálláshelyek	113 db	21 216 897 71 904 677,33 RON
Polgártárs Alapítvány	Gyógyfürdők		
	Élő örökség		
	Természeti értékek		191 480,1372
	Környezetvédelem	42 db	
	Ökológiai szemléletű nevelés		649 067,0587 RON
	Kerékpárutak		
	Zöldfolyosók		
	Borvízutak		

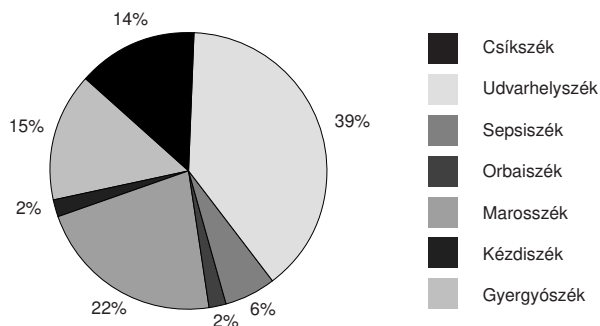


13. ábra A SAPARD és a Polgártárs Alapítvány programjaiból származó támogatások térbeli alakulása Székelyföldön (A Mezőgazdasági és Vidékfejlesztési Igazgatóság és a Polgártárs Alapítvány statisztikai adatai alapján szerk. AMBRUS 2007)

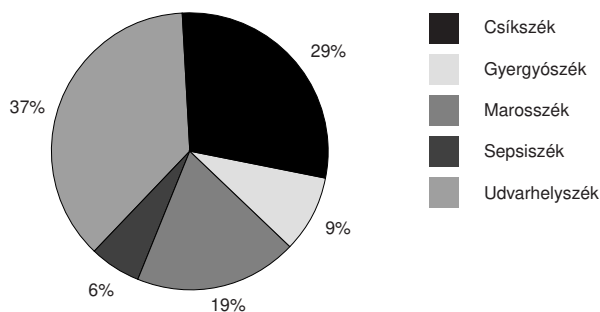
Figure 13. The distribution of subsidy from the SAPARD and Partnership Foundation programmes (Ed. by AMBRUS 2007 on the basis of the statistical data of the Directorate of Agricultural and Regional Development and the Partnership Foundation)

A 2000–2006 közötti tervezési időszakra vonatkozó SAPARD programot – amely a szálláshelyek minőségi fejlesztését célozza meg – csak 2004-től vették igénybe Székelyföldön, melynek keretében 113 pályázatot fogadtak el (2. táblázat, 13. ábra). A program társfinanszírozási elven alapszik. E szerint a beruházások 50%-át a magánszférának kell vállalnia, a fennmaradó rész 75%-át az Unió, 25%-át az állam fedezi.

Az 1998-ban létrejövő Polgártárs Alapítvány stratégiája és tevékenysége a fenntartható fejlődés elvein nyugszik. A különböző finanszírozási és képességfejlesztő programok keretében összesen 42 turisztikai jellegű pályázatot fogadtak el (2. táblázat). A programok célcsoportjait a civil szervezetek, közösségek, helyhatóságok, a vállalkozói szféra, valamint a média képezik. A vizsgálatok során azt kutattam, hogy az említett támogatási programok hogyan oszlanak meg térben (14–16. ábra), illetve miként alakultak időben (17. ábra, 3. táblázat).



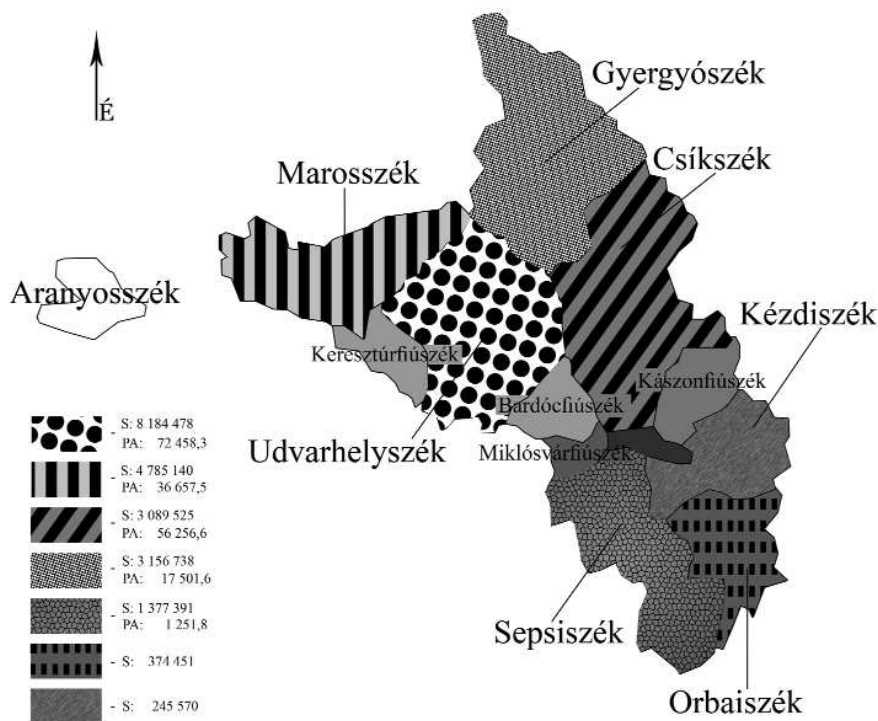
14. ábra A SAPARD támogatások megoszlása székek szerint, 2004–2006  
 (A Mezőgazdasági és Vidékfejlesztési Igazgatóság statisztikai adatai alapján szerk. AMBRUS 2007)  
 Figure 14. The distribution of SAPARD subsidy by traditional districts (szék), 2004–2006  
 (On the basis of the statistical data of the Directorate of Agricultural and Regional Development, ed. by AMBRUS 2007)



15. ábra A Polgártárs Alapítvány támogatások székek szerinti megoszlása 2000–2005  
 (Polgártárs Alapítvány statisztikai adatai alapján szerk. AMBRUS 2006)  
 Figure 15. The distribution of the Partnership Foundation's subsidy by traditional districts (szék),  
 2000–2005 (On the basis of the statistical data of the Partnership Foundation, ed. by AMBRUS 2006)

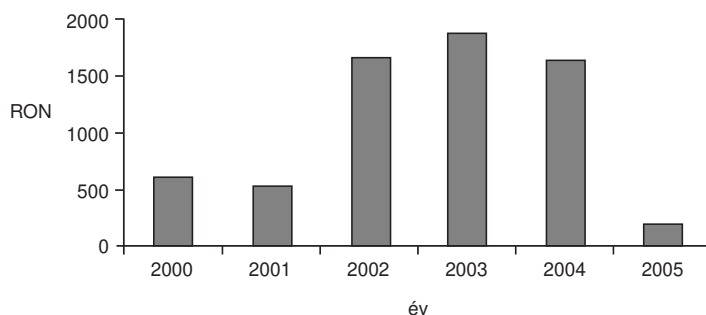
A statisztikai adatok grafikus ábrázolása alapján megállapítható, hogy a legtöbb támogatást Udvarhelyszék (SAPARD 39%, Polgártárs Alapítvány által adminisztrált projektek 37%) és Marosszék (22%, illetve 19%) kapták (14–15. ábra), jóval kevesebbet Csík-, Gyergyó-, Kászoni-, Kézdi-, Orbai-, Sepsiszék (16. ábra), ahol a gyógyturizmus alanyi alapját képező természeti értékek tulajdonképpen találhatóak.

Pozitívumként értékelhető, hogy mindkét támogatási forma igénybevételenek időbeni alakulása növekvő volument mutat. A SAPARD-támogatás igénybevétele évente háromszorosára emelkedett (3. táblázat). A Polgártárs Alapítvány támogatásai is növekvő tendenciát mutatnak (17. ábra), a 2005-ös csökkenés a pályázatok beadási határidejének túllépésével magyarázható.



16. ábra A SAPARD és a Polgártárs Alapítvány támogatásainak területi megoszlása Székelyföldön 2000–2006 között (A Mezőgazdasági és Vidékfejlesztési Igazgatóság és a Polgártárs Alapítvány statisztikai adatai alapján szerk. AMBRUS 2007)

Figure 16. The territorial distribution of the subsidy from SAPARD and the Partnership Foundation by traditional districts (szék) in Székelyföld, 2000–2006 (Edited by AMBRUS 2007 on the basis of the statistical data of the Directorate of Agricultural and Regional Development and the Partnership Foundation)



17. ábra A Polgártárs Alapítvány támogatásainak időbeni megoszlása Székelyföldön (Polgártárs Alapítvány statisztikai adatai alapján szerk. AMBRUS 2006)

Figure 17. The distribution in time of the Partnership Foundation subsidy funds in Székelyföld (On the basis of the statistical data of the Partnership Foundation, ed. by AMBRUS 2006)

3. táblázat A SAPARD támogatások összegének időbeni megoszlása Székelyföldön  
(A Mezőgazdasági és Vidékfejlesztési Igazgatóság statisztikai adatai alapján szerk. AMBRUS 2007)

Table 3. The distribution in time of the SAPARD subsidy funds in Székelyföld  
(On the basis of the statistical data of the Directorate of Agricultural and  
Regional Development, ed. by AMBRUS 2007)

Év	A támogatások összege (1000 )
2004	1342,53
2005	4805,29
2006	15069,17

Összehasonlítva az ásványvizek és mofetták lelőhelyeit ábrázoló raszter-térképet a támogatások térbeli elhelyezkedésével (12–13. ábra) megállapítható, hogy a turizmusfejlesztés Székelyföldön nem a legcélszerűbb megoldások kibontakozására irányul, amint azt a területi differenciáltság, a természeti adottságok indokolnák, hanem ott, ahol élelmes vállalkozók élnek, a gazdaságilag fejlettebb városokhoz koncentrálódva.

Az elaprózott vállalkozói tőke korlátozza az ágazat egészének növekedési és megújulási lehetőségeit. A kis- és középvállalkozások, bár összességükben nagy potenciált képviselnek, külön-külön csak korlátozottan férnek hozzá a fejlesztésekhez, a szükséges információkhoz és a tőkeforrásokhoz. A megyei területfejlesztési intézmények részéről ezért szükség van a fejlesztések és az innovatív tevékenységek ösztönzésére, a két említett termelési tényező hozzáférhetőségének támogatása révén (pl. ingyenesen igénybe vehető információs szolgáltatások vagy állami garanciával működő kockázati-tőke alapok segítségével, nem beszélve a közvetlen pénzügyi támogatások széles eszköztáráról) (DÁVID et al. 2003).

Összegzésként elmondható, hogy kívánatos jövőkép megvalósításának első és elengedhetetlen követelménye a központi stratégia, azaz hogy a fejlesztési tervezés, a kivitelezés egységes keretek között történjen. A terv kidolgozását illetően 5 kérdéskör figyelembevétele fontos:

1. Ki kompetens a fejlesztési koncepció kidolgozásában, abban, hogy a turizmus kölcsönhatásban tudjon állni a természet-gazdaság-társadalom-infrastruktúra (TÓTH 1998) négyes szférájával?
2. Melyek azok a turizmuságazatok, amelyek prioritást kell, hogy kapjanak, és amelyek lehetőséget kínálhatnak a gazdasági folyamatokba való bekapcsolódáshoz? (pl. a spontán bővülő falusi turizmusból nem fog megélni a fél Székelyföld)
3. Melyek azok a térségek, ahol a különböző turizmuságazatok fejlesztése a területi és természeti differenciáltság alapján indokolt?
4. Hogyan építhetők be a fejlesztési tervbe a fenntartható fejlődés ismérvei úgy, hogy a profitnövelő erőfeszítéseket megelőzze a tájvédelem? (Alapvetően a tájban élő közösség bevonására helyezném a hangsúlyt, amit az indokol, hogy ez a fejlesztési tervek legelhanyagoltabb része, annak ellenére, hogy a „parasztság” volt hagyományosan a táj sikeres megőrzője.)
5. Melyek a terhelhetőség kritériumai, mind ökológiai, mind társadalmi szempontból? (Fontos, hogy a tájvédők erősebb pozíciókat építsenek ki, mint a tájhasználók.)

### Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozom a Hargita, Kovászna és Maros megye Mezőgazdasági és Vidékfejlesztési Igazgatóság vezetőségének, valamint a Polgártárs Alapítvány elnökének, Potozky Lászlónak, akik lehetőséget biztosítottak vizsgálataim elvégzéséhez, s nem utolsósorban témavezetőmnek, Gyuricza Lászlónak tanácsaiért, illetve kollegáimnak, akik a cikk elkészítésében nyújtottak segítséget.

### Irodalom

- AMBRUS T., GYURICZA L. 2004: A víz, mint turisztikai adottság Hargita megyében. In: FÜLEKY Gy. (szerk.): A táj változásai a Kárpát-medencében – Víz a tájban konferenciakötet, Gödöllő, pp. 146–151.
- BERTALAN L., CZELLECH B., DÁNIEL M., KAFFAI O., KIS B., NAGY Á., PÁL Z., SZÁSZ Á., WANEK F. 2006: Első lépések egy ásványvízkataszter elkészítéséhez. In: MAKFALVI Z., MÁTHÉ I., SZÉKELY G. (szerk.): A Kárpát-medence ásványvizei. III. Nemzetközi Tudományos Konferencia, Hargita Kiadó, Csíkszereda, pp. 205–218.
- CSEH K. 1873: Borszék gyógyászati és nemzetgazdasági szempontból. Pesti könyvnyomda – részvénytársulat.
- CSORBA P. 2000: A tájökölógiai szemlélet érvényesülése a tájvédelemben. In: TINER T., SCHWEITZER F. (szerk.) MTA FKI. Budapest, pp. 23–25.
- DÁVID L., BUIDOSÓ Z., PATKÓS Cs. 2003: A turizmus hatásai és jelentősége a területfejlesztésben. In: SÜLI-ZAKAR I. (szerk.): A terület és településfejlesztés alapjai, egyetemi tankönyv, Dialóg Campus Tankönyvek, Budapest-Pécs, pp. 433–453.
- FODOR F. 1933: Bevezetés a gazdasági földrajzba. Szt. István T., Budapest, pp. 3–18.
- GYURICZA L. 2005: A hidrogeográfiai viszonyok és a turizmus lehetőségei Hargita megyében. In: BUGYA T., WILHELM Z. 2005: Tanulmányok Tóth Józsefnek. PTE TTK Földrajzi Intézet és a PTE Földtudományok Doktori Iskola, Pécs, pp. 273–280.
- HAJDÚ-MOHAROS J. 1996: Természeti és történeti tájbeosztások. In: FRISNYÁK S. (szerk.): A Kárpát-medence történeti földrajza, BGYTF, Nyíregyháza, pp. 249–257.
- HÉZSER A. 1921: A földrajzi tájleírás. In: FODOR F. (szerk) Földrajzi Közlemények, 49: 82–85.
- IZSÁK S. 1973: A román-magyar orvosi kapcsolatok múltjából. In: Hargita megye néptanácsa, egészségügyi igazgatóság (szerk.) 1973: Hargita megye természetes gyógytényezői, Tipográfia, Miercurea-Ciuc, pp. 386–393.
- JÁNOSI Cs., PÉTER É., HERCZEG Á., TAKÁCS E. (szerk.): 2005: Székelyföldi fürdők, gyógyhelyek. B.K.L. Kiadó, Szombathely.
- KÁNYA J. 2003: Történeti áttekintés. In: HORVÁTH Gy. (szerk.): A Kárpát-medence régiói 1. Székelyföld, A Magyar Tudományos Akadémia Regionális Kutatások Központja És A Dialog Campus Kiadó Sorozata, Budapest-Pécs, pp. 66–116.
- MAROSI S. 1981: Tájékatási irányzatok, tájértékelés, tájtipológiai eredmények, MTA FKI, Budapest, pp. 3–34.
- MENDŐL T. 1932: Táj és ember, Magyar Szemle T., Budapest, pp. 27–34.
- MOLNÁR J. 2004: Táj és társadalom. Agora – UKE, Székelyudvarhely, pp. 16–25.
- PÉCSI M. 1972: A környezet komplex kutatásainak földrajzi problémái. Földrajzi Közlemények 20: 127–132.
- SZÉKELY A. 1975: Európa természetföldrajza. Gondolat Kiadó, Budapest.
- TELEKI P. 1937: A tájfogalom jelentőségéről. In: VOINOVICH G. (szerk.) Budapesti Szemle, 720. szám, Franklin-Társulat, Budapest, pp. 129–141.
- TÓTH J. 1998: A település fogalma. In: Tóth J, Vuics T. (szerk): Általános Társadalomföldrajz I. Dialóg Campus Kiadó, Budapest – Pécs, pp. 389–393.
- ZSIGMOND E. 2005: Székelyföld gyógyfürdői és borvíztelepei. 1: 250 000, Dimap Kiadó, Budapest. <http://www.epce.ro/elo.htm>, 2006. március
- <http://www.sapard.ro/modules/freecontent>, 2006. március

---

A STUDY OF LAND UTILISATIONAL AND REGION DEVELOPEMENTAL  
QUESTIONES IN SZÉKELYFÖLD

T. AMBRUS

University of Pécs, Faculty of Sciences Institute of Geography, Dept. of Tourism  
H-7624 Pécs, Ifjúság u. 6., e-mail: tunde@gamma.ttk.pte.hu

**Keywords:** region, land utilization, health tourism, mineral water ('borvíz'), mofetta, region development, subsidy programmes

Székelyföld is a territory where the natural and social geofactors' complexity have combined to bring a specific potential of the land in the special configuration of the Carpathian Basin, on the Eastern periphery of Transylvania, and the central and Southern parts of the Eastern Carpathian Mountains. Documenting the potential of Székelyföld's land and spa traditions makes it clear that it is extremely important to rediscover the utilisation of the land based on the natural resources, and that subsequent development based on natural values is a strategically important issue. Therefore, I argue that giving priority for developing such tourism, that provides a new solution to rational land utilisation while also taking into account the special characteristics due to regional affiliations, natural resources and demand trends is of vital importance. In this study I examine the natural requirements (hydrological and geological resources) that constitute the base of health and spa tourism, also the infrastructure which will possibly receive support from the pre-accession funds of the European Union and the various programmes for financing and expansion possibilities to promote rural development. Based on these investigations I put forward proposals to avoid negative effects, and also suggest some measures that reflect the geographer's approach that should be applied in the organisation of tourism. We should consider that badly planned, taught and managed tourism endangers the same resources that it is based upon.



## SUCCESS OF AGRI-ENVIRONMENT SCHEMES IN CONSERVING BIODIVERSITY: REVIEW OF MID-TERM EVALUATION REPORTS OF SELECTED MEMBER STATES ON THE RURAL DEVELOPMENT REGULATION

KATALIN BALÁZS

Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management,  
Department of Environmental Economics  
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: Balazs.Katalin@kti.szie.hu

**Keywords:** agri-environmental schemes, mid-term evaluation, biodiversity, monitoring

**Summary:** Integration of environmental and biological diversity conservation considerations into agriculture is a fast developing priority in European agricultural policy. Agri-environment schemes (AESs) are the main vehicles to deliver this integrative approach at the moment. Member States' mid-term rural development review reports (2003) and within that Member States' response to the European Commission's Common Evaluation Questions (CEQs), in particular, are seen as being the most recent official information source to get an overall picture on the status and environmental efficiency of AESs in contributing to biodiversity conservation. The objectives of this paper is to provide an overview of the results and quality levels of AES monitoring and evaluation with special regard to biodiversity conservation in some Member States (MS) and to summarise some best practice examples. It is concluded that Member States had short time so far to assess and quantify the environmental outcomes of agri-environmental (AE) measures of the 2000–2006 programming period. Overall, based on indirect assessments and some actual research there are signs of positive effects of AE measures on biodiversity but in many case these do not always fully meet the scientific criteria. More comprehensive environmental monitoring systems should be based on adequate scheme administration and procedures that also record aspects to be used as basis for environmental monitoring, proper monitoring data management system and techniques linked to planned and representative monitoring research and regular fieldwork.

### Introduction

Integration of environmental and biological diversity conservation considerations into agriculture is a fast developing priority in European agricultural policy. Agri-environment schemes (AESs), designed to encourage farmers to protect and enhance the environment on their farmland, are the main vehicles to deliver this integrative approach at the moment.

Why focus on biodiversity? Over the last few decades biodiversity on farmland in Europe has declined seriously (Donald et al. 2006, Hoogeveen et al. 2004). Large scale rationalisation and intensification of agricultural production has taken its toll. Conservation of biodiversity on agricultural land therefore is now high on the political agenda involving several conservation efforts at EU level such as the habitats and birds directives and the biodiversity action plan for agriculture.

The political document of the European Union, the Agenda 2000 identified the new multifunctional model of European agriculture in 1999 and gave a new basis for agricultural and rural development policy development. As a result the Rural Development Regulation (EC/1257/99) made compulsory for Member States to develop national rural development programmes for the period 2000–2006 and introduce agri-environment schemes in order to counteract the negative effects of contemporary agriculture.

The run and so-far results of rural development support schemes were evaluated by Member States in their mid-term rural development review reports to DG Agriculture by early 2004. Member States' response to the European Commission's Common Evaluation Questions (CEQs) in these mid-term review reports, in particular, are seen as being the most recent official information source to get an overall picture on the status and environmental efficiency of AESs in contributing to biodiversity conservation.

Based on the first available mid-term rural development review reports of Member States (MS) at the time of the analyses in early 2004 the objectives of this paper is to provide overview on the results and quality levels of AES monitoring and evaluation with special regard to biodiversity conservation and to summarise problems and best practice examples.

### Materials and methods

In many countries already the second generation of AE measures was implemented with the 2000–2006 rural development programming period.

The Common Evaluation Questions, set by the European Commission, serve as a guideline for Member States in preparing their mid-term evaluation reports and concern matters relevant at EU-level. They examine programme effects (i.e. results, impacts) that can be expected thanks to the means and objectives of Regulation 1257/99.

The biodiversity CEQs (Table 1) contain three groups of questions covering to what extent species diversity, habitat diversity and agricultural genetic diversity has been maintained or enhanced thanks to AE measures. The structure and headings of the analyses this paper also follow this structure.

*Table 1:* Common evaluation questions with criteria and indicators for evaluating the impacts of agri-environmental schemes on biodiversity

*1. táblázat:* A közös értékelési kérdések kritériumokkal és indikátorokkal az agrár-környezetgazdálkodási intézkedések biodiverzitásra történő hatásának értékeléséhez

---

VI.2.A. **Species diversity:** To what extent has biodiversity been maintained or enhanced thanks to agri-environmental measures ... through the protection of flora and fauna on farmland?

---

VI.2.A-1. Reduction of agricultural **inputs** (or avoided increase) benefiting flora and fauna has been achieved

---

VI.2.A-1.1. Area with assisted input-reducing actions (**hectares**)

---

VI.2.A-1.2. Reduction of agricultural input per hectare thanks to **agreement (%)**

---

VI.2.A-1.3. **Evidence of** a positive relationship between assisted **input reduction** measures on the targeted land **and species diversity** (description, where practical involving estimates of species abundance)

---

VI.2.A-2. **Crop patterns** [types of crops (including associated livestock), crop rotation, cover during critical periods, expanse of fields] benefiting flora and fauna have been maintained or reintroduced

---

VI.2.A-2.1. **Area** with beneficial lay out of crops [types of crop (including associated livestock), crop-combinations and size of uniform fields] maintained/reintroduced thanks to assisted actions (hectares)

- 
- VI.2.A–2.2. Area with beneficial vegetation/crop-residues at **critical periods** thanks to assisted actions (hectares)
- 
- VI.2.A–2.3. **Evidence** of a positive relationship between the **layout of crops or cover** on the farmland under agreement **and** the impact on **species diversity** (description, and where practical, estimates of numbers of nest (of birds, mammals, etc) or species abundance (or observation frequency)
- 
- VI.2.A–3. **Species in need of protection** have been successfully targeted by the supported actions
- 
- VI.2.A–3.1. **Area** of farmland under agreements **targeting particular wildlife species** or **groups of species** (hectares and specification of species)
- 
- VI.2.A–3.2. **Trend in populations of target species** on the specifically targeted farmland (cf., indicator 3.1) (where practical involving estimates of *population size*) *or* other **evidence for a positive relationship** between the supported actions and the abundance of the targeted species (description).
- 
- VI.2.B. **Habitat diversity** To what extent has biodiversity been maintained or enhanced thanks to agri-environmental measures ... through the conservation of high nature-value farmland habitats, protection or enhancement of environmental infrastructure or the protection of wetland or aquatic habitats adjacent to agricultural land?
- 
- VI.2.B–1. “**High nature-value habitats**” on farmed land have been conserved
- 
- VI.2.B–1.1. **High nature-value** farmland habitats that have been protected by supported actions (*number of sites/agreements; total hectares, average size*)
- 
- VI.2.B–2. **Ecological infrastructure**, including field boundaries (hedges... ) or non-cultivated patches of farmland with habitat function have been protected or enhanced
- 
- VI.2.B–2.1. **Assisted ecological infrastructure** with habitat function or nonfarmed patches of land linked to agriculture (*hectares and/or kilometres and/or number of sites/agreements*)
- 
- VI.2.B–3. **Valuable wetland** (often uncultivated) or aquatic habitats have been protected from leaching, run-off or sediments originating from adjacent farmland
- 
- VI.2.B–3.1. **Area** under assisted farming systems or practices that reduce/prevent leaching, run-off or sedimentation of farm inputs/soil in **adjacent valuable wetland or aquatic habitats** (hectares)
- 
- VI.2.B–3.2. **Adjacent valuable wetland** or aquatic habitats that have been protected thanks to the assisted actions (hectares)
- 
- VI.2.C. **Genetic diversity**: To what extent has biodiversity been maintained or enhanced thanks to agri-environmental measures ... through the safeguarding of endangered animal breeds or plant varieties?
- 
- VI.2.C–1. **Endangered breeds/varieties** are conserved
- 
- VI.2.C–1.1. Animals/plants reared/cultivated under agreement (number of individuals or hectares broken down to breed/variety)
- 

Mainly due to size of the country and institutional arrangements, member states announced rural development measures either at national or regional level. Mid-term evaluation reports were prepared at national level in many member states but there are also a number of countries (e.g. Spain, Italy, Belgium) where reports were prepared at a regional level.

## Results

At the time of analysis (February 2004) not the full spectrum of mid-term reviews was available yet. This has limited the scope of this review to 10 reports covering a part of Belgium (Wallonia), Ireland, parts of Italy (Sicily, Toscana, Venice Region), Luxembourg, Portugal, a part of Spain (Navarra) and parts of the UK (England and Northern Ireland). Beyond language constraints, the selection of reports and in-depth analyses, in the case of regional reports in particular, was limited to those either containing information on agri-environment all (e.g. in the case of Spain only the regional report on Navarra contained agri-environmental evaluation) or those containing relatively the largest volume of information on agri-environmental (AE) evaluation among the regional reports of a Member State. This latter was the case when selecting three regional reports from Italy when at the same time also considering the geographical representation of the reports.

Table 2 shows that there is a great diversity in the scope and implementation of AE measures of the investigated Member states and regions.

*Table 2: The number of agri-environmental measures (AEM) in selected Member States (MS) and regions*  
 2. táblázat: Agrár-környezetgazdálkodási intézkedések száma a vizsgált tagállamokban és régiókban

MS and region	MS and region
Belgium, Wallonia	More than 20 measures
Ireland	ca. 8 sub and supplementary measures
Italy, Sicily	10 (old) + 6 (new)
Italy, Toscana	7 (old) + 5 (new)
Italy, Venice	4 measures with 13 actions
Luxembourg	ca. 10 measures with many options
Portugal	19
Spain, Navarra	6 (old) + 3 (new)
UK, England 3 UK, Northern Ireland	3

The variability in the breadth and quality of information on potential and actual impacts and effects of AE measures on biodiversity among reports of Member States is considerable.

Despite the pre-defined list of Common Evaluation Questions not in all reports were this structure followed. Under the biodiversity section of the Sicily report there is only a general text describing the importance of biodiversity conservation covering information on national conservation efforts of habitats. However, detailed recommendations for a regional methodology grounding AE biodiversity indicators (monitoring birds and plants) is given in the annex of the report. This suggest progress in the matter though not having accompanied with actual monitoring implementation plans this issue seems to remain theoretical in Sicily. Similarly, bird surveying methods as potential tools for the evaluation of effects of AE measures on biodiversity are described in the methodology annex of the report but not followed by actual implementation plans.

In the case of Portugal a detailed overall evaluation of the Zonal Programme of Castro Verde (PZCV) is available in the report. The biodiversity evaluation of PZCV considers effects on bird diversity using survey of indicator species and calculating bird species richness, previous evaluations suggested positive effects.

Biodiversity conservation in Luxembourg is well covered by a nationally financed separate measure (Reglement Grand-Ducal Biodiversite) approved by the Commission, therefore this theme is less emphasized in the RDP.

The Rural Environment Protection Scheme (REPS) in Ireland provides a basic level of protection, which can be built upon in terms of broader biodiversity goals. There is considerable regional variation, however, with the majority of REPS land being found in the generally more extensive western and south-western counties.

### **Species diversity CEQ responses**

The Venice region report states that there is no consolidate network of quantitative monitoring of animal and plant species. However, an indirect assessment deduced from relevant physico/chemical parameters and causal relations drawn from literature, suggests an increase in biodiversity according to the authors.

There is no quantified reference situation available in Portugal to comment on impacts on species diversity. Relevant AE measures on input reduction, crop patterns and targeted species are identified.

In Northern Ireland the report concludes that no research through the monitoring programme took place after 2000 to assess the impact of AES on species diversity; the shortcomings of short run monitoring in exploring longer period effects are highlighted.

### **Input reduction**

In general, the decrease of chemicals use is beneficial for the conservation of the fauna and the flora. The effects of herbicides on flora are well known and demonstrated. Spontaneous decrease of flora as a result of herbicide use has impact in the communities of invertebrates, as much in the diversity, as in the abundance. The decrease in diversity and abundance of invertebrates then has impact on bird communities e.g. in agro-forestry systems. Applications of some fungicides and insecticides have direct effect on the abundance and diversity of vertebrates and invertebrates. The efficiency of these measures depends on the local conditions of its application. For this reason the conservation value of the measure depends heavily on the type of plant communities at present and on the situation of species that constitute them.

The Wallonian report suggest that for the indicator “reduction of agricultural input per hectare” the collection of data requires farmers to keep input accounting that should be included into scheme requirements.

In Sicily and Toscana the area covered with assisted input reducing actions (CEQ criterion VI.2.A–1.1. ) by relevant old and new measures are calculated with support from a GIS aided database.

In Ireland there are grounds for asserting that the REPS measures have had definite positive impacts on soil and water quality but a longer timeframe is required to arrive at definite conclusions in relation to species diversity.

In Northern Ireland the average input reduction due to scheme participation is between 30–40 %. However, previous research had shown no evidence of direct relation between species diversity and input reduction on the short run but the survey suggest a link between input reduction through the schemes and increased wildlife.

In England income foregone was used, specifically data for plant protection products and fertilisers, to quantify the area with assisted input-reducing actions and to estimate the overall amount of nitrogen input reduction for those measures where it is known that on average the level of use will decrease as a result of the agreement. Also income foregone data (for inorganic and organic fertilisers) used to estimate the reduction of nitrogen (estimated kg/N/ha) was then combined with area of land with measures restricting the use of inorganic fertiliser to specific periods of the year to answer VI.2.A– 1.1 (c).

There is no direct evidence in England that reduced inputs have influenced species diversity in Countryside Stewardship Scheme (CSS) and Environmentally Sensitive Areas (ESA) agreements. The actual impacts of the CSS scheme on species diversity and any causes of change are difficult to quantify, particularly as direct monitoring of changes in habitat condition have not been carried out. Sample desk-based appraisals of CSS scheme agreements suggest that about 70% are likely to maintain and enhance wildlife value and about 25% more likely to maintain wildlife value.. There has been sufficient botanical monitoring to establish that ESAs have been successful in maintaining wildlife value on agreement land but there has been little monitoring of non-agreement land to provide a counterfactual. No monitoring of area under Organic Farming Scheme (OFS) agreement for species diversity was carried out.

### **Crop patterns**

In Sicily and Toscana the area covered with assisted beneficial layout of crops by relevant old and new measures are calculated with support from a GIS aided database.

In the report of Northern Ireland species rich grasslands and arable fields managed for wildlife are focused in Q VI.2.A–2. but no research relate the layout of crops or cover with impact on species diversity.

In England evidence of a positive relationship between the layout of crops or cover on the farmland under agreement and the impact on species diversity relates to organic farming on mixed and arable farms. On the other hand it was difficult to quantify the effect of ESA agreements and there is no direct evidence of a positive relationship between the layout of crops and the impact on species diversity.

### **Targeted species in need of protection**

There is some evidence in Ireland from sample surveys that REPS has contributed to improved species richness and diversity of both flora and fauna, particularly on field margins and in hedgerows. The the report refers to research evidence that shows conclusively an improvement in bird numbers and diversity. In designated areas there is specific targeting of Red list bird species in REPS through specific actions. There is some experience with hen-harrier (*Circus cyaneus*) protection through REPS.

In England under the Countryside Stewardship Scheme (CSS) in general there is some evidence of a positive effect. The report mentions, for instance, that Cirl bunting (*Emberiza cirlus*) populations increased by 82% on land where CSS agreements were targeted at managing the habitat. There are 795 special projects in CSS, some of which specifically target specialist species.

### **Habitat diversity CEQ responses**

In Wallonia the measures 2 „Headlands and stripes of extensive meadows“, 3 „Maintenance of hedges, extensive old fruit trees, ponds“, 9 „very late mowing“ and 10 „conservation measures in wetlands“ contribute to the conservation of habitats with high natural value on arable lands and contribute to the development of the ecological network.

In Luxembourg a constructive methodology for habitat diversity effects monitoring is put forward during the mid-term evaluation work to take account of the length and the number of the landscape elements. The suggested methodology, basically using photo interpretation in test zones and cartography of the structure of elements in vineyards, could also serve for the collection of follow-up indicators. The methodology seems to get favourable response from the ministry and this work will be carried out. Thus no result is available at this moment.

### **High nature-value farmland habitats**

In Portugal AE measures have a particular importance in Natura 2000 areas, 39.4% of all AE area is within Natura 2000 areas. In case of many measures the share of AE area is clearly higher in Natura 2000 sites than in the rest of the territory. There is a recognized relationship between the management of these areas and their floristic and faunistic diversity, however, an evaluation to affirm that AE contributes to the conservation of HNV farmlands via comparison with counterfactual situation was not possible.

In Northern Ireland traditionally managed hay meadows are considered HNV. There are specific conservation measures against encroachment within new Environmentally Sensitive Areas (ESA) and Countryside Management (CMS) schemes for controlling scrub, rhododendron, bracken though these seem to be insignificant as only taken up on less than 60 hectares. The Natura 2000 overlap with AE managed areas is not measured. Areas of Special Scientific Interest (ASSI) that are partly covered by AE schemes are marked but not measured. There is no data for satisfactory answer for habitat fragmentation alleviation in HNVs. Habitat management in favour of particular species exist in the form of breeding wader, winter feeding and chough option on around 2000 hectares.

In England for the indicator the total area of HNV farmland habitats located within Natura 2000 areas are calculated from the agri-environmental spatial database overlaid with the Natura 2000 boundaries (digitised from 1:10,000 scale maps). In the case of the ESA and CSS schemes 14% of agreements, 22% of agreement areas lie within Natura 2000 areas. However, sources of error to be found in geo-referencing of fields under agreement and hence the positional accuracy is 100 m.

In England HNV habitats that in particular benefit specific species or groups of species include lowland heath land (heather based dwarf gorses, and cross leaved heath plant communities with associated specialist animal communities) and inter-tidal habitats (salt marsh vegetated shingle ridges, saline lagoons and mud flats with associated specialist animal communities) within the CSS.

## **Ecological infrastructure**

In Ireland one of the key actions under REPS is the maintenance of farm and field boundaries (Measure 5). In particular, the functions of field margins and hedgerows as important habitats for flora and fauna have been identified in research. One research study concluded that on the grassland farms the collective species richness of all REPS grassland field margins was higher than that of non-REPS field margins. Another research has established a positive link between bird species richness and hedgerow quality on REPS farms.

In Northern Ireland in terms of ecological infrastructure the ESA baselines were surveyed in 1995 and a resurvey is scheduled for 2005. The NI Countryside Survey in 2000 recorded overall declines in boundaries across NI.

In England a minimum estimate of assisted linear features, non-farmed or partly non-cultivated land, and agreements with renovation of isolated features are given.

## **Valuable wetlands around farmland**

In Wallonia Measure 10 „conservation measures in wetlands“. The maintenance of farming in wet meadows through very late mowing or very late extensive grazing also contribute to the long-term conservation of fauna and wild flora through the maintenance of a good ecological grid. In Navarra, Spain, the measure erosion control is a relevant AE measure in Ramsar wetland zones. In terms of wetlands, no data is available in Ireland on habitat quality. To get a picture of wetland conservation through AE assisted farming in Northern Ireland extrapolated survey data are used to give a wide estimation on number of participants and hectares involved in land adjacent to lakes, buffer zones beside lakes and rivers. In England insufficient information available to answer this question or the sub parts as location of valuable wetland or aquatic habitats (hectares) is unavailable.

## **Genetic diversity CEQ responses**

The relevant measures in Sicily (F4b Allevamento di specie animali in pericolo di estinzione), in Toscana (old measure D2 Allevamento di razze animali in via di estinzione, new measures 6.3 Allevamento di razze locali a rischio di estinzione, 6.4. Coltivazione di varietà vefetali a rischio di estinzione), in Venice (Allevamento razze in via di estinzione) are not evaluated.

In Portugal the number of endangered breeds represent about 10% of total livestock units. 11 cattle, 8 sheep, 3 goat and 2 pig breeds are supported by a separate AE measure. An important fraction of the Portuguese cattle breeds are supported through AE, contributing to the maintenance and improvement of genetic diversity.

In Navarra, Spain there are two animal breeds supported (1 cattle and 1 equine) but the performance of the scheme seems to be very weak.

In Wallonia there are two genetic diversity conservation AE measures covering both crop varieties and animal breeds but their success is very limited as by its definition has low interest from farmers.

In Luxembourg measure F5 „Conservation of local endangered races „, targets the Ardennes draught horse with only 8 agreements and 29 animals in 2002.



In Ireland there are three animal species (2 cattle and 1 equine) on the FAO List of Endangered Species that are protected under a supplementary measure. This measure, however, seem to be losing significance compared to the baseline data of the previous programming period (200 animals was supported in REPS1) shows considerably low participation (78 animals) and therefore has little impact in conserving genetic diversity.

This indicator is not applicable in Northern Ireland and England as there are no relevant AE measures available.

## General observations

### Data management problems and area quantification

The clean cut quantification of AE areas for the various CEQ indicators or by objectives proved to cause difficulties in many reports.

In Wallonia there are difficulties with proper area accounting by related questions partly because AE measures do not mutually exclude each other, meaning that a farmer can hold several different AE contracts even for the same plot, therefore the areas calculated for certain CEQs and the final number of beneficiaries contain bias.

In Luxembourg the main challenges associated with answering the CEQs to help measuring the impact on biodiversity included the issue that the RDP spans over many administrative domains (different ministries), the existing data was not in a form or structure to enable calculation of the required indicators, and the development of GIS aided scheme administration was not yet available at the time when the report was prepared.

### Relevance of biodiversity CEQs

For some questions no answer was possible in the mid-term review report as the rural development plan of Member States did not contain relevant AE measures (Table 3).

Table 3: Omitted or not relevant issues  
3. táblázat: Elhagyott vagy nem releváns témakörök

MS or region	Issues not relevant / omitted
Belgium, Wallonia	Evidence of positive relationship between layout of crops and species diversity, valuable wetlands,
Ireland	Valuable wetlands
Italy, Sicily	Valuable wetlands
Italy, Toscana	HNV farmland benefiting specific species, HNV farmland as rare habitat, valuable wetland conservation
Italy, Venice	Valuable wetlands, evidence of positive relationship between input reduction and species diversity
Luxembourg	HNV habitats, valuable wetlands
Portugal	HNV habitats, valuable wetlands
Spain, Navarra	Species protection: area targeting particular wildlife species (except for widespread species), trends of populations of target species
UK, England	Valuable wetlands, genetic diversity
UK, Northern Ireland	Valuable wetlands, genetic diversity

Some CEQ indicators are omitted, modified, adjusted or sub indicators added to be applicable to the RDPs in some reports which then actually remain unanswered, for instance in the case of Toscana.

The evaluators in Northern Ireland recommend that the ability of future evaluations in assessing scheme impact should be improved. For further monitoring of AE schemes attention should be given to conducting research in light of what impact indicators now known to be of interest to the European Commission in the form of the CEQs. Also a greater attention should be paid in monitoring reports to aggregating the results both for the individual schemes in the case of the ESA scheme in particular but also the impact of the overall scheme upon NI.

### **Problematic issues**

#### **Targeting**

In Portugal it is believed that zonal programmes can help to increase targeting and the efficiency of interventions.

The Wallonian (BE) evaluation recommends that the targeting of schemes should be improved through adjustments to eligibility zone definitions, payment levels and prescriptions.

In England it is noted that there is a need to continue the integration of CSS with other key environmental policies such as Biodiversity Action Plans and Habitat Action Plans, and eventually encourage the setting up of similar appropriate policies for landscape and historical features.

#### **Contract renewal**

Low contract renewal rates seem to threaten long term environmental gains in Wallonia (BE), therefore it is suggested that a special premium for those who renew their contracts should be introduced. This would be particularly important in some schemes (measures 1 et 9 „fauches / pâturages tardifs et très tardifs“, 10 „mesures conservatoires en zones humides“, 2 „tournières“, et 3 „maintien et entretien des éléments du paysage“).

Current levels of contract renewal appear to be low and falling in England, too, that give concern for the long term sustainability of scheme environmental gains and outputs achieved so far.

#### **Short time period to quantify environmental impacts**

At the time of the analysis the Wallonian RDP had been running for less than 3 years, the short period did not allow for quantifying the *overall* impact of AE measures on biodiversity. However, some positive impacts on flora diversity and wildlife quality of the “Late and very late mowing” measure in meadows were confirmed via surveys (of e.g. plant species in meadows) taken by an interuniversity research group in applied biology (GIREA, Groupement Interuniversitaire de Recherches en Ecologie Appliquée) that will continue research in this field. A table of potential indicators to be collected also covering input reductions and biodiversity are demonstrated in the report. With regard to the yet limited success of the programme the environmental efficiency of the AE measures remain relatively weak and localised. Still, AE measures have an important indirect effect to sensitize farmers to consider the environment.

For measuring progress and impact in Ireland it also seemed to be *too early* in some instances to provide meaningful indicator data especially where anticipated environmental improvements are long term in nature.

Northern Ireland also reported that it was not possible to isolate impacts so early on in the programme as CMS, new ESA and OFS have only been underway, from standing starts, for just over two years at most.

### **Commitment baselines**

Reassuring that the commitment level of popular AE schemes go beyond the GFP requirements and compliance is appropriately controlled are highlighted in the Wallonia report as an important factor of success of AE come from the fact that farmers mostly enrol to those schemes (e.g. „conservation des haies“, „couverture du sol pendant l’interculture“, „faible charge en bétail“) that require the fewest modifications to their practices.

## **Discussion and conclusions**

Assessments are a critical element in a learning process that can continuously improve the effectiveness and environmental performance of AESs.

There are many agri-environment measures throughout the EU whose objective is to enhance biodiversity. However, measuring the impacts of agri-environment measures efficiently (i.e. to get representative results both over space and time) on biodiversity are complex to analyse and likely to be expensive. The classical approach to evaluation would be to relate each measure to its environmental impacts and then draw more general conclusions about the impacts of the measure. This is often not possible either due to lack of monitoring data or rather due to the difficulty in isolating the effect of AE measures from many other factors that influence environmental outcomes. This is often reflected in the analyzed reports.

The available mid-term rural development evaluation reports suggest that the three years of the programming period was very short period to quantify environmental outcomes. The evaluation of environmental benefits of AE schemes therefore, on biodiversity in particular, are based on assumed environmental impacts and expert opinion in many cases.

A great part of the immediate effects could be better assessed if some monitoring requirement aspects are taken into account during the scheme administration. For the assessment of immediate effects of a scheme the role of farm level information is inevitable. It is suggested that a very basic survey of farms on their input use and cropping patterns etc. before entering a AE scheme be part of the application procedure. This could give a very useful information for later comparison when changes in farming practices are evaluated.

It is of paramount importance that proper co-ordination is established between scheme administration and monitoring and there is congruence between databases that are also supported by adequate spatial data management techniques. GIS tools are becoming widely used in an increasing number of countries for scheme administration but environmental monitoring aspects are hardly considered at present.

In general, there seem to be a lack of planning of and coordination between different evaluation administration, research and fieldwork.

It is difficult to measure/assess classical additionality of different AE actions that seek to protect existing environmental capital against loss or degradation, especially if we do not know the degree of loss and clearly see the causalities of factors lying behind (difficulty in establishing causality). These gaps should be filled with research for finding appropriate methodologies and research design adapted to particular issues.

In species diversity research there is huge bias to monitoring birds. This might be explained by the relatively abundant methodologies and literature available but also to the strong bird conservation environmental lobby. Other animal groups, such as insects and invertebrates, however, could shed light from a different point of view on the quality of the environmental outcomes of AE measures.

Identifying HNV habitats covered by AE measures and investigating scheme effects on these areas, in valuable wetlands in particular, also need resources.

Agricultural genetic resource protection of traditional animal breeds and crop varieties through AE measures generally shows poor uptake. Research resources should be put to investigate how these measures could be run more effectively.

It is concluded that Member States had short time so far to assess and quantify the environmental outcomes of AE measures of the 2000–2006 programming period. Overall, based on indirect assessments and some actual research there is evidence of positive effects of AE measures on biodiversity, although this evidence does not fully meet the scientific criteria .

More comprehensive environmental monitoring systems should be based on adequate scheme administration and procedures that also records aspects to be used as basis for environmental monitoring, proper monitoring data management system and techniques linked to planned and representative monitoring research and regular fieldwork.

## **Acknowledgements**

The results are unpublished part of the project “Investigating the effectiveness of agri-environmental schemes in Europe” carried out between October 2003 and June 2004 as guest scientist at the European Environment Agency in cooperation with the Oresund University and also supported by Eotvos Scholarship. This work supported the AES analysis at DG Agriculture for the Rural Development Programmes mid-term evaluation and also intended to compile up-to-date information for the agri-environmental scheme indicator under the project “Indicator reporting on the integration of environmental concerns into agricultural policy” (IRENA) managed by the European Environment Agency. Being participant to a cooperation programme among the EU DG Agriculture (Units F1 and F3) and the European Environmental Agency (EEA) I would like to say special thanks to Andreas Lillig, Maria Fuentes Merino, Anna Barnett from DG AGRI who kindly made available the mid-term reports for analysis in Brussels in early 2004. I also thank to Jan-Erik Petersen at the EEA for his constructive review of the manuscript. This study would not have been possible without the financial help of the Eotvos Scholarship from the Hungarian Scholarship Board.

### References

- ADAS CONSULTING LIMITED AND SQW LIMITED 2003: The Mid-Term Evaluation of the England Rural Development Programme. Prepared for: Rural Development Division Department for Environment, Food and Rural Affairs. December 2003.
- ADE S.A. (2003) Plan de Développement Rural Wallon. Evaluation à mi-parcours. Rapport final. Décembre 2003. Louvain-la-Neuve, Belgium
- ADE S.A. – ECAU. 2003: Plan de développement rural du Grand Duché de Luxembourg. Evaluation à mi-parcours. Rapport final du 30 décembre 2003. Ministère de l'Agriculture, de la Viticulture et du Développement Rural. Luxembourg.
- AFCON MANAGEMENT CONSULTANTS IN ASSOCIATION WITH UNIVERSITY COLLEGE CORK 2003: CAP Rural Development Plan 2000–2006. Mid-Term Evaluation. Ireland.. September 2003.
- AGRICONSULTING S.P.A. SOCIETÀ PER LA CONSULENZA E LO SVILUPPO DELLE ATTIVITÀ AGRICOLE E AMBIENTALI 2003: Valutazione Intermedia del Piano di Sviluppo Rurale 2000–2006 Sicilia. Assessorato Regionale Agricoltura e Foreste. Dicembre 2003.
- AGRICONSULTING S.P.A. SOCIETÀ PER LA CONSULENZA E LO SVILUPPO DELLE ATTIVITÀ AGRICOLE E AMBIENTALI 2003: Valutazione Intermedia del Piano di Sviluppo Rurale 2000–2006 della Regione Toscana. Giunta Regionale. Dipartimento dello Sviluppo Economico Servizio Programmi Comunitari ed intersettoriali in materia agricola Dicembre, 2003.
- AGRICONSULTING S.P.A. SOCIETÀ PER LA CONSULENZA E LO SVILUPPO DELLE ATTIVITÀ AGRICOLE E AMBIENTALI 2003: Valutazione Intermedia del Piano di Sviluppo Rurale 2000–2006 della Regione Veneto. Giunta Regionale. Segretaria Regionale del Settore Primario. Dicembre, 2003.
- CEFAG – ERENA – CIDEC 2003: RURIS – Plano de Desenvolvimento Rural de Portugal Continental. Estudio de avaliação intercalar do plano de desenvolvimento rural de Portugal Continental. Relatório de Avaliação Intercalar.
- DONALD P. F., SANDERSON F. J. , BURFIELD I. J. et al. 2006: Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000 Agriculture ecosystem and environment 116: 189–196.
- DTZ PIEDA CONSULTING 2004: Mid-Term Evaluation of Measures Funded by the EAGGF. Final Report. Department of Agriculture and Rural Development.
- EUROPEAN COMMISSION 2000: Common Evaluation Questions with Criteria and Indicators [http://ec.europa.eu/agriculture/rur/eval/evalquest/b\\_en.pdf](http://ec.europa.eu/agriculture/rur/eval/evalquest/b_en.pdf)
- EUROPEAN COMMISSION 2002: Guidelines for the mid term evaluation of rural development programmes 2000–2006. DOC. STAR VI/43517/02. [http://ec.europa.eu/agriculture/rur/eval/index\\_en.htm](http://ec.europa.eu/agriculture/rur/eval/index_en.htm)
- HOOGEVEEN, Y., PETERSEN, J. E., BALAZS, K., HIGUERO I. 2004: High nature value farmland - Characteristics, trends and policy challenges. EEA Report No 1/2004.

AZ AGRÁR-KÖRNYEZETGAZDÁLKODÁSI INTÉZKEDÉSEK SIKERE A BIODIVERZITÁS  
VÉDELEMBEN: A VIDÉKFEJLESZTÉSI RENDELET VÉGREHAJTÁSA FÉLIDŐS JELENTÉSEINEK  
ELEMZÉSE NÉHÁNY TAGÁLLAM PÉLDÁJÁN

BALÁZS K.

Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Környezetgazdaságtani Tanszék  
H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: balazs.katalin@kti.szie.hu

**Kulcsszavak:** agrár-környezetgazdálkodási intézkedések, félidős értékelés, biodiverzitás, monitoring

A környezet- és biodiverzitás védelmi megfontolások mezőgazdálkodásba integrálása gyorsan fejlődő prioritás az európai mezőgazdaság politikában. Jelenleg az agrár-környezetgazdálkodási intézkedések ennek az integratív megközelítésnek a legfőbb megvalósítási eszközei. Az uniós tagállamok 2000–2006 közötti vidékfejlesztési programjainak félidős értékelési jelentései (2003) és azon belül különösen a tagállamok válasza az Európai Bizottság ún. közös értékelési kérdéseire tekinthetők a legfrissebb hivatalos információnak, amely alapján képet nyerhetünk az agrár-környezetgazdálkodási intézkedések helyzetéről és környezetvédelmi hatékonyságáról a biodiverzitás védelme tekintetében. A cikk célja, hogy áttekintést adjon néhány tagállam agrár-környezetvédelmi intézkedései monitoringjainak eredményeiről, minőségi szintjéről különös tekintettel a biodiverzitás védelemre és kiemeljen néhány jó gyakorlati példát. Az eredmények tükrében megállapítható, hogy a tagállamoknak a programok kezdete óta rövid időtartam állt rendelkezésére a 2000–2006 közötti programozási periódus agrár-környezetgazdálkodási intézkedései környezeti kimeneteinek számszerűsítésére és becslésére. Összességében elmondható, hogy közvetett értékelések, és bizonyos mértékű tényleges kutatási eredmény alapján van jele az agrár-környezetgazdálkodási intézkedések biodiverzitásra gyakorolt pozitív hatásának, noha a bizonyítékok sokszor merítik ki teljesen a tudományos követelményeket. A cikk felhívja a figyelmet arra, hogy olyan átfogó környezeti monitoring rendszerekre van szükség, amelyek megfelelő program-adminisztráció és eljárások mellett nyilvántartják a környezeti monitoring alapjaként használható tényezőket, valamint tervezett és egyben reprezentatív monitoring kutatáshoz illetve rendszeres terepmunkához kötött megfelelő monitoring adatkezelő rendszereket és technikákat alkalmaznak.

## A DUNABOGDÁNYI VADASKERT VEGETÁCIÓJÁNAK VÁLTOZÁSA 1783 ÉS 2006 KÖZÖTT

HOCK FERENC, TÓTH ZOLTÁN  
ELTE TTK BI, Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék  
1117 Budapest, Pázmány P. sétány 1/c.  
e-mail: hockf@elte.hu

**Kulcsszavak:** Dunabogdány, vadaskert, Len-hegy, vegetációtérkép, tájtörténet

**Összefoglalás:** A dunabogdányi Vadaskert területén a 18. század közepétől egészen az 1950-es évekig szőlő- és gyümölcsstermesztés folyt. A termelés felhagyása után másodlagos gyepek alakultak ki, melyek visszaerdősülése ma már sok helyen tapasztalható. A Vadaskert területe az 1980-as évek végétől lezárt, ettől kezdve igen népes vadállomány él itt, melynek hatására az erdősülési folyamatok csaknem mindenütt jelentősen lelassultak.

A ma jellemző folyamatok megértéséhez és jellemzéséhez mindenképpen ismernünk kell a terület múltját. Mivel azonban részletes botanikai felmérés még nem készült, így a korábbi állapotok vizsgálatához a beszerezhető térképszelvényeket és légifelvételeket kellett felhasználnunk. Így vált lehetségessé a terület múltjának rekonstrukciója egészen 1783-ig.

Munkánk során rögzítettük a Vadaskert élőhely-foltjainak állapotát, elkészítettük az egyes foltok fajlistáit, és megrajzoltuk a mai állapot vegetációtérképét, melynél természetesen komoly segítséget jelentettek a rendelkezésre álló modern térképszelvények és légifelvételek is. E mellett került sor a régi térképek vizsgálatára is.

Az elkészült térképsor elemzésekor meghatároztuk az előforduló vegetációtípusok területarányának változását is. Ez a következő fontosabb eredményekkel szolgált. Jól látható, hogy a területen a művelésbe vonás, azaz a németek 18. századi betelepítése előtt nagyrészt erdők – feltételezhetően gyertyános-tölgyesek – voltak jelen. Ezt követően kiterjedt szőlőkultúra figyelhető meg, mely azonban az 1950-es évekre fokozatosan eltűnik, a szőlők helyén pedig számos értékes fajt is tartalmazó másodlagos gyepek jöttek létre. Ezt követően napjainkig folyamatos a gyertyános-tölgyes visszatelepülése nem csak a gyepterületek rovására, hanem a Csepri-hegy telepített erdeifenyvese területén is. Komoly problémát okoz azonban két idegenhonos fafaj, az akác (*Robinia pseudoacacia*) és a bálványfa (*Ailanthus altissima*) terjeszkedése, valamint a fokozott vadragás-taposás is.

### Bevezetés

Dunabogdány község a Szentendrei Duna-ág jobb partján, a Visegrádi-hegység lábánál fekszik. A terület már az ókorban lakott volt, nevééről először egy 1286. évi oklevél tesz említést (SCHUSZTER 1999). Állandó lakosainak száma 2006. augusztusában 3030 fő (LIEBHARDT A. ex verb.).

A falu a török korban elnéptelenedett, majd a 17. században a Zichy család birtokába került, akik német nyelvtérületről hoztak telepeseket 1723-ban, majd az 1760-as évek elején (SCHUSZTER 1999, LIEBHARDT A. ex verb.).

A település lakói a 18-19. században elsősorban szőlő- és gyümölcsstermesztésből éltek, ennek fő felvevő piaca Pest volt, ahová az árut a Dunán szállították. 1849-ben a Csódi-hegyen kőbányát nyitottak, ettől kezdve a falu lakóinak fő megélhetését ez jelentette, de a szőlő- és gyümölcsstermesztés a 20. század közepéig fontos maradt (SCHUSZTER 1999).

A Vadaskert területe Dunabogdánytól délnyugatra található, és részben a faluval közvetlen szomszédos. Legnagyobb részén a Kőrös-hegy, illetve a Len-hegy emelkedik, de a kerítésen belül fekszik a Kutya-hegy déli, a Csepri- és Sajkó-hegy nyugati oldala is.

A terület a Visegrádi-hegység részét képezi, ennek megfelelően legnagyobb részét a miocén kori (mintegy 14,8 millió éves) dobogókői andezit formáció, illetve az ide sorolható andezit tufa és breccsa alkotja (WEISZBURG et al. 1999, PRAKFALVI 1999). A mélyebben fekvő területeken, a Csádri-patak medrében, és a hozzá kapcsolódó vízmosságokban, korábbi üledékes kőzetek is találhatóak (PRAKFALVI 1999), melyben helyenként puhatestűek házának fossziliáit, illetve az andezittel érintkező széleken néha ritka kontakt metamorf kőzeteket is találunk (VÁCZ és HOCK 2004). Az alapkőzetten gyakran agyagos talajok alakultak ki. Ennek megfelelően a magasabban fekvő területek meglehetősen rossz vízháztartásúak, szárazak, a talaj sekély, nemritkán görgeteges. Nedvesebb részek csupán a Csádri-patak völgyében és a hozzá kapcsolódó vízmosságokban találhatóak. A Csádri-patak völgyében a vizsgált területen két kiépített forrás (Khüllenberg- és Kossuth-forrás) is található.

Bár a terület kőzetanyaga nem túl jó minőségű, viszont puhasága miatt könnyen feldolgozható (akár fűrészszel vágható), így a Csádri-patakhhoz kapcsolódó, és a Kutya-hegy lábánál húzódó Rigó-árokban a 19. században az úgynevezett „Bieber-bányák” működtek. A bányaireg mára beomlott és beerdősült, így nyomát az avatatlan szem alig fedezi fel.

A Vadaskert területéről még nem készült részletes botanikai leírás, annak ellenére, hogy a terület a már jól ismert és geológiai kuriózumnak számító Csódi-hegy közelében helyezkedik el. A Pilisi Parkerdő Rt. kezelésében lévő Vadaskert területét az 1980-as évek végén lekerítették. Bár az egyik legjobb szőlőtermelő területnek a Csódi-hegy számított, a Vadaskert legnagyobb részén is szőlők voltak, egészen az 1950-es évek első feléig. E dolgozat feladata a Vadaskert területén ma megtalálható természeti értékek feltárása, illetve a 18. század végétől kezdve napjainkig a vegetáció változásának rekonstrukciója.

A hosszú ideig tartó művelés ellenére ma is sok természeti értéket találhatunk itt. Az egykori szőlők helyén mára szekunder gyepek jöttek létre, amelyek számos védett növényfajnak adnak helyet. Ezek mellett azonban negatív hatások is érvényesültek, mint egy nagy kiterjedésű erdeifenyves telepítése, az akác (*Robinia pseudoacacia*) és a bálványfa (*Ailanthus altissima*) spontán terjeszkedése, illetve a Vadaskert lezárásától kezdődően a fokozott vadragás- és taposás, amelyhez a szintén idegenhonos, és itt nagy számban élő muflon (*Ovis musimon*) nagy mértékben hozzájárult.

A fentiekből adódó problémák esetleges későbbi kezelésének megkönnyítése, és a terület értékeinek feltárása érdekében felmerült az igény a terület vegetációtérképének elkészítésére, a jelenlegi állapotról nyert adatok értelmezéséhez pedig nélkülözhetetlen a történeti adatok vizsgálata is.

Munkánk során tehát a terület növényvilágát vizsgáltuk a következő célokkal:

1. A flóra és vegetáció jelenlegi állapotának feltárása, a vegetációtípusok azonosítása, és a jelenlegi állapotot tükröző vegetációtérkép elkészítése.
2. A hozzáférhető térképszelvények és légifelvételek alapján a vegetáció változásának rekonstrukciója, a korábbi állapotokat tükröző vegetációtérképek elkészítésével.

Ennek során a következő kérdések merültek fel:

1. Vannak-e olyan területek, melyeken a vegetációtípus a vizsgált időintervallumban (1783–2006-ig) nem változott?
2. Hogyan változott az elsősorban szőlőként művelt területek kiterjedése az időben?



3. Hogyan változott az egyes területek növényzete a szőlőművelés felhagyása után?
4. A rendelkezésre álló adatok alapján milyen tendenciák figyelhetők meg a terület növényzetének változásában?

A vegetáció térkép készítésekor a növényzetben bekövetkezett változások nyomon követésére a múlt feltárása is szükséges, mint erre számos példa hívja fel a figyelmet, bevonva a térképek mellett légi fotók elemzését is (BÍRÓ 2006, VONA et al. 2006, TÓTH 2004, TINYA és TÓTH 2005, ILLÉS és SOMOGYI 2005, ILLYÉS 2006). Számos térképező a vegetáció vizsgálata mellett a talajtani kapcsolatokkal, a területhasználati módokkal is keresi az összefüggést (DEÁK és KEVEYNÉ BÁRÁNY 2006). A térképezés mellett a különböző gazdálkodási gyakorlat számára készültek a környezetgazdálkodási potenciált értékelő térképek is (ARTNÉ LŐRINCZ 2004, NAGY és PENKSZA 2006, NAGY et al. 2005, HERCZEG et al. 2006).

### Anyag és módszer

A terepi tapasztalatok alapján, a fentiekben megfogalmazott kérdéseknek megfelelően elkészítettük a terület vegetációtérképét, összeállítottuk az élőhely-foltok fajlistáját, és azonosítottuk a jelenleg megtalálható vegetációtípusokat.

Ezután, a hozzáférhető topográfiai térképszelvények és légifelvételek segítségével még hét korábbi időpontban (1783, 1841, 1890, 1930, 1951, 1964, 1975) megrajzoltuk az élőhely-foltok térképét, és ezeket hasonlítottuk össze a mai állapottal.

A mai állapot térképét a saját felméréseinkből kapott adataink alapján, modern topográfiai térképszelvények és légifelvételek segítségével készítettük el (a felhasznált térképek és légifelvételek listáját ld. a függelékben). A légifelvétel használatára azért volt szükség, mivel az alaptérkép az egyes vegetációtípusok határát meglehetősen pontatlanul kezeli. Erre a pontosításra a korábbi időpontok térképeinek esetében nagyrészt természetesen nem volt lehetőség, itt a térképre berajzolt határvonalakat fogadtuk el.

A térképek elkészítése során komoly problémaként merül fel, hogy a korai szelvények csak kevés vegetációtípust különítenek el egymástól. Ezek tovább tagolására ma már sajnos nincs mód.

A hét történeti időpontról és a mai állapotról folttérképeket készítettünk, amelyeken a vegetációtípusokat egységes színkóddal, az egyes foltokat pedig számokkal jelöltük. A korábbi időpontok térképein látható számok a mai állapotnak való megfelelést jelzik, hiszen itt még nem feltétlenül létezett valamennyi ma fennálló élőhely. A foltok lehatárolásánál, ahol lehetett, figyelembe vettük a légifelvételt, illetve a legújabb térképnél a terepi tapasztalatokat (társulás szerkezete, kora, stb.) is.

A térképeket ArcView GIS 3.1 programmal rajzoltuk meg. Ehhez az alaptérképeket – az 1975-ös katonai térkép, az 1:10000-es EOV szelvények, és a 2000-es digitális légifelvétel kivételével – geokódolni kellett, melyet az ERDAS Imagine 8.6 program Rubber Sheeting módszerével végeztünk. Ennek során egy, már geokódolt térkép 3 pontjának kell megfeleltetni az ismeretlen térkép pontjait. A módszer hátránya, hogy az újonnan geokódolt állományok a szélek felé erősen torzulnak, így a pontokat lehetőség szerint a vizsgált terület belsejében vettem fel, a széleket pedig levágtuk. A művetel során a legkorábbi térképek (1783, 1841, 1890) esetében komoly problémát jelentett a jól azonosítható tereptárgyak hiánya, illetve pontatlansága.

Fontos megjegyezni, hogy a térképen a vegetációtípusok kategóriáit úgy kellett megválasztanunk, hogy a mai állapot a korábbiaknak megfeleltethető legyen. Ebből következően egyes kategóriák a térképeken kevésbé pontosan kerültek megnevezésre. Ez azért is volt szükséges, mivel pontos leírásokkal csak a mai állapotról rendelkezünk (az egyes foltok szöveges ismertetésénél természetesen pontosítottuk a társulástípusokat).

A tereptárgyak valós helyzetét GPS műszerrel is azonosítottuk, a mérési eredményeket a rajzolásnál vettük figyelembe, illetve a geokódolt térképek pontosságának ellenőrzéséhez is felhasználtuk.

Bár a térképek elkészítésénél modern eszközöket, számítógépes programokat használtunk, alapvetően szem előtt tartottuk a SEREGÉLYES és CSOMÓS (1995) által leírt módszereket. Így a térképek elkészítéséhez, ahol rendelkezésünkre állt, az alaptérképek mellett a légifelvételeket és a terepi tapasztalatokat is figyelembe vettük, és az összetartozó vegetációtípusokat egységes színkóddal jelöltük. Az alaptérképek kézi illesztése, és a vegetációtérképek kézi rajzolása helyett a számítógépes módszereket alkalmaztuk.

### **A felhasznált légifelvételek és térképek:**

- 2006: 1:10000 EOV szelvények (75-322, 75-411; 1992–1993) digitális állományai,
- 2000. évi színes légifelvétel digitális állománya (FÖMI),
- 1975: 1:25000-es katonai térképszelvény digitális állománya (L-34-3-C-a),
- 1964: 1:10000-es katonai térképszelvények (L-34-3-C-a-1; L-34-3-C-a-3); 1962. évi fekete-fehér légifelvétel, száma 928/6295,
- 1951: 1:10000-es katonai térképszelvény (L-34-3-C-a); 1955. fekete-fehér légifelvétel, sz. 80968/023,
- 1956: fekete-fehér légifelvétel, sz. 80968/047,
- 1930: Magyar királyi állami térképészet 1:50000-es turistatérképe (Pilis hegység, 1930 körül),
- 1890: Dunabogdány község kataszteri térképe (kb. 1:2840, 1880–1895 között),
- 1841: A 2. katonai felmérés térképszelvényei (1:28800, 32-47, 32-48),
- 1783: Az 1. katonai felmérés térképszelvényei (1:28800, XIV/17 és XIV/18, 1782–1783).

A felmérés során elkészítettük az egyes foltok fajlistáit is. A fajok határozása és elnevezése a Magyarországi edényes flóra határozója alapján (SIMON 2000) történt. Ezután került sor a társulástípusok pontos azonosítása az mmÁ-NÉR kategóriarendszerének (FEKETE et al. 1997, BÖLÖNI et al. 2003) felhasználásával.

### **Eredmények és megvitatásuk**

Az irodalmi adatok áttekintésével leírást készítettünk a terület földtanáról, illetve feltételezett természetes vegetációjáról. Összefoglaltuk a 2006-ban megtalálható vegetációtípusok legfontosabb jellemzőit, melyeket az elkészült vegetációtérképek kiértékeléséből nyert adatok ismeretében értelmeztünk.

## A Vadaskert feltételezett természetes vegetációja

Mivel a Vadaskert csaknem teljes területe a 18. század közepétől művelés alatt állt, így a természetes vegetációra ma már csak következtetni tudunk. Terepi megfigyeléseink és az irodalmi adatok alapján a területen főleg gyertyános-tölgyes (*Quercus petraeae-Carpinetum pannonicum* Soó 1980) lehetett jelen. A gyertyános-tölgyes valószínűleg a hűvösebb mikroklímájú patakmederbe is behúzódott, a Csádri-patak völgyében azonban feltehetően a gyertyán (*Carpinus betulus*) válhatott emberi hatásra uralkodóvá, ahogy ez a természetközelibbnek tekinthető Khüllenberg-forrás környékén ma is megfigyelhető.

Mindezek mellett a Csádri-patak felső folyásánál, a Khüllenberg-forrástól délre, ahol a patakmeder a középső- és alsó szakaszoknál jóval mélyebb, és egészen meredek falú völgyben halad, feltehetően andezit szurdokerdő (*Parietario-Aceretum* HORÁNSZKY 1964) volt jelen, amely helyén ma, az erdőművelés hatására jellegtelen bükkös állomány van.

Feltételezéseink szerint a Kőrös-hegy meredek, görgeteges lejtőin, andezit törmelék-lejtő-tölgyes (*Poo pannonicae-Quercetum petraea* Soó 1971) lehetett. Itt ma gyepek és alacsony fákból álló tölgyes mozaikja húzódik (BORHIDI és SÁNTA 1999). A növényzet VIII. vegetációtípusba sorolható, amelyeken belül elkülönített foltok találhatóak (Függelék).

## A területen ma is megtalálható vegetációtípusok jellemzése

A Vadaskertről készült nyolc vegetációtérképet a függelék tartalmazza.

### I. Stabilizálódott félszáraz irtásrét (H4)

A térképen a „félszáraz irtásrét” és a „cserjésedő jellegtelen gyepek”, valamint az „irtásrét és tölgyes átmenete” kategóriák tartoznak ide. Az alap kategóriába a 10. és 13. foltok tartoznak. Az 5. és 11. folt „cserjésedő jellegtelen gyepek”, mivel élőhelye részben üdőbb, illetve az etető és az út hatására átmenetet mutat a taposott gyomnövényzet felé. „Irtásrét és tölgyes átmenete” alatt olyan élőhelyet értünk, ahol már a fiatal erdő foltjai mozaikolnak a gyeppel (13-as folt egy része, 1975-ben jelenlegi akácok (12) területe).

Ez a típus az erdő kiirtása után, illetve a korábbi szőlők helyén alakult ki, ott, ahol jobb a talaj minősége és a terület vízháztartása. Ez alól kivételt képez a 13-as folt görgeteges talaja. A típusba stabilizálódott vagy többé-kevésbé cserjésedő gyepek tartoznak, melyeket minden bizonnyal a vadragás tart fenn. Minden foltban találunk néhány idősebb hagyásfát, a magoncok és a néhány éves csemeték aránya pedig magas. A cserjeszint fejlett, a gyepek már erdei fajokat is tartalmaz. Gondot jelent az idegenhonos fajok (pl. bálványfa) terjedése. Feltehetően korábban is voltak ilyen területek a homogén tölgyesnek jelölt részeken, ezeket azonban az alaptérkép nem ábrázolja.

### II. Taposott gyomtársulás (O13)

Az ide tartozó foltok az utak és etetők mentén terülnek el, általában kisebb kiterjedéssel (3, 4, 15, részben 5). Jellegtelen, egyéves gyomfajok által uralt, nem feltétlenül záródott gyepek. Fekvésük, talajuk eltérő. Ezekben a foltokban az angol perje (*Lolium perenne*), az útifű fajok (*Plantago media*, *Plantago lanceolata*) állományalkotók. A vadültartás miatti fokozott trágyázás hatására, a nitrofil növények (*Urtica dioica*, *Parietaria officinalis*)

*nalis*) tömegesek, és az erdőszélek felől betérjedhetnek idegenhonos fajok (*Ailanthus altissima*, *Robinia pseudoacacia*) magoncai is. Helyenként nagy tömegben fordul elő a csattanó maszlag (*Datura stramonium*) is. A korábbi térképeken a kis foltméret miatt ilyen foltok nem jelennek meg, illetve ez a társulás-típus jobbra az utolsó 20 évben jellemző vadültartás következtében alakult ki.

### III. Telepített erdeifenyves (S4)

A szőlőművelés 1950-es években történt megszűnte után kopáran maradt Csepri- és Sajkó-hegyen az '50-es évek második felében erdeifenyvest telepítettek (7, 8, 24). Mára a 7. és 24. foltokban előrehaladott a tölgyessé váló átalakulás és ezzel párhuzamosan az erdeifenyő visszaszorulása. Itt a 8-as folthoz képest már fejlettebb cserje- és gyepszinttel is találkozhatunk, amelyben már a tölgyes jellemző fajai is megjelennek. Eredetileg a lombkoronaszint záródása és a nehezen lebomló fenyőtű hatása miatt ezek a szintek fejletlenek voltak, ahogy ez a 8. foltban ma is látható. A széleken jellemző a nitrofil gyomnövények tömeges jelenléte a vadültartás következtében. Az erdeifenyőnek (*Pinus sylvestris*) újulata egyik területen sincs.

### IV. Gyertyános-tölgyes (K2)

A fokozott rágás-taposás miatt az aljnövényzetben és állományszerkezetben az egyes foltokban alig mutatkozik különbség. A cserjeszint a rágás miatt, a fényben gazdagabb erdőbelső ellenére fejletlen. A gyepszint fajszegény. Az állományok sok helyen egykorúak, a 6-os foltban pedig csaknem elegytelen kocsányos-tölgyes állományt találunk. A koratavaszi geofiton aszpektus többnyire fejlett. A 9., 18., és 19. foltokban a 18. századtól kezdve ez a típus állandóan jelen volt. A 6-os folt a leirtott fenyves helyén alakult ki. Természetes állapotában ilyen és ehhez hasonló társulástípusok lehettek jelen a Vaskert teljes területén.

Meg kell jegyeznünk azt is, hogy az erdőművelés hatására kisebb területeken az egyértelműen gyertyános-tölgyes élőhelyen, és azzal gyakorlatilag megegyező aljnövényzettel elegytelen csertölgy állományokat is meg lehet találni. Ezek a részek az aljnövényzet némileg fejlettebb.

### V. Felhagyott szőlő (O12)

A szőlők helyén, a legszárazabb platókon gyepek alakultak ki, mint a 16-os, és részben a 17-es foltokban. A talaj sekélysége és a fokozott taposás miatt, a gyeppel nem mindenütt záródott teljesen. A gyeppel jellemzően galagonyás-tövises cserjés (M2b) foltokkal mozaikos. Tömegesen jelenik meg a hegyi árvalányhaj (*Stipa tirsa*), de nagy számban van jelen az agárkosbor (*Orchis morio*) is. Gyomfajok nem vagy legfeljebb a széleken, kis mértékben jelennek meg. A gyeppben a taposás komoly károkat okoz. Tény viszont, hogy ezeket a gyepeket a vadragás és az erdészet által végzett kaszálás tartja fenn, e nélkül ezek a területek lassan visszaerdősülnének.

Ez a típus a későbbiek során minden bizonnyal természetesebb gyepek felé fog átalakulni, illetve nagyrészt a gyertyános-tölgyes terjeszkedése miatt fokozatosan megszűnik.

## VI. Akácok (S1)

Egyetlen állománya a Csádrí-patak völgyében húzódik (12). Jellemzően a spontán betelepült, és a legutolsó 30 év során tömegessé vált akác (*Robinia pseudoacacia*) által uralt erdő, mely egyes részein teljesen elegytelen. Aljnövényzete fejletlen vagy csaknem teljesen hiányzik, a fényben gazdagabb részeken tömegesen megjelenő nagy csalánból (*Urtica dioica*) és falgyomból (*Parietaria officinalis*) áll. A fenyvessel ellentétben a spontán betelepült akác terjeszkedése, még a rágás ellenére is folytatódik, és mivel helyenként lassan a gyertyános-tölgyesekbe vagy más társulásokba is beterjed, komoly aggodalomra ad okot.

## VII. Gyepfoltok (Kötött talajú sztyepprét, H5a)

Az ide tartozó típusok igen különbözők, összevonásukra azért került sor, mert a korábbi térképek gyepként jelölt élőhelyeit pontosan nem lehet azonosítani. Általában mélyebb talajú, nedvesebb területeken kialakult, zárt gyepek tartoznak ide, amelyek gazdagok a ritkább fajokban (*Colchicum autumnale*, *Polygala major*, *Dianthus giganteiformis*, *Adonis vernalis*, stb.). A taposást a kedvezőbb feltételek miatt jobban tűrik, nem nyílnak fel. Kevésbé cserjésedtek be, de ezeket az élőhelyeket is minden bizonnyal a vadragás és helyenként a kaszálás tartja fenn. Legnagyobb részükön feltételezhetően a tölgyes valamilyen típusa lehetett jelen. Sok helyen a szőlők helyén alakultak ki, így a kertekből kivadult növényfajok (*Thymus vulgaris*, *Narcissus sp.*, *Vitis vinifera*), illetve néhány gyümölcsfa (*Malus domestica*, *Cerasus avium*, *Castanea sativa*, *Juglans regia*) is megtalálható. A gyomosodás elhanyagolható.

A fenti társulástípusok közül több értékes, védett növényfajok élőhelye. Ezek helyenként akár nagyobb tömegben is előfordulhatnak. Az 1. táblázat tartalmazza a védett növényfajok listáját, azok élőhelyének megjelölésével. (A sorszámok az egyes társulástípusokra utalnak.)

1. táblázat Az egyes foltokban megtalálható védett növényfajok  
Tabelle 1. Geschützte Arten in den aktuellen Flächen

Latin név	II.	IV.	V.	VI.	VII.
<i>Adonis vernalis</i>	–	–	–	–	1
<i>Anemone sylvestris</i>	1	–	–	–	–
<i>Cephalanthera damasonium</i>	1	–	–	–	–
<i>Coronilla coronata</i>	–	–	–	–	1
<i>Dianthus giganteiformis</i> subsp. <i>pontederacae</i>	–	–	1	–	1
<i>Dictamnus albus</i>	–	–	–	–	–
<i>Hepatica nobilis</i>	–	–	–	–	–
<i>Lathraea squamaria</i>	–	1	–	1	–
<i>Orchis militaris</i>	–	–	–	–	–
<i>Orchis morio</i>	–	–	1	–	1
<i>Polygala major</i>	–	–	–	–	1
<i>Stipa tirsá</i>	–	–	1	–	1

## A területen ma már nem megtalálható vegetációtípusok

Ide tartozik a korábban művelt, de az 1950-es években felhagyott területek vegetációja. Ezek növényzete mára már teljesen átalakult, csak nyomokban mutatja néhány haszonnövény a terület múltját. A korábbi ültetvények helyén gyepek jöttek létre (ld. fent), melyek fokozatosan cserjésednek, végül pedig a potenciálisan eredeti gyertyános-tölgyes veszi át a helyüket. Ennek megfelelően ezekről a típusokról ma már csak keveset mondhatunk.

### VIII. szőlő és gyümölcsös (Kisüzemi gyümölcsösök és szőlők, T8)

Jellemzően a Kutya- és Kőrös-hegy csaknem egészén, de a Csepri- és Sajkó-hegy egyes részein is folytattak szőlőművelést kisebb parcellákban, a 18. század második felétől egészen az 1950-es évekig. Ezeknek a területeknek az adottságai (lejtőszög, kitettség, talaj, vízháztartás) nagyon különböző. A legjobb termőterületek minden bizonnyal a Kőrös-hegyen voltak. A termelés közben kialakult támfalak, utak nyomait még ma is több helyen megtaláljuk. Gyakorlatilag minden korban voltak gyepterületek ezeken a részekén, amelyeket feltehetően legeltetéssel vagy kaszálással tartották fenn. Arányuk megnövekedése a szőlőkultúra visszaszorulásával vált jellemzővé az 1930-as években. Szintén fontos adat, hogy a Sajkó- és Csepri-hegy minden bizonnyal a szőlőművelés hatására vált kopárrá, csaknem terméketlenné. Ezért került telepítésre a mai fenyves az 1950-es évek végén, melyet csak talaj ráhordásával lehetett megoldani (HAVAS JÁNOSNÉ ex verb.).

Gyümölcsösök a 18. századtól feltehetően mindvégig jelen voltak az alaptérképen homogén szőlőnek jelült területeken, hiszen a falu lakói a 19. században elsősorban szőlő- és gyümölcsstermesztésből éltek, melynek fontossága sokáig megmaradt (SCHUSZTER, 1999). Főleg cseresznyét, kajsziarackot, később epret és málnát termesztettek. A gyümölcsfák között szabad gyepterületek alakulhattak ki, ezek fajösszetételéről ma már nincs adatunk. Különálló gyümölcsöst csak az 1951-es alaptérkép jelöl, önálló foltként való jelölésének jogosultságát az azonos korú légifelvételek csak részben igazolják. Mivel ezeket a felvételeket csak igen pontatlanul lehetett geokódolni (különösen a széleken torzításuk eleve nagy), az alaptérképen jelölt határt vettük figyelembe.

### A vegetációtérképek kiértékelése

Az elkészült vegetációtérképet (függelék) az egyes foltok jellemzése után, a Bevezetésben megfogalmazott kérdések, szempontok alapján elemeztük. Az ArcView GIS program segítségével először megállapítottuk az egyes élőhely-típusok százalékos területarányát a térképeken. (100%-nak a Vadaskert mai, kerítéssel határolt területét tekintettük, annak ellenére, hogy a térképekre berajzoltuk a kerítésen túlnyúló, de egyértelműen a területen belüli foltokkal összetartozó élőhelyeket is.) Az adatok választ adnak a szőlők kiterjedésének időbeli változására, illetve rávilágítanak a növényzeti foltok átalakulásában látható tendenciákra. A jobb átláthatóság érdekében az adatokat a 2. táblázatban összesítettük. (A táblázatban szükséges volt az élőhely-kategóriák további összevonása, mivel a kiértékelés így jóval egyszerűbbé vált. Ésszerűnek tűnt, hogy a cserjésedő gyepterületeken a cserjefoltok területét még ne számítsuk külön típusnak az elemzésnél.)

2. táblázat A mai foltokon megtalálható vegetáció változása  
Tabelle 2. Veränderungen der Vegetation in den aktuellen Flächen

	1783	1841	1890	1930	1951	1964	1975	2006
Tölgyes	62,5%	49,9%	53,9%	38,1%	61%	61,6%	64,4%	66%
Szőlő/gyümölcsös	37,5%	46,9%	34%	33,6%	24,8%	2,2%	0%	0%
Gyepfolt	0%	3,2%	12,2%	28,3%	14,2%	30,1%	21,4%	14,4%
Irtás/ fiatal erdő	0%	0%	0%	0%	0%	0%	9,9%	3,4%
Fenyves	0%	0%	0%	0%	0%	6,2%	4,3%	2,9%
Akác	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	13,2%

A térképek megrajzolása előtt feltételeztük, hogy mivel a község a török korban csaknem teljesen elnéptelenedett, és csak a 18. század közepén népesült vissza (WEISZBURG et al. 1999), a század végén a Vadaskert területén található vegetációnak legalább egyes részei még többé-kevésbé természetesek lehettek. Ezt az 1783. évi első katonai felmérésről készült térkép részben igazolta is. Igaz ugyan, hogy ekkor már jelentős mértékben, a terület mintegy egyharmad részén voltak jelen szőlők, a többi részt azonban erdő (feltehetően gyertyános-tölgyes) borította. Az 1783-as időpont előtről nincsen térképi adatunk, ekkorra viszont már biztosan megindult az erdőművelés is. A 18. század végén a területen csak erdők, illetve szőlők különíthetők el, egyéb élőhely-típusok még nem jelentek meg.

A szőlőültetvények területe a 18. század végén még jobbára a Kőrös-hegyre, és részben a Kutya-hegyre korlátozódott, mérete azonban gyorsan növekedett, és a szőlők a Csepri- és Sajkó-hegy feltörésével 1841-re elérték legnagyobb kiterjedésüket. Ekkor a Vadaskert csaknem felét szőlők borították. Az 1880-as években lezajlott filoxeravész hatására 1890-re a szőlők arányában számottevő csökkenés mutatkozott. Az ültetvények a rezisztens új fajták betelepítése után sem érik már el korábbi nagyságukat, aminek oka valószínűleg az, hogy már működött, és igen sok embert (3-400 kőfejtőt, 250-300 riccort (kőfaragót) és 150-180 fuvarost) foglalkoztatott a kőbánya, és ez ekkorra már a fő megélhetési forrást jelentette (HÁLA 1999). A későbbi térképeken a szőlők kiterjedése sokáig változatlan volt, a valóságban azonban az 1930-as évekre részben újabb területeket is megműveltek, míg máshol nagy területek kerültek felhagyásra. Megkezdődött az eddig egybefüggő szőlők fragmentálódása, a gye- és erdőfoltok kialakulása a felhagyott területeken. 1951-ben még jelentős a szőlők aránya, de az alaptérképen már – jelentős nagyságú – gyümölcsöst is elkülönítenek. Az államosítás után a területet felhagyták, a szőlők és gyümölcsösök mintegy 20 év leforgása alatt teljesen eltűntek, helyüket a mai gyeppel, illetve részben az erdők vették át.

A természetes vegetáció a Vadaskert teljes területén a tölgyesek különböző változatait jelentette. A 18. század végén a tölgyesek a terület mintegy kétharmadán vannak jelen. A szőlőültetvények terjedésével ez az arány jelentősen csökken. A filoxeravész után a tölgyesek területe kissé nő, de az 1930-as évekre a Sajkó-hegy kopárrá válása, valamint a Len-hegy lábánál elterülő részek (18) feltörése miatt ez az arány drasztikusan csökken. A szőlők – beleértve az újonnan feltört területeken létrejöttet is – felhagyása után mindenütt gyors erdőszülés indul meg, ennek hatására mintegy 20 év alatt megkét-szereződik a tölgyesek kiterjedése. Innentől kezdve, a fenyves és a gyepterületek fokozatos visszaszorulása mellett, egészen napjainkig tart a tölgyesek arányának lassú növekedése.

Érdekes még megnéznünk a gyepterületek arányának változását is. Elkülöníthető gyepek, igen kis arányban csak az 1841-es térképen jelennek meg, kiterjedésük a filoxérvész után megháromszorozódik. Ettől kezdve folyamatosan jelen vannak a gyepfoltok, melyeket egyrészt nyilván kaszálás-legeltetés tarthatott fenn, másrésztől vagy ismét művelés alá vonták őket vagy pedig beerdősültek. 1930-ra a Csepri- és Sajkó-hegyen a szőlőtermesztés megszűnt a hegyek kopárrá váltak. A Len-hegyen a '30-as években művelés alá vont területek egy részén is gyepek alakultak ki, így ez az élőhely-típus igen nagy arányban van jelen a Vadaskert területén. A tölgyes visszatelepülése miatt ez a szám előbb lecsökken, majd az 1960-as évek elejére ismét ugrásszerűen megnő, hiszen a felhagyott szőlők helyén fokozatosan gyepterületek alakulnak ki, főképp a Kőrös- és Kutya-hegyen. Ezután az arány a cserjésedés-erdősülés folyamatai miatt csökken, és napjainkig csökkenő tendenciát mutat.

Elmondható tehát, hogy a szőlőművelés felhagyása után gyepterületek alakultak ki, illetve a kopárrá vált Sajkó- és Csepri-hegyre erdeifenyvest telepítettek. A gyepterületeken megindult a cserjésedés, illetve az erdősülés, de ezek a folyamatok a kaszálás és vadragás következtében lelassultak. Ez a Kőrös-hegyen a szőlő helyén kialakult értékesebb száraz gyep hosszabb távú fennmaradásához vezetett. Szintén hátráltatja a cserjésedést, hogy egyes foltokban az erdészet gépi kaszálást végez.

A telepített erdeifenyves fokozatosan felnyílik, a cserjeszintben és az alsó lombkoronaszintben a lombos erdő fafajai jelennek meg. Ezt a folyamatot jelentős mértékben felgyorsította, hogy a fenyves egyes részeit az elmúlt 20 év során leirtották és az irtásokat tölgyessel telepítették be. Sajnálatosan megfigyelhető a Csádri-patak völgyében a középső folyáson az elmúlt 30 év alatt az akác (*Robinia pseudo-acacia*) nagymérvű spontán terjeszkedése is. Az utak mellett és az etetők környékén a fokozott vadjárás taposott gyomtársulások kialakulásához vezetett, amelyekben – részben a vadak terjesztésüket elősegítő szerepének köszönhetően – számos invazív és nitrofil gyomfaj is (*Solidago canadensis*, *Datura stramonium*, stb.) megjelent. Ezek aránya szerencsére 1% alatti, így a táblázatban nem tüntettem fel külön kategóriaként, hanem az irtások területéhez számítottuk hozzá.

Az egyes foltok növényzetének változását a 3. táblázat foglalja össze.

A fentiek alapján megállapítható, hogy a területen csupán egyetlen olyan folt van, ahol a vegetációtípus a vizsgált időintervallumban nem változott. Ez a Len-hegyen található, egészen Szentgyörgypusztáig húzódó gyertyános-tölgyes, amely az 1890-es kataszteri térképen mint községi erdő került feltüntetésre. Ezen túlmenően a 18-as folt egy részén sem változott a vegetációtípus, illetve a folt a '30-as években újonnan művelésbe vont részei is hamar visszaerdősülhettek. A vegetáció azonban ezeken a foltokon sem nevezhető természetesnek. Itt a 19. század közepétől bizonyíthatóan, de minden valószínűség szerint már a 18. század végétől folyt erdőművelés, egészen a Vadaskert bekerítéséig. Ennek hatására homogén, egykorú állományok jöttek létre. Napjainkban a vadültartás jelent komoly problémát ezeken a részeken is.



3. táblázat A vegetációtípusok területarányának változása a vizsgált időintervallumban  
 Tabelle 3. Veränderungen der Flächenverhältnisse der Vegetationstypen im untersuchten Zeitraum

	1783	1841	1890	1930	1951	1964	1975	2006
1	„szőlő, tölgyes“	„gyep, szőlő“	gyep	gyep	gyep	gyep	gyep	gyep
2	tölgyes	„gyep, szőlő“	gyep	gyep	„gyep, tölgyes“	gyep	gyep	gyep
3	tölgyes	szőlő	gyep	gyep	gyep	gyep	tölgyes átmenet	taposott gyom
4	tölgyes	tölgyes	gyep	gyep	tölgyes	tölgyes	tölgyes	taposott gyom
5	tölgyes	„szőlő, tölgyes“	tölgyes	gyep	tölgyes	tölgyes	tölgyes	átmeneti gyep
6	tölgyes	„gyep, szőlő“	gyep	gyep	„gyep, tölgyes“	fenyves	tölgyes	tölgyes
7	„szőlő, tölgyes“	szőlő	„gyep, szőlő“	„gyep, szőlő“	„gyep, tölgyes“	fenyves	fenyves	felnyíló fenyves
8	tölgyes	szőlő	gyep	gyep	„gyep, tölgyes“	fenyves	fenyves	fenyves
9	tölgyes	tölgyes	tölgyes	tölgyes	tölgyes	tölgyes	tölgyes	tölgyes
10	tölgyes	tölgyes	tölgyes	„szőlő, tölgyes“	tölgyes	tölgyes	tölgyes	félszáraz irtásrét
11	tölgyes	„szőlő, tölgyes“	„szőlő, tölgyes“	„gyep, szőlő“	tölgyes	tölgyes	tölgyes	taposott gyom
12	„szőlő, tölgyes“	szőlő	„gyep, szőlő“	„gyep, szőlő“	szőlő	„gyep, szőlő“	tölgyes átmenet	akác
13	tölgyes	„gyep, szőlő“	gyep	gyep	„gyep, tölgyes“	fenyves	fenyves	félszáraz irtásrét
14	szőlő	szőlő	szőlő	tölgyes	szőlő	felhagyott szőlő	gyep	gyep
15	szőlő	szőlő	szőlő	„gyep, szőlő“	szőlő	felhagyott szőlő	felhagyott szőlő	taposott gyom
16	szőlő	szőlő	szőlő	„gyep, szőlő“	szőlő	felhagyott szőlő	felhagyott szőlő	felhagyott szőlő
17	szőlő	szőlő	szőlő	szőlő	„gyep, szőlő“	„gyep, szőlő“	gyep	gyep
18	tölgyes	„szőlő, tölgyes“	„szőlő, tölgyes“	„gyep, szőlő“	„szőlő, tölgyes“	„gyep, szőlő“	tölgyes	tölgyes
19	tölgyes	„gyep, tölgyes“	tölgyes	tölgyes	tölgyes	tölgyes	tölgyes	tölgyes
20	szőlő	szőlő	„gyep, szőlő“	„gyep, szőlő“	gyümölcsös	tölgyes	tölgyes	tölgyes
21	szőlő	szőlő	szőlő	szőlő	gyep	„gyep, szőlő“	gyep	gyep
22	szőlő	„gyep, szőlő“	szőlő	szőlő	tölgyes	„gyep, szőlő“	gyep	gyep
23	szőlő	szőlő	„gyep, szőlő“	szőlő	szőlő	„gyep, szőlő“	gyep	gyep
24	tölgyes	„gyep, szőlő“	gyep	„gyep, szőlő“	„gyep, tölgyes“	fenyves	fenyves	fenyves

### Köszönetnyilvánítás

Szeretnénk köszönetet mondani Dr. Dobolyi Konstantinnak és Dr. Hahn Istvánnak a vegetációtérképek elkészítéséhez adott szakmai tanácsaikért valamint Tinya Flórának az ERDAS és ArcView programok használatában nyújtott segítségéért. Köszönet illeti a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóságát és a Pilisi Parkerdő Zrt. Visegrádi Erdészetét, hogy engedélyezték számunkra a terület kutatását, illetve látogatását.

### Irodalom

- ARTNÉ LŐRINC R. 2004: A természetvédelmi szempontú mezőgazdálkodás földhasználati rendszerének fejlesztése Bonyhád külterületének példáján. Tájökológiai Lapok 2: 109–139.
- BIRÓ M. 2006: Történeti vegetációrekonstrukciók térképek botanikai tartalmának foltonkénti gazdagításával. Tájökológiai Lapok 4: 357–384.
- BORHIDI A., SÁNTA A. 1999: Vörös Könyv Magyarország növénytárulásairól I–II. TermészetBúvár Alapítvány kiadó, Budapest.
- BÖLÖNI J., KUN A., MOLNÁR ZS. 2003: Élőhelyismereti útmutató 1.0 és 2.0 Magyarország növényzeti örökségének felmérése és összehasonlító értékelése.
- DEÁK J. Á., KEVEYNÉ BÁRÁNYI I. 2006: A talaj és növényzet kapcsolata, tájváltozás, antropogén veszélyeztettség a Dorozsma-Majszai homokhát keleti területén. Tájökológiai Lapok 4: 195–210.
- FEKETE G., MOLNÁR ZS., HORVÁTH F. 1997: Nemzeti biodiverzitás monitorozó rendszer II: Magyarországi élőhelyek, Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- HÁLA J. 1999: Kőbányászat és kőfaragás Dunabogdányban. Topographia Mineralogica Hungariae 6: 15–38.
- NAGY A., PENKSZA K. 2006: Élőhely-értékelési lehetőségek dél-tiszántúli és veresegyházi területeken természetességi mutatók alapján. Tájökológiai Lapok 4: 115–125.
- NAGY A., BALOGH Á., PENKSZA K. 2005: Összehasonlító élőhely vizsgálatok dél-tiszántúli és veresegyházi területeken a természetességi állapotok alapján. IV. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium kiadványkötete. pp. 307–311.
- PRAKFAI M. 1999: Magyarország földtani térképe, Vác.
- RAKONCZAY J. 1988: Az emberi tevékenység környezetre gyakorolt hatásainak vizsgálati lehetőségei alföldi példákon. Alföldi Tanulmányok pp. 59–77.
- SCHUSZTER J. 1999: A dunabogdányi Csódi-hegy. Topographia Mineralogica Hungariae 6: 5–8.
- SEREGÉLYES T., CSOMÓS Á. 1995: Hogyan készítsünk vegetációtérképet. Tilia 1: 158–169.
- SIMON T. 2000: A magyarországi edényes flóra határozója. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- SZABÓ M., TÍMÁR G., GYÓRI H. 2004: A Csicsói-holtág (Alsó-Csallóköz) kialakulása és fejlődése – a tájhasználat és a vizes élőhelyek változásai. Tájökológiai Lapok 2: 267–286.
- VÁ CZ A., HOCK F. 2004: A dunabogdányi Vadaskert ásványvilága. Bogdányi Híradó 15: 3.
- VONA M., PENKSZA K., KRISTÓF D., HELFRICH T., CENTERI Cs. 2006: A galgahévízi láprét felszínborítási viszonyainak változása légifotók elemzése alapján. Tájökológiai Lapok 4: 407–416.
- WEISZBURG T., PAPP G., SZAKÁLL S. és mtsai. 1999: A dunabogdányi Csódi-hegy. Topographia Mineralogica Hungariae 6: 9–14.

VERÄNDERUNG DER VEGETATION DES DUNABOGDÁNYER  
WILDGARTENS ZWISCHEN 1783 UND 2006

F. HOCK, Z. TÓTH

ELTE TTK BI, Lehrstuhl für Pflanzensystematik und Ökologie  
H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/c., e-mail: hockf@elte.hu

**Schlüsselwörter:** Dunabogdány, Wildgarten, Len-Berg, Vegetationskarte, Weinbau, Geschichte

Trotz der benachbarten Lage der gut dokumentierten Csódi-Bergs, ist das Wildgartengelände, das südwestlich von Dunabogdány liegt, botanisch noch nicht verarbeitet worden.

Seitdem die ungefähr 230 Hektar große Fläche des Wildgartens am Ende der 1980er Jahren umgezäunt worden ist, finden wir hier eine ziemlich hohe Zucht der Wildtiere. Das erhöhte Nagen und Treten, die die Wildtieren verursachen, können zu schweren Schäden führen.

Obwohl es keine botanische Beschreibungen vom Wildgarten existieren, können wir die Geschichte des Gebiets mit Hilfe der zu Verfügung stehenden Landkarten, Luftaufnahmen und Erinnerungen der Bevölkerung bis Ende des 18. Jahrhunderts rückwirkend rekonstruieren.

Von der Mitte des 18. Jahrhunderts bis zur 1950er Jahren wurde hier Wein- und Obst angebaut, deren Spuren bis Heute zu sehen sind.

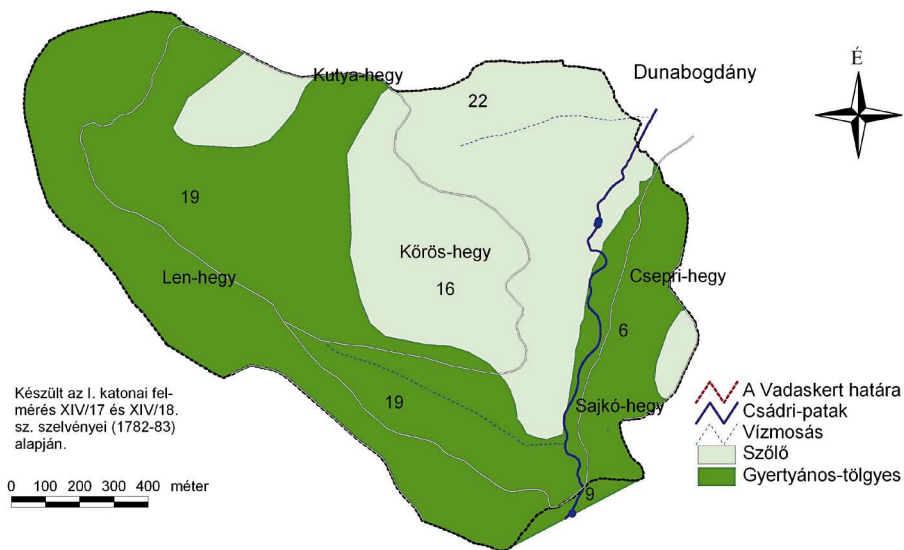
Wir nehmen an, dass die Vegetation am Anfang des 19. Jahrhunderts in beinahe urwüchsigen Zustand war, wegen der Entvölkerung des Dorfes unter der türkischen Besetzung. Sowohl das Wein- und Obstbau, als auch die Forstwirtschaft, ist nur nach dem Ansiedeln der deutschen Bevölkerung in 1723 und in den 1760er Jahren erschienen.

Nach der Aufgebung des Weinbaus sind sekundäre Rasen zurückgeblieben, die bis Heute wieder bewaldet sind. Infolge des Weinbaus, ist der Csepri-Berg kahl geworden. Deswegen hatte der Forstbetrieb einen Kiefernwald angepflanzt, der heute anhaltend zugrunde geht, und seinen Platz wird von dem potenziell ursprünglichen Eichenwald neu übernommen.

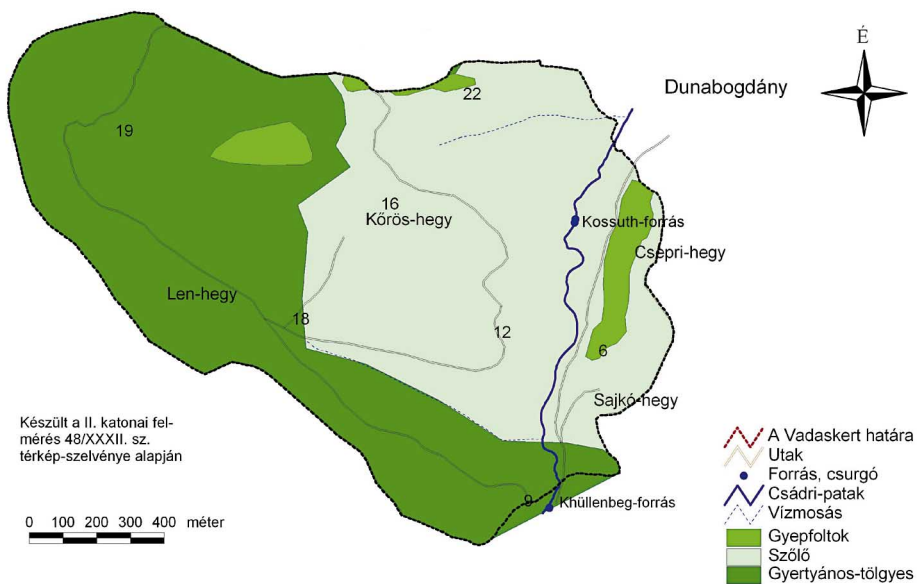
In unserem Projekt haben wir die Vegetation der heutigen Lebensräume untersucht, und die frühere Zustand der Flecken bis zum Ende des 18. Jahrhunderts rückwirkend rekonstruiert. Die entstandene Vegetationskarten enthalten nützliche Informationen, die das Verständnis der heutigen Prozessen erleichtern.

Függelék

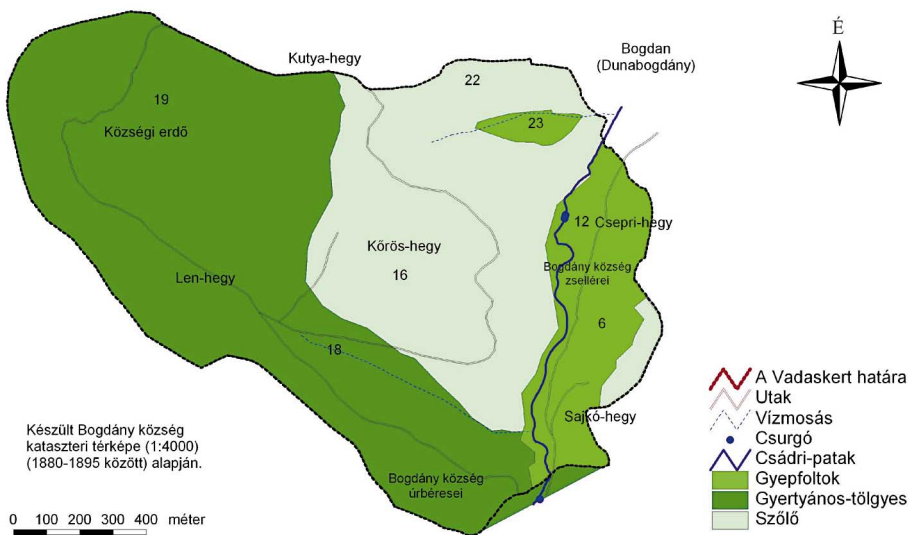
1783



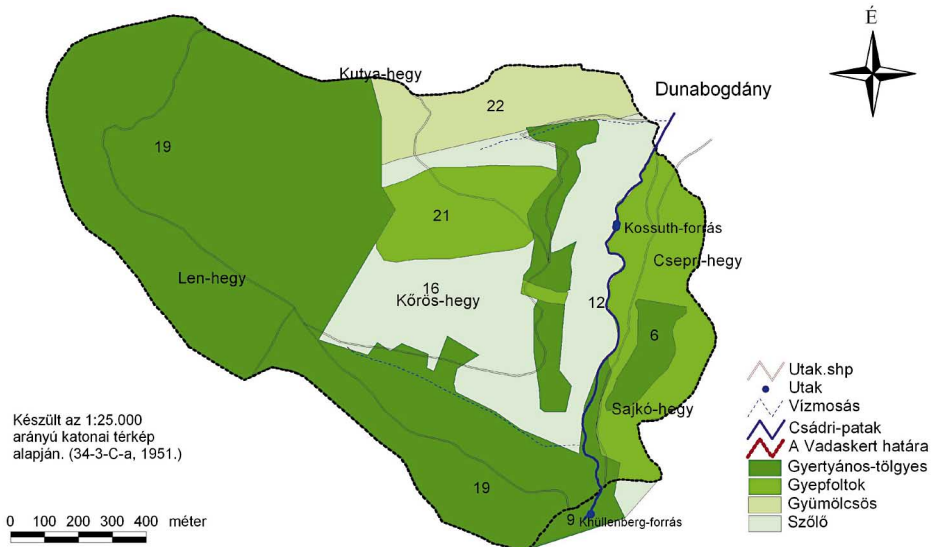
1841



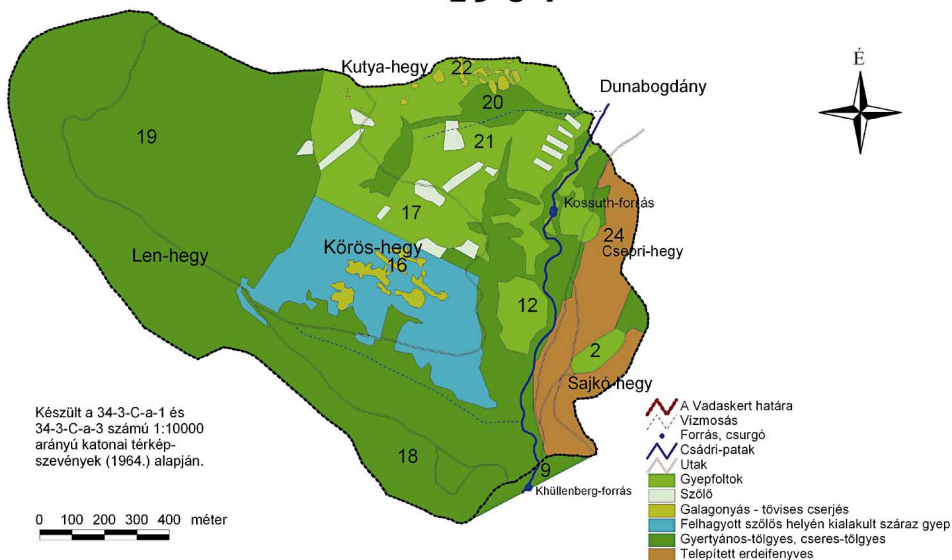
# 1890



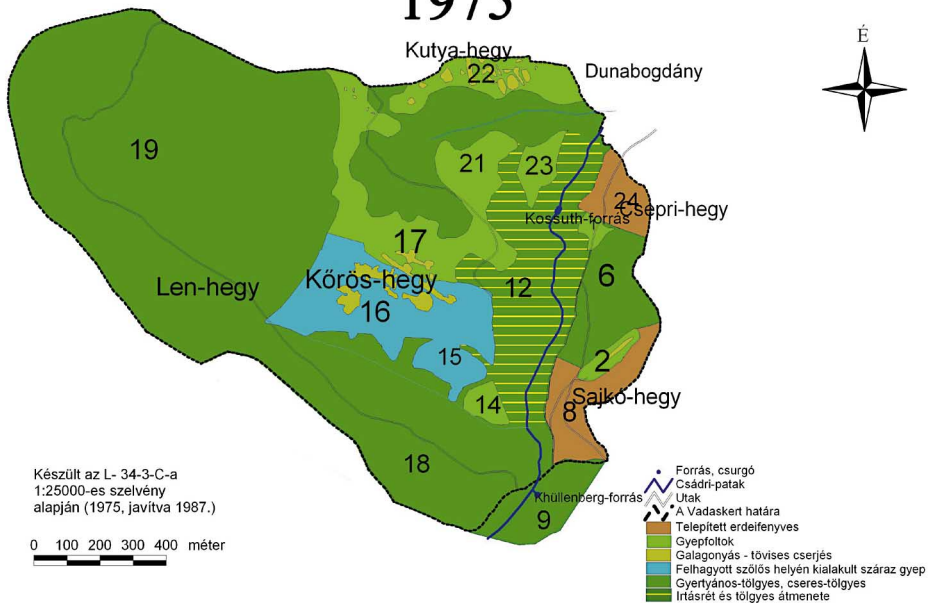
# 1951



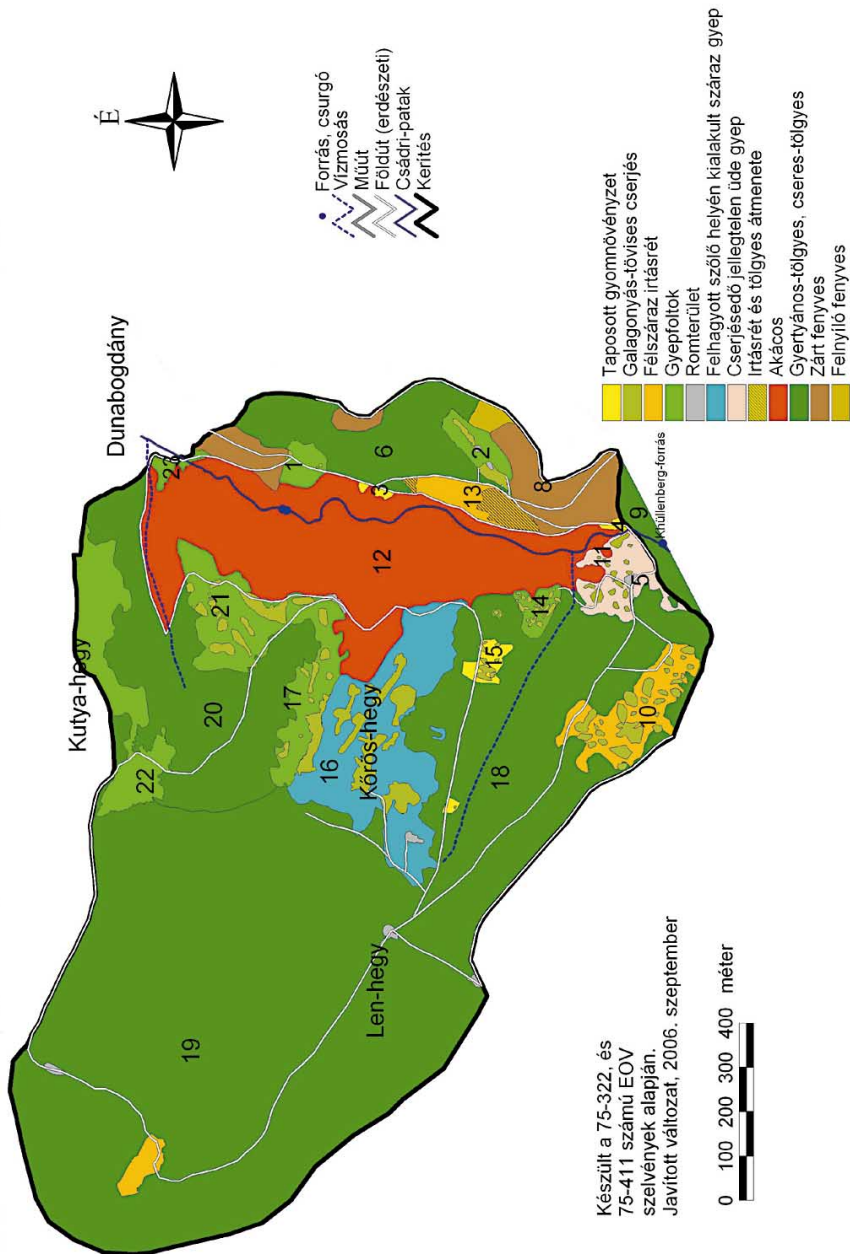
# 1964



# 1975



# A dunabogdányi Vadaskert vegetációtérképe 2006.



## INTRODUCING THE PHYTOLITH ANALYSIS: A SUITABLE METHOD IN PALAEOECOLOGY AND LANDSCAPE ECOLOGY

ÁKOS PETŐ

Szent István University, Institute of Environment and Landscape Management,  
Department of Landscape Ecology  
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: peto.akos@mkk.szie.hu

**Keywords:** phytolith analysis, palaeoecology, palaeosoils, kurgans, buried soil profiles, palaeoenvironmental reconstruction

**Abstract:** The use of silicified plant microremains in palaeoenvironmental reconstructions of landscape evolution has not been in common use yet. Not only are phytoliths bearers of significant information package of soil generation process and landscape evolution, but they can be utilised to reveal important questions related to archaeology and ancient human activities.

This paper intends to give a general overview of the discipline and demonstrates the use of phytolith analysis through a case study. The examination of the buried soil profiles and cultural layers of the Lyukas-mound, which is situated near Hajdúnánás on the Great Plains of Hungary, resulted in novel information on the ancient vegetational patterns and environmental conditions of the Holocene. By using the analysis of these plant microfossils, questions regarding the construction and use of kurgans could also be answered.

### Introduction

#### The definition: phytoliths

The nomenclature of silicified plant microremains varied in the past centuries. From their discovery to recent days they were denominated as '*silica cells*', '*plant opal*', '*biogenic opal*', '*opal phytoliths*' and '*silica phytoliths*'.

METCALFE (1960) reports on silicified cells in the epidermal tissues of the Monocotyledons. He points out that both the short- and longcells of grass species (*Gramineae*) can be filled with anorganic silica and the taxonomic specification of these microscopic particles are significant towards the maturity of the vegetative organs. HARASZTY (1979) stresses that the silica accumulation of the grass species (*Gramineae*) are higher compared to that of the Dicotyledons. Although the term '*phytolith*' is not mentioned in his work, the form of silicified cells in the leaves are described in details. PIPERNO (1988) defines phytoliths as particles of hydrated silica formed in the cells of living plants. GOLYEVA (2001a) adds that the morphology of phytoliths resembles that of the host plant cells'.

Not only siliceous, but calcareous bodies were also called phytoliths previously (MULHOLLAND and RAPP 1992). Due to detailed studies of phytolith production, deposition and dissolution the calcium-oxalate crystals are usually not examined as taxa specific particles recently. They are not diagnostic of any plant family and their preservation in geological sediments and soils are low (PIPERNO 1988).

The main advantage of phytoliths lies in their useful qualities. The importance of phytolith analysis is affiliated with the unique attributes of these silicified plant remains,



also called bioliths, deriving from plants, which are in most cases taxa specific. They are highly resistant against physical and chemical weathering processes in sediments. Due to these highly important attributes they can be utilised as palaeoecological markers while reconstructing ancient environment.

### **The role of silica and the phytolith generation process in plants**

Silica is by far the most abundant element on Earth after oxygen. Soluble silica in the groundwater is the result of various weathering processes of silicate minerals. The process of uptake of soluble silica by plants from the groundwater through their roots is determined by internal, genetical and external, environmental factors. Numerous soil qualities, such as pH – the amount of water in the soil – sesquioxid and organic matter content can affect the uptake in decisive manners, while climatic conditions are also regulator factors. The age and most importantly the taxonomic affinity of the plant itself plays the main role (PIPERNO 1988).

Contradictory results were published on the role of silica in plants. Japanese experts showed that monosilicic acid enters the xylem of rice shoots against a concentration gradient, (OKUDA and TAKAHASHI 1964) whereas BARBER and SHONE (1966) demonstrated with their experiments that the initial uptake of silicic acid by barley (*Hordeum vulgare*) root is passive, but the movement of the above mentioned material across the root into the transpiration stream is done actively by the plant. VAN DER WORM (1980) examined five different plant species and found that the uptake of silicic acid is done through active transport in sugar cane (*Sacharum officiarum*), wheat (*Triticum aestivum*) and rice (*Oryza sativa*). The experiments of ILER (1979) resulted in undoubted findings in terms of the importance of silica in plantlife. The resistance to pathogenic organisms has grown bigger in some cultivated plants because of more intensive silica accumulation. CHEN and LEWIN (1969) demonstrated that the silica itself is a vital element for the *Equisetaceae*. The statement of KAUFFMAN et al. (1985) that the essential role of silica in plantlife hasn't been proven unarguable is true, though there are loads of evidences that silica is a vital element amongst plant species and its accumulation are of certain benefits to the living organism in case of the accumulator types.

Soluble silica enters the rhizoderm in the form of monosilicic acid at soil pH 2–9 (DEBRECZENI and SÁRDI 1999). Three different locations within the plant are suitable to deposit silica. The membrane silification is the result of cell wall deposition (*incrustation*), while the most resistant, diagnostic phytolith forms are produced through the infilling of the cell lumen. The deposition of silica in the intercellular spaces of the cortex is also known (PIPERNO, 1988). Due to the incrustation of the absorbed silica the physical and chemical qualities of the cell wall changes (HARASZTY 1979). During the plant's metabolism these incrustations strengthen the cell wall, so they grow more resistant against pressure impacts occurring during the transpiration.

So phytoliths are anorganic intra- and intercellular products of the plant. They are the result of a process by which certain living higher plants deposit silica in an intracellular or extracellular location after absorbing silica in a soluble state from groundwater. (PIPERNO 1988).

## **Short historical review of phytolith analysis**

LOEUWENHOEK was the first to observe calcium phytoliths in 1675 (MULHOLLAND and RAPP 1992). The discovery of opal phytoliths is connected to the work of a German scientist, called STRUVE, who reported on silicified cells from living plants in 1835 (PIPERNO 1988).

The first classification approaches were done by EHRENBURG in Berlin at the German Academy of Sciences, where he observed silicified grains deriving from soils and airborne dust (TWISS 2001). His artificial classification system consisted of four '*paragenera*'-s. With his observation that phytoliths are taxaspecific on family level, he established the theoretical principles for future researches in the field of palaeoenvironmental studies.

PIPERNO (1988) divides the history of phytolithic researches into four discrete periods. After '*the discovery and exploratory stage*' (1835– ca. 1900), during the so called '*botanical phase*' (ca. 1900–1936) many German experts were engaged in studies of production, morphology and taxonomy as well. The main event of this period was that the first ever archaeological applications of phytolith analysis had been carried out. During the '*period of ecological researches*' (1955– ca. 1975) the center of the researches moved to the North American continent. Experts began to utilise the method as a scientific tool of palaeoecology. The first ancient flora reconstruction projects were undertaken. The morphological description of grass-produced phytolith forms were extended in decisive manners. In the '*phase of modern archaeological researches*' (ca. 1975–) some of the newer interdisciplinary streams (e.g. archaeological pedology, palaeoecology, archaeobotany, etc.) implemented the methods of phytolith analysis to gain informative data on e.g. ancient agricultural habits, soil and flora development issues of the Quaternary period.

Referring to MULHOLLAND and RAPP (1992) two types of researches are currently under way in phytolith studies. One is engaged in systematics, while the other deals with the interpretation of phytolith assemblages recovered from sediments. Palaeoecological studies have applied opal phytoliths to a wide variety of samples. Palaeoenvironmental reconstruction has been made from glacial age sediments (TWISS et al. 1969) as well as more recent sediments (MULHOLLAND and RAPP 1992, KAMANINA 1997a, 1997b)

## **The utility of phytolith analysis in various disciplines**

The spread of a more compound view of archaeology, which implements the methodology of various interdisciplines, such as geology, geomorphology, palaeontology (palaeobotany and archaeozoology) is already traceable during the XVIII. Century, though the real breakthrough was still to come, as a result of the XIX. Century. Besides the approaches of the above mentioned disciplines the role of complex pedological examinations steadily increases (BARCZI et al. 2004; BARCZI et al. 2006). In accordance with this recognition experts began to apply phytolith analysis in palaeoenvironmental reconstructions besides the well-tried examination types, such as palynology, malacology, charcoal analysis and the analysis of other organic remains.

The most significant studies in the field of the so called 'archaeological pedology' were carried out on the European Territory of Russia (ETR) (ALEXANDROVSKIY and GOLYEVA 1997, ALEXANDROVSKIY et al., 2000, GOLYEVA et al. 1995, GOLYEVA and KHOKHLOVA 2003). Researches of the above mentioned discipline in an ecological and pedological context have recently appeared in Hungary as well (BARCZI 2003, BARCZI et al. 2004a, 2004b, 2004c, Joó et al. 2003, SÜMEGI 2001; 2003).

GOLYEVA and KHOKHLOVA (2003) studied early nomad burial mounds in the Orenburg region of Southern Russia to detect anthropogenic impacts on the landscape. Pedological and phytolithic examinations were both applied to achieve the goals of their study. Their results definitely showed the human-induced transformation of soils before and during the process of kurgan constructions.

GOLYEVA (2001a) describes the biomorphic analysis as the microscopic investigation of plant tissues, detritus, phytoliths, pollen and other remains of biota for the reconstruction of ancient pedogenic conditions and the evolution of soils. As every stage of soil development forms its own biomorph profile they are indicators of main vegetation changes in the Holocene. Biomorph particles can be divided into two main microscopic groups, anorganic and organic. Siliceous particles include phytoliths, spicules of sponge species (*Porifera*) and the skeleton of diatoms (*Bacillariophyceae*). Organic particles are pollen grains, detritus and spores. As organic remains do not persist under dryer environmental conditions the analysis of the anorganic, siliceous particles may result in beneficial information. Sponge spicules and diatoms indicate soils and alluvials evolved under hydrogenic impacts.

Phytoliths enter the soil through leaf fall and accumulate in the upper horizon of the soil, producing a record of local vegetation (PIPERNO 1988). Unlike pollen grains, the anemochor dispersion of phytolith is not so remarkable, therefore they represent the local vegetation. Though fire and strong wind erosion however, can expose phytoliths to wind transport. In comparison to pollen grains phytoliths occur within many plant parts not only in flower parts during the reproductive lifeperiod. The differences in pollen amount produced by wind- and insect-pollinated species can be a source of misinterpretation of the local and regional flora. In contrast the production of phytoliths are usually equable. The wind-induced dispersion of pollens are significant (MULHOLLAND and RAPP 1992).

MADELLA (1997) undertook the phytolith analysis of a 138 m long sequence, which consisted of an alternance of loess and 11 pedocomplexes, and a modern soil layer. With this study the expert underlined the importance of phytolith analysis of dry terrestrial environments. Not only the higher durability of these opal microfossils but the information carried by the assemblages is far more informative than other micro- and macroremains.

The vegetation changes during the Holocene on the Russian Plains were detectable by implementation of phytolith analysis and pedological examinations of buried soil profiles. The transition from Chernozems to Luvisols was accompanied by the extension of forest areas at the expense of steppelands. ALEXANDROVSKIY et al. (1999) reconstructed Holocene soil development through the pedological, micromorphological and palaeobotanical examinations of buried soil profiles of kurgans. According to their results, the steppe period ended in the middle of the Holocene and afterwards Vertic soil qualities occurred in these chernozem soil profiles due to climatic changes and terminally they

changed to Luvisols. ALEXANDROVSKIY (1997, 2000) attracted attention to the importance of climatical changes when studying buried soil profiles. He found that Chernozem soils of steppelands had changed to Luvisols due to the decline of temperature and the increase of climatic humidity. Though these profiles preserved some keyfactors, like palaeocrotovina and relic humus horizons proving their Chernozem past.

GOLYEVA (2001a) showed that biomorphic analysis can provide information that is otherwise unobtainable and can elucidate some controversial questions of soil genesis and cultural changes. The expert studied three soil profiles representing different climatic subzones of the Russian Plain. Changes in vegetation and landscape due to anthropogenic impacts were demonstrable. GOLYEVA could give reasonable answer to relevant cultural changes in the region by seeking the relation between the dispersion of the early nomad Catacomba culture to significant environmental changes.

Many Russian studies were engaged in defining the biomorph and phytolith profile of genetic soil types of the ETR. With the definition of the phytolith profiles (PhP) of different soil types, a classification system of soils was generated. The phytolith profiles have been found to be characteristic of soils fomed in definite biogenocoenoses (KAMANINA 1997a). The studies of BOBROVA and BOBROV (1997) showed that phytoliths are least common in sand soils and they are most abudant in meadow soils. This statement was underlined by KAMANINA's (1997a) investigations as well. KAMANINA added that the big biolith content in meadow soils is attributed apparently to a big productivity of meadow vegetation and to a big content of diatomic algae, while the specific position of these soils in a landscape contributes to this quality too.

The phytolith analysis can be divided into quantitative and qualitative analysis. Morphology and the comparison of phytolith types from ancient and modern horizons are the subject of the qualitative analysis, while the phytolith content in different soil fractions belongs to the topic of the quantitative investigations (KAMANINA and SHOBA 1997).

### **A case study: Biomorphic analysis of the excavated Lyukas-mound near Hajdúnánás**

#### **Materials and methods**

The research team from the Department of Landscape Ecology lead the excavation of the Lyukas-mound in 2004. The kurgan is situated in the Hajdúhát mesoregion of the Hungarian Great Plain. Due to disruption of the original mound body the research team seized the opportunity to collect the relevant permission for the excavation.

The cross-section wall of the kurgan was prepared to conduct pedological, archaeological and palaeoecological investigations. According to macromorphological observations discrete layers were separated on the cross-section wall and the horizons of the buried soil profile denominated. Besides other examination types, the biomorphic analysis of the layers and the buried soil horizons has been undertaken.

The sampling for biomorphic analysis was done according to PIPERNO (1988) in a vertical column. All 7 samples derive from the upper section of the layers and soil horizons. The laboratory preparation of the soil samples was done according to the standard

method (GOLYEVA 1997, 2001a, GOLYEVA and KHOKHLOVA 2003). This contains several discrete steps whilst the biomorph content of the soil is separated from different soil fractions. The samples are treated with hydrogen peroxide to destroy organic matter (humus). To remove the clay fraction from the samples gravity sedimentation was utilised, then they were filtered through a 0.25 mm mesh sieve. The final step is to centrifuge the samples with a special heavy liquid adjusted to a specific gravity of 2.2–2.4.

After the separation method was completed, a drop (0.5 ml) of each specimen mixed with the same amount of additional glycerin was examined under optical microscope. A magnification ranging from 350x to 700x was applied for the optical observations. The classification system developed by GOLYEVA (2001b) was used to identify and group phytoliths and other biomorph particles. The softly modified, grouped and standardized version of the classification system is presented below (Table 1.). This type of classification groups the indicator forms on the purpose to detect the association type of the ancient environment. It does not focus on species – as identification of ancient phytolith assemblages is usually not possible on species level – but characterises the ancient flora and provides additional information on the environment in terms of its climate and soils.

Table 1. Indicator forms of the classification system  
1. táblázat Az osztályozási rendszer indikátor csoportjai

<i>Denomination</i>	<i>Comment</i>
<i>Main indicator types of the classification system</i>	
Indicator types of coniferous species	Phytoliths of <i>Picea</i> and <i>Pinus</i> spp. Cubic formed particles with peats on their surface.
Trichoms of grasses of forest habitats	Relative big (30–50 µm) with long base. The apex of the trichom does not extend the basis.
Trichoms of grasses of meadow type habitats	Smaller with round base. The apex of the trichom is long, pointed and extends the base.
Indicator forms of grasses of steppeland habitats (epidermal origin)	Remarkably small (10–15 µm) with special rounded end on both side. (Figure 3.)
Indicator forms of grasses of extremely dry, semidesert-like habitats (epidermal origin)	Relative big (20–40 µm) epidermal longcell phytolith with comb-like spine along its body. Typical of grass species inhabiting dry, semidesert habitats. A type of xeromorphism.
Reed phytolith	Big size (50–100 µm). Nearly cubic formed, with one concave facet. It is a product of the joint of <i>Phragmites australis</i> .

Contd. Table 1.  
1. táblázat folytatása

Denomination	Comment
<i>Other phytolith forms</i>	
Epidermal longcell phytoliths	All grass species ( <i>Gramineae</i> ) produce longcell phytoliths in their epiderm. It varies in a broad range. The amount of these forms indicate the biomass production of a surface. (Figure 4.)
Phytolith of moss species	Very small (8–10 μm), spherical shape (Figure 1.).
<i>Other siliceous indicator types</i>	
Spicules of sponge species	Elongated form with a tubular central channel (Figure 2.). Deriving from <i>Porifera</i> species.
Diatoms	Deriving from the <i>Bacillariophyceae</i> classis. Their shape vary on a broad range from the oval types to the triangular ones.
<i>Other non-siliceous vegetable indicators</i>	
Grass detritus particles	Organic microscopic remains of grass species ( <i>Gramineae</i> )
Arboreal detritus particles	Organic microscopic remains of tree species.

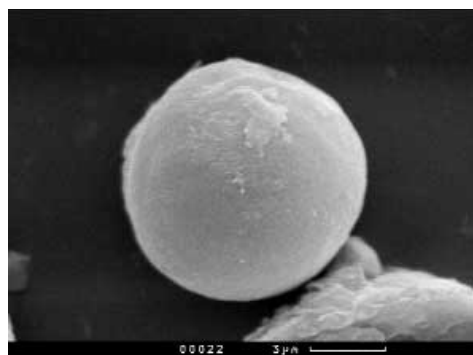


Figure 1. Spherical moss phytolith  
1. ábra Gömbölyű moha fitolit

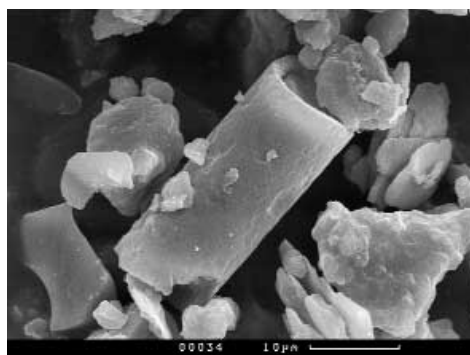


Figure 2. Broken spicule of sponge  
2. ábra Egy szivacsfaj törött tűskéje

## Results and their discussion: Palaeoecological, pedogenetical relations

The reconstruction of the ancient flora and environment in the case of the Lyukas-mound is hardly achievable through palynological methods as the preservation of pollen grains in dry terrestrial environments is low. Therefore the biomorphic analysis is a suitable method in this case to obtain data on the palaeovegetation.

In accordance with the results of the biomorph (phytolith) analysis and the pedological examinations the kurgan was erected on a Chernozem type soil formation. This profile can be divided into 3 separate horizons. The lowest one is a structureless, loessy parent material (BARCZI et al. 2006). The biomorphic analysis provides additional information on the evolution of this layer. The presence of diatom and sponge spicules particles is the evidence of hydromorph evolution. On the basis of these facts several theories are conceivable. Either the airborne dust resettled on a watery surface or the postgenetical effect of flooding water was significant to a certain extent. The presence of a few intact diatom forms indicate a partly or periodically submerged evolution of the deposit. The second horizon is characteristic of Chernozem soils. By virtue of the palaeoecological investigations this layer has never formed the surface before. The phytolith distribution and content shows a typical [B]-horizon. The greater abundance of grass detritus remains (5–10%) and the traces of arboreal detritus (1–2%) marks the closeness of a once actual surface. Not more than 5–10% of the counted and identified grains proved to be elongated phytoliths. Most of the observed specimen had a significantly corroded surface, which reflects the first stages of soil development and shows their ancient matter. The most interesting of all was the sample deriving from the uppermost section of the palaeo [A]-horizon. Besides the high, elongated form content (>20%) a huge amount of grass detritus (10–20%) was indentified. Practically all elongated phytolith forms were corroded on their surface, whereas the steppe indicator forms (Figure 3.) appeared to be more intact. If we suppose that steppe phytoliths are younger due to their condition, whilst the others are older and destroyed, a vegetational change from a meadow dominated, more humid landscape to a xeromorphic, arid steppe-type can be visualised. Though this is not the only explanation. In case of special microrelief conditions of the surface, mosaics of meadow type and a steppeland vegetation could have inhabited the former surface simultaneously. When featuring the palaeoenvironment the fact of human impact must be also taken into account. In the case of the Lyukas-mound the influence of early nomad cultures could have been significant as the region was inhabited at the time. The quantitative and qualitative observations of the plant detritus deriving from this layer needs further explanation. On one hand the amount of vegetable detritus indicates a surface that can be characterised of high biomass production. While on the other, the participation of arboreal detritus particles among the total detritus content indicates that arboreal species were determining components of the ancient flora that vegetated here in the past. On the whole, the biomorphic analysis resulted in the conclusion that dry, steppe-grassland vegetation with discrete tree species dominated this part of the surrounding landscape at a time when the inhabitants of the region began to erect their kurgan.

On the basis of the layer classification of the mound's cross-section wall, the multi-stage construction of the burial mound is presumable. Alltogether 6 layers were separated besides the 3 horizons of the buried palaeosoil profile.

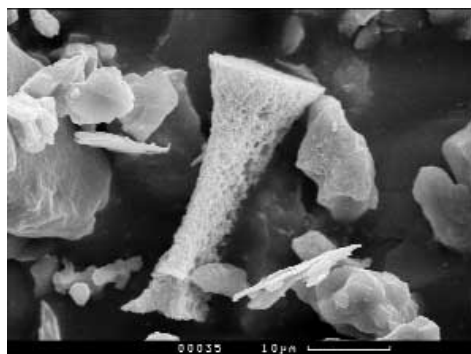


Figure 3. Steppe phytolith form  
3. ábra Szttyepeji indikátorforma



Figure 4. Large epidermal longcell phytolith  
4. ábra Nagy méretű epidermális hosszúsejt fitolit

The most informative results stem from the topsection of the second mound. The quantitative analysis showed that this has been a surface for a longer time. This statement is underlined by the high amount of phytoliths and plant detritus pieces (Figure 5., PETŐ 2006).

One of the most interesting qualitative observation is in connection with the size of the epidermal longcell phytoliths stemming from this cultural layer. The significantly bigger size of these silicified plant remains are characteristic of pioneer flora. The species that newly inhabited the raw mound surface could produce larger vegetative organs because of the lack of competition (Figure 4.). This event is demonstrable through the biomorphic analysis. Arboreal detritus pieces were also found in the sample. Significant amount of the epidermal longcell phytoliths show xeromorphism, which is an indicator symptom of a dryer environment. Arboreal detritus pieces were also found in the sample. Summarizing the findings the vegetational conditions of the second mound shows resemblance with that of the surrounding territories and with the conditions that were demonstrated from the sample deriving from the palaeo [A]-horizon.

One of the most interesting section was found atop the second cultural layer. The origin of this thin (*ca.* 20 cm) layer is unexplained, unclarified at the recent stage of our researches. What we can tell by virtue of the biomorphic analysis is that this layer is of shortage of biomorphs (phytoliths). The epidermal longcell phytoliths were in all cases smaller than it is expected. There is a perceptible decrease in the percentage of some particles in this sample. Not just a part of grass detritus particles, but the elongated phytoliths have also disappeared in this layer, indicating a decline in biomass production. Light microscopical investigations made it clear that not only quantitative, but qualitative changes occur, which are related with the small size of elongated phytolith forms indicating suppressed vegetation. In case of vegetational degradation, plant species are „forced” to produce smaller phytoliths in their tissues of diminished vegetative organs. Causes of such degradations are likely to be related with human influences on the landscape, like overgrazing. One theory is that the generation of this layer may be the result of an increased soil development process, which was presumably interrupted by anthropogenic impacts.



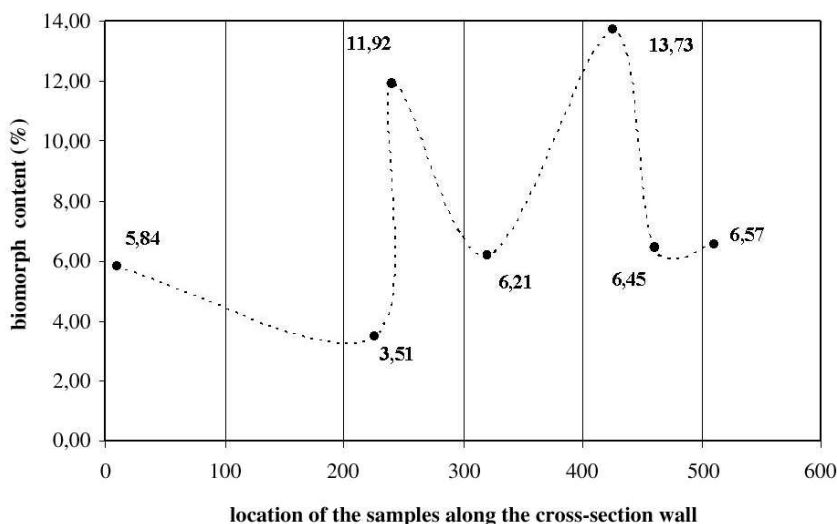


Figure 5. Vertical biomorph distribution along the cross-section wall of Lyukas-mound kurgan (PETŐ 2006 modified)

5. ábra Vertikális biomorf eloszlás a Lyukas-halom metszetfala mentén (PETŐ 2006 nyomán módosítva)

#### Acknowledgement

The current publication was created within the frame of the Hungarian and Russian intergovernmental scientific and technological cooperation and with the support provided by the Research and Technological Innovation Fund and the Ministerstvo nauki i tekhnicheskoy politiki Rossiiskoi Federacii (Ministry of Science and Technical Policy, Russian Federation).

The author would like to express his gratitude to the research team of the Department of Landscape Ecology lead by Dr. Attila BARCZI and to Dr. Alexandra A. GOLYEVA for their valuable support.

#### References

- ALEXANDROVSKIY A. L. 1997: Soils and palaeosols of burial mound near the Novo Svobodnaya settlement (North Caucasus): trends and rates of pedogenesis. Proceedings of Palaeopedology Working Meeting, p. 9.
- ALEXANDROVSKIY A. L. 2000: Holocene development of soils in response to environmental changes: the Novosvobodnaya archaeological site, North Caucasus. *Catena*: 41. p. 237–248.
- ALEXANDROVSKIY A., GOLYEVA A. A. 1997: Palaeosols of the Scythian time: Phytolithic studies. In: PINILLA A., JUAN-TRESSERAS J., MACHADO M. J. (eds.): *Monografías del centro de ciencias medio-ambientales, CSCI (4)*, The state of-the-art of phytoliths in soils and plants, Madrid, pp. 267–272.
- ALEXANDROVSKIY A. L., PLICHT J., KHOKHLOVA O. S. 2000: Abrupt Climatic Change in the Dry Steppe of the Northern Caucasus, Russia, in the Third Millenium B C. *GeoLines*, 11: 64–66.
- ALEXANDROVSKIY A. L., SEDOV S. N., GOLYEVA A. A. 1999: Trends and rates of Holocene soil evolution in the North Caucasian Piedmont. *Chinese Science Bulletin*, Vol. 44 Supp., p. 193–199.
- BARBER D. A., SHONE M. G. T. 1966: The absorption of silica from aqueous solutions by plants. *Journal of Experimental Botany* 17: 569–578.
- BARCZI A. 2003: Data for the botanical and pedological surveys of the Hungarian kurgans (Great Hungarian Plain, Hortobágy). *Thaiszia*: 13: 113–126.

- BARCZI A., SÜMEGI P., JOÓ K. 2004a: Adatok a Hortobágy palaeoökológiai rekonstrukciójához a Csípő-halom talajtani és malakológiai vizsgálata alapján. In: TÓTH A. (szerk.): A kunhalmokról más szemmel. Alföldkutatásért Alapítvány, Kísújszállás-Debrecen. pp. 13–25.
- BARCZI A., PENKSZA K., JOÓ K. 2004b: Alföldi kunhalmok talaj-növény összefüggés-vizsgálata. In: TÓTH A. (szerk.): Kunhalmokról – más szemmel. Kísújszállás – Debrecen pp. 27–43.
- BARCZI A., PENKSZA, K., JOÓ K. 2004c: Reseach of soil-plant connections on Kurgans in Hungary. *Ekológia (Bratislava)* 23: 15–22.
- BARCZI A., JOÓ K., PETŐ Á., BUCSI T. 2006: Survey of the buried palaeosol under Lyukas-mound. *Eurasian Soil Science*. 39. Supplement 1., Publisher: MAIK Nauka/Interperiodica, pp. 133–140
- BOBROVA E., BOBROV A. 1997: Phytoliths in soils: Species composition, distribution along a soil profile, and value as environmental indicators. In: PINILLA A., JUAN-TRESSERAS J., MACHADO M. J. (eds.): *Monografías del centro de ciencias medioambientales, CSCI (4), The state of-the-art of phytoliths in soils and plants*, Madrid, pp. 5–13.
- CHEN C. H., LEWIN J. C. 1969: Silicon as a nutrient of *Equisetum arvense*. *Canadian Journal of Botany* 47: 125–131.
- DEBRECZENI B., SÁRDI K. 1999: A tápelemek és a víz szerepe a növények életében. In: FÜLEKY GY. (szerk.): *Tápanyag-gazdálkodás. Mezőgazda Kiadó, Budapest*, pp. 65–66.
- GOLYEVA A. A. 2001a: Biomorphic analysis as a part of soil morphological investigations. *Catena* 43: 217–230.
- GOLYEVA A. A. 2001b: Phytoliths and their information role in natural and archaeological objects (in Russian and partly in English). Moscow, Syktyvar Elista.
- GOLYEVA A. A., ALEXANDROVSKIY A. L., TSELISHCHEVA L. K. 1995: Phytolithic analysis of Holocene Palaeosoils. *Eurasian Soil Science*: 27: 46–56.
- GOLYEVA A. A., KHOKHLOVA O. S. 2003: Biomorphic indicators of human-induced transformation of soils under early nomad burial mounds in southern Russia. *Revistas Mexicana de Ciencias Geológicas*, v. 20, núm. 3: 283–288.
- HARASZTY Á. (szerk.) 1979: Növényismeret és növényélettan. Tankönyvkiadó, Budapest.
- ILER R. K. 1979: The chemistry of silica. Solubility, polymerization, colloid and surface properties, and biochemistry. John Wiley and Sons Publisher, Brisbane.
- JOÓ K. 2004: A datok a Csípő-halom flórájához és vegetációjához. *Tájökológia Lapok* 1: 87–95.
- JOÓ K., BARCZI A., SZÁNTÓ ZS., MOLNÁR M. 2003: A hortobágyi Csípő-halom talajtani vizsgálata. *Agrokémia és Talajtan*, 52: 5–20.
- KAMANINA I. Z. 1997a: Phytoliths data analysis of soils of different landscape zones. In: PINILLA A., JUAN-TRESSERAS J., MACHADO M. J. (eds.): *Monografías del centro de ciencias medioambientales, CSCI (4), The state of-the-art of phytoliths in soils and plants*, Madrid, pp. 23–32.
- KAMANINA I. Z. 1997b: Accumulation of phytoliths in Southern Taiga soils of different age. In: PINILLA A., JUAN-TRESSERAS J., MACHADO M. J. (eds.): *Monografías del centro de ciencias medioambientales, CSCI (4), The state of-the-art of phytoliths in soils and plants*, Madrid, pp. 45–47.
- KAMANINA I. Z., SHOBA A. 1997: The phytoliths analysis applied to soils of complex formation and palaeosoils. In: PINILLA A., JUAN-TRESSERAS J., MACHADO M. J. (eds.): *Monografías del centro de ciencias medioambientales, CSCI (4), The state of-the-art of phytoliths in soils and plants*, Madrid, pp. 33–43.
- KAUFMAN P. B., DAYANANDAN P., FRANKLIN C. I. 1985: Structure and function of silica bodies in the epidermal system of grass shoots. *Annals of Botany* 55: 487–507.
- MADELLA M. 1997: Phytoliths from a Central Asia loess-palaeosol sequence and modern soils: their taphonomical and palaeoecological implication. In: PINILLA A., JUAN-TRESSERAS J., MACHADO M. J. (eds.): *Monografías del centro de ciencias medioambientales, CSCI (4), The state of-the-art of phytoliths in soils and plants*, Madrid, pp. 49–56.
- METCALFE C. R. 1960: *Anatomy of the monocotyledons. Vol. I. Gramineae*. Oxford University Press, Oxford at the Clarendon Press.
- MULHOLLAND S. C., RAPP JR., G. 1992: Phytolith systematics: An introduction. In: RAPP JR. G., MULHOLLAND S. C. (eds.): *Phytolith Systematics: Emerging issues. Advances in archaeological and museum sciences, Vol. 1.*, Plenum Press, New York. pp. 1–13.
- OKUDA A., TAKAHASHI E. 1964: The role of silicon. The Mineral Nutrition of the Rice Plant. *Proceedings of the Symposium of the International Rice Research Institute*. Baltimore, Johns Hopkins Press, pp. 123–146.
- PETŐ Á. 2006: A hajdúnánási Lyukas-halom és közvetlen környezetének biomorf elemzésen alapuló Őskörnyezeti rekonstrukciója. Gödöllő.

- PIPERNO D. R. 1988: Phytolith analysis: An Archaeological and Geological Perspective. Academic Press, Harcourt Brace Jovanovich, Publishers, San Diego.
- SÜMEGI P. 2001: A negyedidőszak földtani és ökoszisztémái alapjai. JATE Press, Szeged.
- SÜMEGI P. 2003: A régészeti geológia és a történelmi ökológia alapjai. JATE Press, Szeged.
- TWISS P. C. 2001: A curmudgeon's view of grass phytolithology. In: MEUNIER J. D., COLLIN F. (eds.): Phytoliths: Application in Earth Sciences and Human History, A. A. Balkema Publishers, Rotterdam, the Netherlands, pp. 7–27.
- TWISS P. C., SUESS, E., SMITH, R. M. 1969: Morphological classification of grass phytoliths. Soil Science Society of America Proceedings 33: 109–115.
- VAN DER WORM P. D. J. 1980: Uptake of Si by five plant species as influenced by variations in Si-supply. Plant and Soil 56: 153–156.

AZ ÖSKÖRNYEZETTANBAN ÉS TÁJÖKOLÓGIÁBAN ALKALMAZHATÓ MÓDSZERRŐL:  
A FITOLIT ELEMZÉS

PETŐ ÁKOS

Szent István Egyetem Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Tájökológiai Tanszék  
H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: peto.akos@mkk.szie.hu

**Kulcsszavak:** fitolit elemzés, ökoszisztémák, paleotalajok, kunhalmok, eltemetett talajszelvények, ökoszisztémái rekonstrukció

**Összefoglalás:** A tájfejlődés ökoszisztémái szempontú rekonstrukciójában még nem rutinszerű módszer a kovavázak, növényi mikromaradványok elemzése. A fitolitok nem csak a talaj- és tájfejlődés emlékeit hordozzák, de elemzésüket felhasználhatjuk egyes régészeti kérdések megválaszolására és ősi antropogén hatások kimutatására egyaránt.

Jelen tanulmány egy általános képet kíván festeni az említett témakörrel és annak hátteréről, illetve egy esettanulmányon keresztül mutatja be a módszer alkalmazhatóságát. A Hajdúnánás határában emelt Lyukas-halom eltemetett paleotalajának és kultúrtegeinek vizsgálata újfajta adatokat szolgáltatott a holocénbeli ökoszisztéma megismeréséhez. Ezen növényi mikrofossziliák analízise folytán a halom építésére és használatára vonatkozó kérdésekre is választ kaptunk.

## VÉSZTŐ-MÁGORPUSZTA ÉLŐHELYTÉRKÉPEZÉSE ÉS KÖRNYEZETGAZDÁLKODÁSI-TERMÉSZETVÉDELMI ÉRTÉKELÉSE

NAGY ANITA, PENKSZA KÁROLY

Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Tájökológiai Tanszék  
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: ebeng@freemail.hu

**Kulcsszavak:** élőhelytérkép, természetességi érték

**Összefoglalás:** A Körös-Maros Nemzeti Park területi egysége, Mágorpuszta élőhelytérképezését végeztük el Á-NÉR besorolások alapján. Az élőhely-foltokban megadtuk az előforduló élőhelyek kódjait, jellemzését, részletes fajlistáját (a dominancia viszonyokkal kiegészítve). Ezek alapján elkészítettük a terület élőhelytérképét és élőhelytérkép-alapú tematikus térképeit. Az élőhelytérkép, valamint a foltok fajlistái alapján – több mutatószám és természetességi értékelési módszer felhasználásával – természetességi értékelést is elvégeztünk.

Mágorpuszta jelentős részén, a szikes élőhelyek előfordulása jellemző, melyek között elszórtan alföldi mocsárterek kisebb kiterjedésű alföldi sztyepprétek is kialakultak. A természetességi állapot jónak ítéltető, számos botanikai szempontból értékes folt került elkülönítésre, a gyomokkal erősen terhelt területek aránya kicsi.

### Bevezetés

Tájegységeink természeti értékeinek megőrzése felé az első lépés a múltbéli állapot felkutatása és a jelenlegi állapot rögzítése. Ezt az elvet hivatott követni a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer létrehozása. Az NBmR keretében végzett élőhely-térképezések alapvető fontossággal bírnak az élővilág hosszú távú megőrzése szempontjából. Az élőhely-térképezés eredményei jó alapot szolgáltatnak arra, hogy a térképezett területekről átfogó és szemléletes természetességi értékelést végezzünk. A térképezés során a múlt feltárása rendkívül fontos, mint erre számos példa hívja fel a figyelmet (RAKONCZAY 1988, MOLNÁR 1997, MOLNÁR és BÍRÓ 1996, 1997, BÍRÓ és TÓTH 1998, BÍRÓ 2006, VONA et al. 2006). Számos térképező a vegetáció vizsgálata mellett a talajtani kapcsolatokkal, és a területhasználati módokkal keresi az összefüggést (BAGI 1994, DEÁK 2004, DEÁK és KEVEYNÉ BÁRÁNY 2006, SZABÓ et al. 2004). A gazdálkodási gyakorlat számára környezetgazdálkodási potenciált értékelő térképek is készültek (ARTNÉ LŐRINCZ 2004, NAGY és PENKSZA 2006, NAGY et al. 2005). A Körös-Maros Nemzeti Park területén végzett monitoring vizsgálatok kapcsán számos olyan eredményt közöltek, amelyekben rövid távú összehasonlítások során a tájhasználat, a klíma és a vegetációban bekövetkezett változások összefüggései (HERCZEG et al. 2006, HERCZEG 2005), illetve a vegetáció és talajok közötti kapcsolat került bemutatásra (HERCZEG et al. 2005, 2006, KISS et al. 2006).

Mágorpuszta védetté nyilvánításának célja volt a régészeti feltáráshely védelme mellett a Sebes-Körös holtágában, a mocsarakban, legelőkön élő (értékes és védett) madárvilág fészkelő, táplálkozó helyének a megóvása, a háborítatlanság biztosítása (Országos Természetvédelmi Hivatal elnökének 4/1987.(VII. 10) számú rendelkezése.). A terület vegetációjára vonatkozóan több kutató közölt adatokat. A környék vízfolyásai

közül KAPOCSI (1997) a Holt-Sebes-Körös, és a Cifra-ági–holtág növényzetéről ad tájékoztatást, BÍRÓ és TÓTH (1998) a Hármas-Körös mente vegetációjának rekonstrukciójáról adott tájékoztatást; a Vésztő környéki erdőket MÜLLER (1977) kutatta. Mágorpusztán 1998 óta folytatunk florisztikai és cönológiai adatgyűjtést. A vizsgálatok során kiderült, hogy a terület jelentős értéket képvisel, sőt a környező területek is kiemelkedő természeti értékeket hordoznak (PENKSZA 1999).

## Anyag és módszer

### Terepi adatgyűjtés

Vésztő-Mágorpuszta felvételezését 2005-ben végeztük. A terepi vizsgálatok a terület többszöri bejárásával a teljes vegetációs időszakra kiterjedtek. A mintavételi eljárásoknál KOVÁCSNÉ LÁNG és TÖRÖK (1997) útmutatását követtük. A terepi munka során M=1:10000-es topográfiai térképet használtunk, melyen sorszámozva jelöltük be az élőhely-foltokat. A terület mozaikosságából adódóan egy-egy élőhelyfolt általában több élőhely együttes előfordulását, komplexét jelenti. Minden elkülönített folthoz meghatároztuk a Nemzeti élőhely-osztályozási Rendszer (Á-NÉR) kategóriáját/kategóriáit, megadtuk részletes fajlistáját – a védett és invazív fajok kiemelésével –, valamint az élőhely-folt állapotának és főbb jellemzőinek figyelembe vételével élőhely-jellemzéssel láttuk el.

### Élőhelytérképek készítése

Az élőhelytérképek készítése az adatok táblázatos feldolgozását követően ArcView GIS 3.1 szoftverrel történt. Az élőhelyfoltok digitalizálását és korrekcióját az alaptérképként alkalmazott EOV szelvények és légifotók alapján végeztük. A terepi felmérés során a foltokhoz meghatározott tulajdonságokat digitálisan is hozzárendeltük, mely a későbbiekben lehetőséget adott a terület különböző szempontok szerint történő értékelésére. Az élőhely foltok beazonosítását a sorszámok biztosítják, mivel a nagyszámú folt miatt (178 db) a csak színek alapján történő elkülönítés nem lehetséges.

### Élőhelytérkép-alapú értékelési módszerek

A terület minél átfogóbb értékelése érdekében az élőhely-foltokat ábrázoló térképek felhasználásával különböző szempontok szerint tematizált térképeket is készítettünk, melyeken a következő jellemzőket ábrázoltuk:

- vízhatás alatti területek,
- szikes élőhely típusok,
- jellemző élőhelyek.

A tematikus térképek készítésénél alaptérképként az élőhelyfolt-térképeket használtuk, az élőhelyfoltok különböző tematikák szerinti válogatását pedig a foltok Á-NÉR kategóriái szerint végeztük (FEKETE et al. 1997) el.

## Természetességi értékelési módszerek

A vizsgált teljes területre vonatkozóan

- a relatív nitrogénigény (BORHIDI 1993),
- a szociális magatartás típusok (BORHIDI 1993),
- a természetvédelmi értékszámok (SIMON 1988, 2000),
- a Seregélyes-féle (HORVÁTH et al. 1995) természetességi állapotjelzők,
- az Á-NÉR kategóriák, valamint
- a fentieket magába foglaló, komplex természetességi értékelési rendszer szerint (NAGY és PENKSZA 2005) végeztünk természetességi értékelést.

A relatív nitrogénigényt, a szociális magatartás típusokat és a természetességi értékszámokat az élőhely-foltokban előforduló fajok figyelembevételével, diagramon ábrázoltuk. A Seregélyes-féle, az Á-NÉR alapján végzett, valamint a komplex természetességi értékelés esetében térképen tüntettük fel az eredményeket.

Az Á-NÉR szerinti értékelésnél a vizsgált terület élőhely-foltjainak természetességi viszony-szintű (természetközeli, természetközeli bolygatott és gyomos, erdő-, mezőgazdasági és egyéb élőhelyek) Á-NÉR kategóriáit vettük figyelembe és a gyakran előforduló komplexek alapján végeztük a csoportosítást. A térképes ábrázolhatóság érdekében színjelzéssel is elláttuk az egyes csoportokat.

A komplex természetességi értékelési rendszer alapján végzett értékelés lényege, hogy a fentiekben felsorolt mutatókat és kategóriákat együttesen alkalmazza (NAGY és PENKSZA 2005). Segítségével egyértelműen elválaszthatók egymástól a gazdálkodás hatása alatt álló és a természetes vagy ahhoz közeli élőhelyek, az egyes foltok környezetgazdálkodási értékei jól kirajzolódnak. Információt kaphatunk az egyes élőhelyfoltok természetességi viszonyairól, állapotáról és az élőhelyfoltokban az egyes élőhelytípusok megoszlásáról. A rendszer nem csak a természetes vagy ahhoz közeli területek, hanem a gazdálkodási területek állapotát is minősíti. Ez az értékelési módszer kiemeli az „átmeneti” állapottal jellemezhető foltokat (EMGTK, MOZ), melynek segítségével az élőhelyek későbbi változásai jól nyomon követhetők.

## Eredmények és megvitatásuk

### Élőhelyterkép-alapú értékelés

Mágorpuszta térképezése során összesen 178 db foltot különítettünk el (melléklet 1. ábra). A 178 foltból álló térkép összesen 153 féle – különböző sorszámúval ellátott – élőhelyfoltot foglal magába (1. táblázat). A foltokhoz rendelt tulajdonságok alapján megállapítható, hogy egy foltot általában több Á-NÉR kategória tartozik. Az élőhelyfoltok egy-egy Á-NÉR kategóriánként történő lehatárolása a terület nagymértékű komplexitása miatt nem volt kivitelezhető. A foltok elkülönítéséből és jellemzéséből a vegetáció megjelenési, fiziognómiai és természetességi állapotára is következtethetünk. Az élőhelyfoltok nagyságáról, kiterjedéséről elmondható, hogy a terület igen mozaikos, sok apró foltból épül fel. A kulcs alakú terület alsó peremén lévő (Ny-i, Dny-i rész) nagyobb

1. táblázat A terület elkülönített élőhelyfoltok, foltkomplexek és élőhely típusai  
 Table 1. Habitat patches, their complexes and habitat types of the area

<i>foltszám</i>	<i>Á-NÉR</i>	51	J4, B2, S1, O5, O13	103	P2, A1, B1
		52	A1, A3, B1, B2, J4, P2	104	O2, O13
1	F1, F5, O5, P2	53	F1, F2, P2, F5	105	O11, O2
2	O5, S7, O13, O10, B5, P2	54	J6, O5, S2, P2	106	B1, J4, J6
3	F1, F2, O10	55	F1, F2, P2, F5	107	F2, P2
4	F2, A1, B1	56	J6, P2, J4, O5	108	F2, D4
5	F2, B1	57	B1, P2, O5	109	B1, B2
6	F1, F5, O5, P2	58	A1, B1, B2, J4, S2	110	T1, O11
7	F2, B1	59	P2, J4	111	P2, B1, A1
8	F4, F5, O13	60	A1, B1, S2	112	P2, A1, B1
9	H5, D4, O13	61	P2, S1	113	T1, O11
10	H5, D4, O10	62	J6, F2	114	F1, F2, O13
11	F2, D4	63	J6, J4	115	B1, B2,
12	F2, D4,	64	P2, F2, R2	116	F2, B1, B2
13	F2, D4,	65	S2, O5	117	B1, B2, B6
14	F1	66	O2	118	F1, F2, O5
15	H5, O5	67	O5, P2, B2	119	F1, F2, O5, H5
16	A1, P2	68	F1, O5	120	B1, B2
17	B1, A1	69	F2, O13, F1	121	B1, B2
18	P2, O5, O12	70	S1	122	B1, B2
19	F5, B1, S7	71	T1	123	F2, D4
20	O5, O10, O12, S1	72	O13	124	F1, F5, F2
21	S1	73	F2, B2	125	F1, F2, F5
22	O11, T1	74	F1, O5	126	F1, F2, F5, B6
23	B1, B2, A1	75	B2, J4	127	B1, B2, O10
24	B1, P2	76	F1, O13, F5	128	F1, B6, D4
25	B1, B2, B5	77	F2, D4	129	K1, F2, P2
26	T2, B2, O12	78	F2, B4, B6	130	F2, B5, D4
27	B1, A1, P2, J4	79	B4, B2, F2	131	F1, F5
28	T1, O11	80	F1	132	K1, F2, O5, F1
29	O12, P2, O5	81	T1, F5	133	F2, B1, B2, D4
30	O5, H5, P2	82	B1, B6, P2	134	B1, F2, B5, D4, P2
31	S2, P2, J6	83	P2, S1, B1, A1	135	F2, P2, D4
32	S1	84	A1, S2, J3, J4	136	F1, F5
33	A1, B1, S1, S2, J4	85	O2, B1, F2	137	F2, B1
34	J6, P2, O5	86	P2, B1, O10	138	F1, F5, O13
35	P2, O5	87	P2, B1, A1	139	F1, B1, B2, D4
36	B1, A1, J4	88	F2, D4	140	F2, D4
37	F2	89	F1, O5	141	F2, B1, F5
38	F2, F5, O13	90	F2, B1, D4	142	F2, D4
39	F2	91	F2, B3, D4, F3	143	F2, D4
40	F2, F5, O13	92	F2, D4, J4, P2, F3	144	F2, D4
41	F2, D4	93	F2, B6, B1	145	P2, F2, F5
42	F2, D4	94	B6, D4	146	H5, O5, F1, F2
43	A1, A3, B1, B5	95	P2, J4, F2, F1, F3	147	B2, F1, D4
44	H5, O5	96	F1, O5, F3	148	F2, B2, B5
45	O1	97	O2, F2, A1	149	H5, O5, F1, F5, F2
46	B5, F2	98	J6, J4, B1, B5, J3	150	B1, B2, F2, P2, B5
47	B1, A1, J4, P2	99	F2, D4	151	B1, B2
48	O5, O11, S1, O12	100	O2, F2, B1, A1	152	F2, D4
49	B1, B2, J4	101	B1, B2	153	F1, F5, F2
50	J5, B2, O5, S1	102	J4, J6		

területű élőhelyek általában mezőgazdasági területek. Szintén nagyobb kiterjedésű foltokban jellemzőek a sziki legelők és ecsetpázsitos kaszálók által alkotott komplexek.

A térképezett terület jellemző élőhelyeit a melléklet 2. sz. ábrája mutatja, mely alapján a következők emelendők ki. A terület háromnegyede szikes (középső rész). A szikes területek között elszórtan alföldi mocsárrétek jellemzőek kisebb foltokban alföldi sztyepprétek is kialakultak. A terület peremén húzódó Holt-Sebes Körös mentén telepített erdészeti ültetvények, tölgy-kőris-szil ligetek és fűz-nyár ligetek húzódnak. A fűz-nyár ligetek gyakran telepített faültetvényekkel (pl. nemes nyarasok, akác), fasorokkal, cserjés területekkel együtt fordulnak elő. Égerliget és alföldi gyertyános-tölgyes csak egy-egy foltban jellemző. A vizsgált területen több helyen találunk felhagyott gyümölcsösöket, szántókat, melyekre esetenként természetközeli gyepek települtek; ugyanakkor a sűrű bozótos és/vagy az akác betelepülése is jellemző lehet. A mozaikos foltokban elszórtan gyomos alföldi gyepek is előfordulnak.

A vízhatás alatti területek térképe alapján jól látszik (melléklet 3. ábra), hogy Mágorpuszta jelentős részén jellemző az olyan élőhelyek előfordulása, melyek valamilyen formában vízhatás jelenlétére engednek következtetni. Ilyen területek a csatornák mentén kialakult ligeterdők, az alföldi mocsárrétek, a hínarasok, mocsarak, és a szikesek mélyebb területein kialakult tocsogók. Megfigyelhető továbbá, hogy a felhagyott szántóterületek nagyobb arányban fordulnak elő a vízhatás alatt lévő élőhelyeken, következésképp pontosan a víz lehet az oka a gazdálkodás e térszíneken történő megszűnésének.

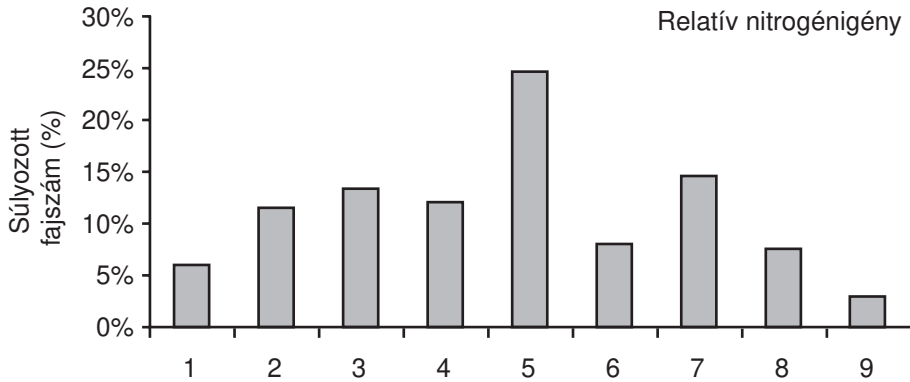
A vizsgált terület szikeseit, szikes típusait a melléklet 4. ábrája mutatja, mely alapján megállapítható, hogy Mágorpuszta leginkább jellemző élőhelyeinek a szikesek típusai tekinthetők. A terület 75%-ában fordulnak elő ezen élőhelyek. A szikesek között a leggyakrabban az ürmöspuszta és szikes rét komplexeivel találkozunk. Több élőhelyfoltban összefüggően jelenik meg a szikes rét típus. A szikes foltok területének 25%-ában jellemző az ürmöspuszta, szikes rét, padkás szikes hármaskomplexe. A területen több helyen tapasztalható a padkás szikesek előfordulása, helyenként szikes rét vagy ürmöspuszta komplexében. A szikesek típusai közül a magaskórós szikfokok és a padkás szikesek önálló foltban ritkán jelentkeznek, általában más típusokkal alkotott komplexekben kerültek elkülönítésre.

### **Természetességi értékelés**

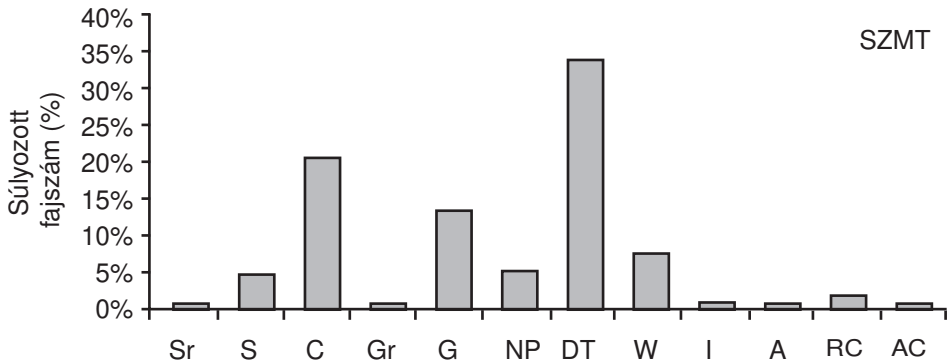
A terület növényfajainak relatív nitrogénigényét ábrázoló diagram (1. ábra) alapján elmondható, hogy a leggyakoribb előfordulással azok a fajok jellemezhetők, melyek mezotróf termőhelyi körülmények között élnek. Jónak értékelhető, hogy a nitrogénterheltségre utaló fajok (6, 7, 8, 9) a kedvező nitrogénellátottságú termőhelyek fajainál jóval kisebb arányban vannak jelen.

A fajok szociális magatartás típusait ábrázoló diagram azt mutatja, hogy legnagyobb számban a zavarástűrő természetes növényfajok (DT) fordulnak elő a területen (2. ábra). Kiemelendő továbbá, hogy a természetes viszonyokat jelző generalisták (G) és kompetitorok (C) szintén kedvező arányban vannak jelen. A zavarástűrő természetes növényfajok nagy számú előfordulása ellenére a természetességi állapotot összességében mégis jónak értékelhetjük, mivel a természetes viszonyokra utaló fajok (NP, G, C, S) nagyobb számban jellemzőek a területen, mint a bolygatottságot jelző növények.





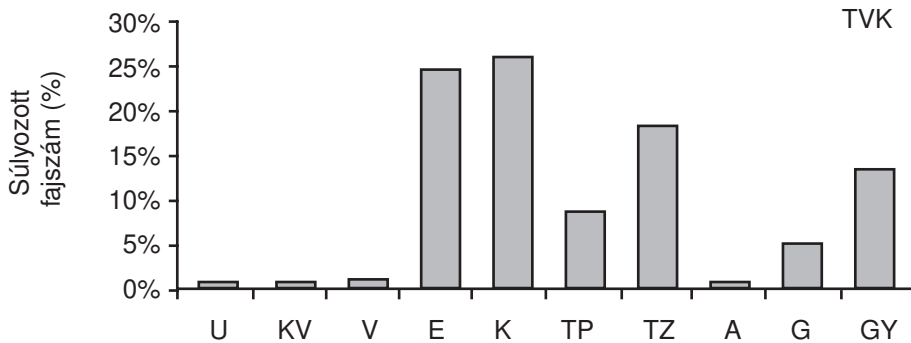
1. ábra A növényfajok megoszlása a relatív nitrogénigény szerint  
 Figure 1. Distribution of species according to relative ecological indicators



2. ábra A növényfajok megoszlása szociális magatartás típusok alapján  
 Figure 2. Distribution of species according to social behaviour types

TVK értékek alapján az előzőhöz (SZMT) hasonló eredményeket kapunk (3. ábra). Ennek megfelelően ez esetben is jól látszik, hogy viszonylag magas arányú előfordulással jelentkeznek a természetes viszonyokra utaló fajok (E, K). Jelen vannak ugyan a bolygatottságot jelző növények (TZ, GY), de a kedvező állapotot jelzőkhöz képest szintén kisebb arányban.

A Seregélyes-féle értékelési rendszer alkalmazásával készített térképről elmondható, hogy az élőhelyfoltok háromnegyedére a „3”-as és „4”-es természetességi állapot jellemző, mely alapján a természetesség közepesnek, illetve természetközelinek értékelhető (melléklet 5. ábra). A jó állapotú területeken a természetközeli viszonyok jellemzőek leginkább. „5”-ös érték nem fordul elő a vizsgált területen. A rosszabb állapotot jelző „1”-es és „2”-es értékű foltok aránya nagymértékben eltérő. A terület nagyjából 20%-ára jellemző „1”-es érték a művelt vagy felhagyott mezőgazdasági területeken jelentkezik.



3. ábra A növényfajok megoszlása a természetvédelmi értékkategóriái alapján  
 Figure 3. Distribution of species according to nature conservation value categories

Az Á-NÉR kategóriái alapján készült térképről leolvasható (melléklet 6. ábra), hogy az erdő- vagy mezőgazdasági területek a kulcs alakú terület alsó peremén jellemzőek. Az erdő- vagy mezőgazdasági területek környezetében megkülönböztethetők a felhagyott mezőgazdasági területek, melyekre általában bolygatott viszonyok jellemzőek. A terület kiszélesedő részén a természet-közeli viszonyok uralkodnak, e területek az előforduló élőhely-típusok alapján jó állapotúnak értékelhetők. A természetközeli területek és az erdő- vagy mezőgazdasági területek közé „átmeneti sávként” több foltban természetközeli bolygatott és gyomos élőhelyek ékelődnek.

Az általunk összeállított kategóriarendszer alapján egyértelműen elválaszthatók egymástól a gazdálkodás hatása alatt álló és a természetes, vagy ahhoz közeli élőhelyek (melléklet 7. ábra). A természetességi állapot térkép alapján a vizsgált területről elmondható, hogy nagy arányban fordulnak elő a jó természetességi állapottal rendelkező élőhelyek. A mozaikos élőhelyek szintén gyakorinak tekinthetők. Gyomokkal erősen terhelt területek szinte elhanyagolható arányban vannak jelen. Az erdő- vagy mezőgazdasági tevékenységgel jellemezhető élőhelyek gondozottak, jó állapotúak. A térképezett területre összességében elmondható, hogy rendkívül jó állapotú élőhelyek alkotják.

## Irodalom

- ARTNÉ LŐRINC R. 2004: A természetvédelmi szempontú mezőgazdálkodás földhasználati rendszerének fejlesztése Bonyhád külterületének példáján. Tájökológiai Lapok 2: 109–139.
- BAGI I. 1994: Összefüggések a területhasználási módok és a potenciális vegetáció között a Tiszaalpai medencében. Bot. Közlem. 81: 112.
- BALOGH, Á., NAGY, A., VONA, M., PÖTTYONDY, Á., HERCZEG, E., MALATINSZKY, Á., PENKSZA, K. 2006: Data to the weed composition of the Southern Trans-Tisza area. Tájökológiai Lapok 4: 139–148.
- BIRÓ M. 2006: Történeti vegetációrekonstrukciók térképek botanikai tartalmának foltonkénti gazdagításával. Tájökológiai Lapok 4: 357–384.
- BIRÓ M., TÓTH T. 1998: A 18–19. század vegetációjának rekonstrukciója az elmúlt ezer év tájhasználatának a tükrében a Hármas-Körösmentén. Crisicum 1: 18–34.
- BORHIDI A. 1995: Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian flora. Acta Bot. Sci. Hung. 39: 97–181.
- DEÁK J. Á. 2004: Aktuális és tájtörténeti élőhelyterképezés Csongrád környékén. Természetvédelmi Közlemények 11: 93–105.

- DEÁK J. Á., KEVEYNÉ BÁRÁNY I. 2006: A talaj és növényzet kapcsolata, tájváltozás, antropogén veszélyeztetettség a Dorozsma-Majsai homokhát keleti területén. *Tájökológia Lapok* 4: 195–210.
- FEKETE G., MOLNÁR Zs., HORVÁTH F. (szerk.) 1997: A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti élőhely-osztályozási Rendszer. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer II. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- HERCZEG E. 2005: Botanikai vizsgálatok kunhalmok dél-tiszántúli löszgyepein. *Kanitzia* 13: 45–54.
- HERCZEG E., POTTYONDY Á., PENKSZA K. 2005: Cönológiai vizsgálatok eltérő gazdálkodású dél-tiszántúli löszgyepekben. *Tájökológiai Lapok* 3: 259–265.
- HERCZEG E., BARCZI A., PENKSZA K. 2006a: Examinations on the correlation between soil and plants in grasslands of the South-east Hungary (floristacasl summary and the vegetation of Sáp kurgan). *Tájökológiai Lapok* 4: 95–102.
- HERCZEG, E., MALATINSZKY, Á., KISS, T., BALOGH, Á., PENKSZA, K. 2006b: Biomonitoring studies on salty pastures and meadows in south-east Hungary. *Tájökológiai Lapok* 4: 211–220.
- HOTVÁTH F., DOBOLYI Z. K., MORSCHHAUSER T., LÖKÖS L., KARAS L., SZEDAHELYI T. 1995: A magyar flóra datbázis 1.2
- KAPOCSI J. 1997: Vésztői Holt-Sebes-Körös, Cifra-ági-holtág növényzete. Szarvas.
- KAPOCSI J., DOMÁN E., BIRÓ I., FORGÁCS B., TÓTH T. 1998: Florisztikai adatok a Körös-Maros Nemzeti Park illetékességi területéről. *Crisicum* 1: 75–83.
- KISS T., MALATINSZKY Á., PENKSZA K. 2006: Comparative coenological examinations on pastures of the Great Hungarian Plain I. (horse and cattle pasture near Hódmezővásárhely). *Tájökológiai Lapok* 4: 339–346.
- KOVÁCSNÉ LÁNG E., TÖRÖK K. (szerk.) 1997: Növénytársulások, társuláskomplexek és élőhelymozaikok. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer III. MTM, Budapest.
- MOLNÁR Zs. 1997: The land-use historical approach to study vegetation history at the century scale. In TÓTH E., HORVÁTH R. (eds.): International conference on Research, Conservation, Management. *Aggtelek, Conference Proceedings Vol. I./VII.* pp. 345–354.
- MOLNÁR Zs., BIRÓ M. 1996: A Pítvarosi-puszták és környékük vegetáció- és tájtörténete a Középkortól napjainkig. *Natura Bekesiensis* 2: 65–97.
- MOLNÁR Zs., BIRÓ M. 1997: Vegetation history of the Kardoskút area (SE-Hungary) I.: History of the steppes from the Middle Ages to the present. *Tiscia* 30: 15–25.
- MÜLLER G. 1977: A Vésztő környéki erdők régen és ma. *Békés megyei Term. véd. Évk. Békéscsaba.* 2: 119–139.
- NAGY A., BALOGH Á., PENKSZA K. 2005: Összehasonlító élőhely vizsgálatok dél-tiszántúli és veresegyházi területeken a természetességi állapotok alapján. IV. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium kiadványkötete. pp. 307–311.
- NAGY A., PENKSZA K. 2006: élőhely-értékelési lehetőségek dél-tiszántúli és veresegyházi területeken természetességi mutatók alapján. *Tájökológiai Lapok* 4: 115–125.
- PENKSZA K. 1999: A KMNP Mágor-pusztá és környékének, továbbá békés megye szórvány löszgyepfoltjainak és egyéb értékes területeinek botanikai feltárása. Szarvas.
- RAKONCZAY J. 1988: Az emberi tevékenység környezetre gyakorolt hatásainak vizsgálati lehetőségei alföldi példákon. *Alföldi Tanulmányok*, pp. 59–77.
- SIMON T. 1988: A hazai edényes flóra természetvédelmi értékének becslése. *Abstr. Bot.* 12: 1–23.
- SIMON T. 2000: A magyarországi edényes flóra határozója. Tankönyvkiadó, Budapest.
- SZABÓ M., TIMÁR G., GYŐRI H. 2004: A Csicsói-holtág (Alsó-Csallóköz) kialakulása és fejlődése - a tájhasználat és a vizes élőhelyek változásai. *Tájökológiai Lapok* 2: 267–286.
- VONA M., PENKSZA K., KRISTÓF D., HELFRICH T., CENTERI Cs. 2006: A galgahévízi láprét felszínborítási viszonyainak változása légifotók elemzése alapján. *Tájökológiai Lapok* 4: 407–416.

HABITAT MAP AND POSSIBILITIES FOR EVALUATION  
ON ENVIRONMENTAL MANAGEMENT AND NATURE CONSERVATION  
OF VÉSZTŐ-MÁGOR NATURE RESERVE

A. NAGY, K. PENKSZA

Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management,  
Department of Landscape Ecology  
H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: ebeng@freemail.hu

**Keywords:** habitat map, naturalness value, saline associations

Habitat mapping was carried out on Vésztő-Mágorpuszta Nature Reserve based on the Hungarian National Habitat Classification System. Habitat codes occurring within habitat patches and short description of each patch are given in parallel with a detailed species list (completed with dominance relations). Based on these, a habitat map of the area and habitat-based thematic maps of sodic areas influenced by water were prepared. Based on species lists of patches, an evaluation according to relative ecological indicators was prepared as well.

The central part of the observed area is diverse and valuable from a botanical point of view, part of the area with complex patches is sodic, in between with sporadic lowland swards and some smaller lowland steppes. Possible reason for abandonment of management on these areas could be the influence of water. Rate of areas with higher dominance of weeds is small.

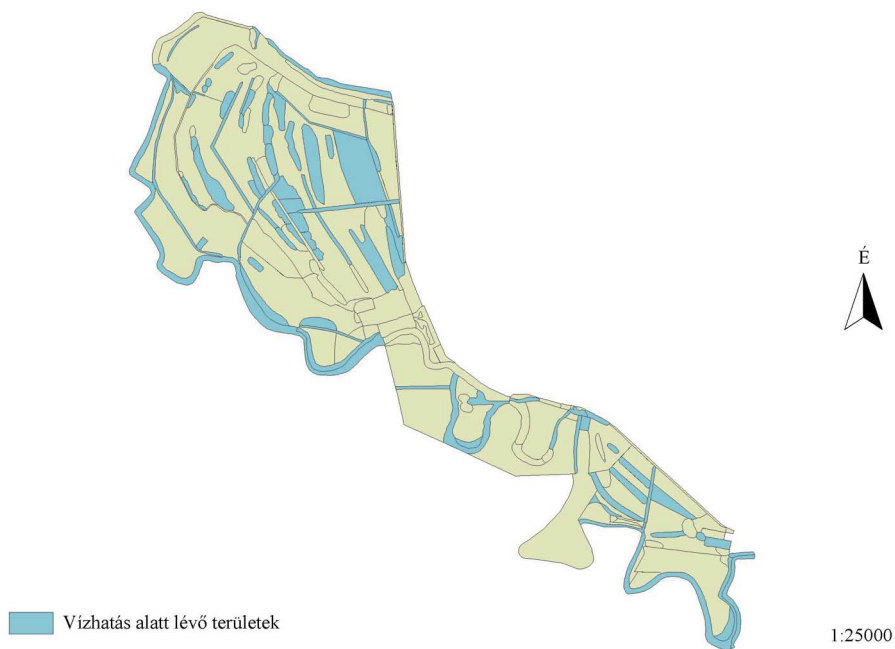




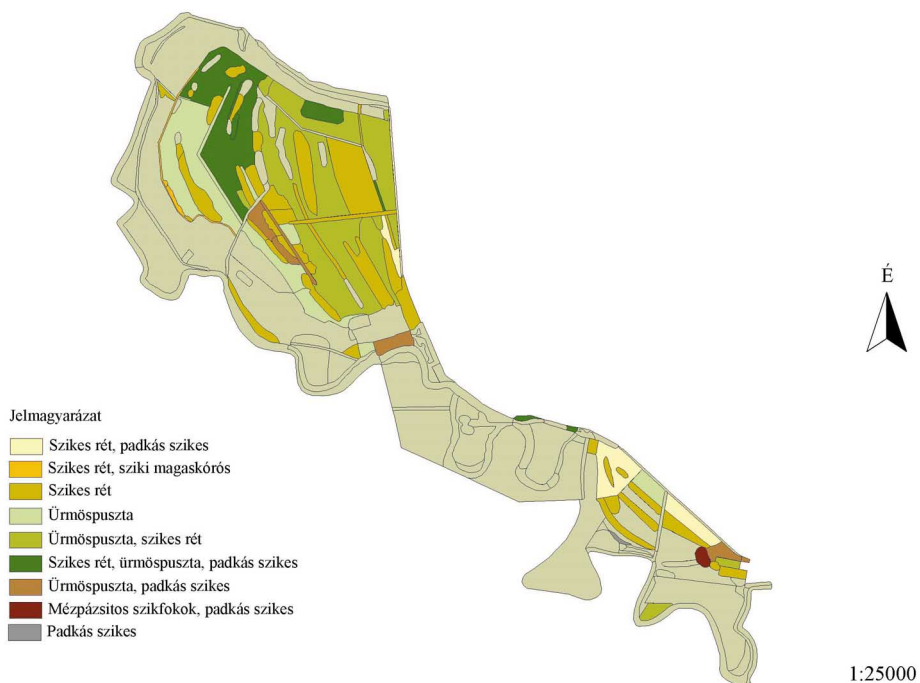
Melléklet 1. ábra Vésztő-Mágorpuszta élőhelyterképe  
Appendix Figure 1. Habitat map of Vésztő-Mágorpuszta



Melléklet 2. ábra Vésztő-Mágorpuszta jellemző élőhelyei  
Appendix Figure 2. Typical habitats of Vésztő-Mágorpuszta



Melléklet 3. ábra Vésztő-Mágorpuszta vízhatás alatti területei  
Appendix Figure 3. Areas influenced by water on Vésztő-Mágorpuszta



Melléklet 4. ábra Vésztő-Mágorpuszta szikes típusai  
Appendix Figure 4. Sodic habitat types of Vésztő-Mágorpuszta

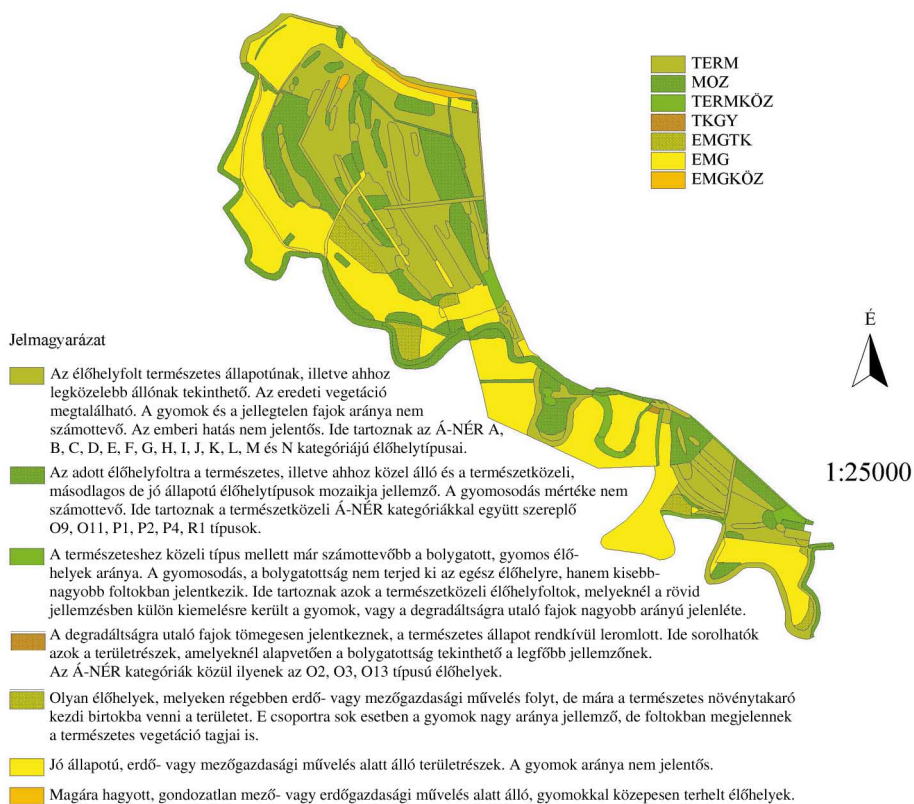


Melléklet 5. ábra Vésztő-Mágorpuszta Á-NÉR kategóriák szerinti térképe  
Appendix Figure 5. Map of Vésztő-Mágorpuszta according to the Hungarian National Habitat Classification System



Melléklet 6. ábra Vésztő-Mágorpuszta természetességi kategóriák szerinti térképe  
Appendix Figure 6. Map of Vésztő-Mágorpuszta according to nature conservation value categories





*Melléklet 7. ábra Vésztő-Mágorpuszta természetességi térképe*  
Appendix Figure 7. Map of Vésztő-Mágorpuszta according to naturalness value

## DOLOMITGYEPEK MAGBANKJA ÜLTETETT FEKETEFENYVESEK TALAJÁBAN

CSONTOS PÉTER

MTA-ELTE Elméleti Biológiai és Ökológiai Kutatócsoport  
1117 Budapest, Pázmány P. sétány 1/c., e-mail: cspeter@ludens.elte.hu

**Kulcsszavak:** élőhely restauráció, dolomitgyepek, fenyvesítés, magbank, magtúlélés

**Összefoglalás.** A középhegységi dolomitlejtkőn a legeltetés visszaszorulását követően jelentős területeken létesítettek feketefenyves ültetvényeket. A XX. század végén, az egyre jobban megerősödő természetvédelmi szemlélet következtében előtérbe került a tájidegen feketefenyvesek felszámolása, és helyettük a meredek lejtőkön az értékes dolomitsziklagyepek visszaállítása. A vegetáció restaurációjának egyik fontos eleme lehet a talajban elfekvő magbank, ezért célul tűztük ki a fenyvesek alatt túlélő magbank minőségi és mennyiségi vizsgálatát.

Talajmintákat gyűjtöttünk a Budai-hg. két területén, az Ördög-torony környékén és a Fehér-hegyen, 45–50 éves feketefenyves állományok alól. Egy-egy mintaterületről 17 500 cm<sup>3</sup> talajt emeltünk ki a felső 6 cm-es rétegből, amelyek magtartalmát fűtetlen üvegházban a hajtatasos módszerrel vizsgáltuk egy teljes vegetációs időszakon keresztül.

Vizsgálataink eredményeként összesen 28 fajt mutattunk ki, a valamelyest nyitottabb lombsátrú Ördög-toronyi terület magbankjában 18, a zártabb Fehér-hegyi területen 13 faj fordult elő. A magbank denzitása 105,6 mag/m<sup>2</sup>, illetve 66 mag/m<sup>2</sup> volt, az említés sorrendjében. A magbankot alkotó három jellegzetes fajcsoport az alábbi megoszlást mutatta: sziklagyep eredeti fajkészletének fajai 43%, egyéb természetközeli élőhelyek fajai 18% és gyomok vagy behurcolt fajok 39%. Az eredeti sziklagyepi fajok közül hosszú távú perzisztens magbankot az alábbiaknál igazoltunk: *Campanula sibirica*, *Colutea arborescens*, *Filipendula vulgaris*, *Polygala amara*, *Teucrium chamaedrys* és *Viola rupestris*.

Eredményeink alapján az alábbi következtetések vonhatók le. i) A sziklagyepi fajok közül csak kevés képes több évtizedet átvészelni magbank segítségével, és az erre képes fajok nem tartoznak a társulásépítő, nagy abundanciájú fajok közé. ii) Ezért a dolomitgyepek restaurációjában a természetes szukcesszió segítségére javasolható a felülvetés, különösen a társulásépítő fűvek magkeverékének alkalmazásával. iii) A magbankból kialakuló növényzetnek nem csak a „jó” fajokból álló komponense hasznos a restaurációban, hanem a többi, esetleg gyomjellegű faj is. Utóbbiak ugyanis képesek rövid idő alatt jelentős borítást létrehozni, s ezáltal megakadályozni a talaj lehordódását a meredek lejtőkről, majd később – mivel gyenge kompetitorok, és kevésbé stressztűrők mint a dolomitgyepek fajai – néhány év alatt természetes módon visszahúzódnak.

### Bevezetés

A dolomitlejtkőn kialakult gyepek természetvédelmi jelentősége jól ismert a hazai botanikusok körében. Az endemikus fajok nagy száma, valamint a glaciális és interglaciális korokból egyaránt fennmaradt reliktum növények különleges botanikai arculatot adnak ezeknek a területeknek (ZÓLYOMI 1942, 1958, 1987). Egy-egy jobb állapotú dolomitos területünkön a védett edényes növények fajszáma és egyedszáma, valamint a vegetáció kompozicionális változatossága (florális diverzitás; JUHÁSZ-NAGY 1973) szintén igen magas lehet (DEBRECZY 1973, CSONTOS és LÓKÖS 1992, KOVÁCS és TAKÁCS 1995, LENCSÉS 1996, PENKSZA et al. 1996, 2000, BARTHA et al. 1998).

A fentiek ellenére, a 19. század végétől, több hullámban történtek erdőtelepítések e tájakon a flóraidegen *Pinus nigra* felhasználásával (TAMÁS 2003). Az eredeti termőhelyén laza szerkezetű, elegyes állományokat alkotó fenyőfajt (FEKETE 1959, HORVAT et al. 1974) nálunk zárt monokultúrákban ültették, aminek hatására a korábban ott meg-

található gyeptársulások drasztikusan átalakultak, legtöbbször teljesen megszűntek (BORHIDI 1956, BÓDIS 1993). Az időződő állományokban később növényvédelmi problémák is felmerültek (KOLTAY 1997, 1998), valamint a tűavar egyre jelentősebb akkumulálódása következtében (amely 15-18 t/ha is lehet) az amúgy is fenyegető erdőtüzek kialakulásának esélye is fokozódott (CSERESNYÉS et al. 2003, CSERESNYÉS és CSONTOS 2004, CSERESNYÉS et al. 2006). Ha mindezekhez hozzávesszük, hogy a feketefenyő fája iránti piaci kereslet visszaesett és az állományok talajjavító hatása sem nyert egyértelmű bizonyítást, akkor érthető törekvésnek tekinthetjük, hogy e területekkel kapcsolatban egyre gyakrabban felmerül a tájrekonstrukció igénye, amely a gyepevetáció visszaállításának a lehetőségével is foglalkozik.

Egy restaurációs ökológiai beavatkozás megtervezésekor az egyik fontos lépés a cél-növényzet kialakítását segítő *in situ* magbank minőségének és mennyiségének felderítése (BAKKER et al. 1996). Ismeretes, hogy számos faj magvai képesek sok évtizedes túlélésre a talajban. Ezért, jelen esetben legalább az 1950-es évek kopárfásítási hullámában létesült állományok alatt elvileg számíthatunk a korábbi gyepevetáció fajainak túlélő magbankjára. Az egyes fajok magvainak (és terméseinek) perzisztencia képességei azonban – eltekintve néhány rendszertani koherenciától (CZIMBER 1970, BASKIN és BASKIN 1998) – nehezen megjósolhatóak, s így célzott vizsgálatok nélkül egy-egy vegetációtípusra, vagy növénytársulásra vonatkozóan csak bizonytalan becsléseket tehetnénk. Ezért elhatároztuk, hogy a feketefenyvesítéssel leginkább érintett ősmátrai dolomitgyepek magbankjának túlélőképességét kísérletes úton vizsgáljuk meg.

### Anyag és módszer

A főváros környékének triász földolomitján kialakult kopárokat többségükben a 20. század középső évtizedeiben fásították, és a Budai TK újabban „Európa Diplomás” területének kezelése révén itt mutatkozik a legerősebb törekvés a feketefenyvesek visszaszorítására (SIPOS 2004). Tehát ezen szempontokból nézve a Budai-hegység Nagy-Szénás csoportjának dolomitlejtői ideális helyszínek vizsgálataink elvégzéséhez. A továbbiakban még arra fordítottunk figyelmet, hogy a mintaterületül választott feketefenyvesek helyén az erdőstést megelőzően a gyepevetáció jelenléte bizonyítható legyen. (Egyes területeken ugyanis letermelt karsztbokorerdők helyén létesítettek fenyeseket.) Így esett a választásunk a solymári Ördög-torony környékére, amely a *Linum dolomiticum* ismert lelőhelye volt, és a Pilisszentiván melletti Fehér-hegyre, amelynek régebbi kopár voltáról neve is árulkodik. Mindkét mintaterület korábbi gyepevetációval való borítottságát HORÁNSZKY ANDRÁS szóbeli közlése is megerősítette.

A mintaterületeken a magbank mintavételezésének idején az alábbiak szerint jellemezhető kiterjedt feketefenyvesek álltak:

1. Az Ördög-torony feletti mintaterületen, északias kitétséggű, 20–25°-os lejtőn a fenyőállomány kora 45-50 év, az átlagos fmagasság 10 m, a mellmagassági átmérő 20,3 cm (S.d. 4,6) volt.

A lombkoronaszintben 50%-os borítással volt jelen az uralkodó feketefenyő, további 25%-ot pedig a virágos kőris (*Fraxinus ornus*) tett ki, amely morfológiai és fiziológiai plaszticitása révén (CSONTOS et al. 2001, KALAPOS és CSONTOS 2003) spontán alátelepüléssel vegyeskorú, második lombkoronaszintet alkotott. A kőrisek átlagos kora 25 év

volt (S.d. 12,3). A két fafaj együttesen 65 százalékos záródású lombsátrat alkotott, amely alatt gyér aljnövényzet fejlődött.

2. A Fehér-hegyi mintaterület észak-keleti kitétséggű, 25°-os lejtőn helyezkedett el. A fenyőállomány kora 45–50 év, átlagos fmagassága 16 m, mellmagassági átmérője 17,1 cm (S.d. 4,2) volt. A lombkoronaszint borítása 80 százalékos volt, amelyet kizárólag feketefenyő alkotott. Az aljnövényzet az előző területnél is gyengébb kifejlődésű volt, szórványosan, szálánként előforduló, általában csak a vegetatív életszakaszig eljutó példányokból állt.

A magbank mintavételezésére 1991. 10. 24.-én került sor. Mintaterületenként összesen 17 500 cm<sup>3</sup> talajt gyűjtöttünk be, ami jóval meghaladta azt a talajtérfogatot (2000 cm<sup>3</sup>), amit HAYASHI és NUMATA (1971) két mérsékelt övi gyepezési vizsgálatokor a minták fajszámának telítési értékéhez szükségesnek talált. A magbank becslésének pontosságát növelendő, az 1-1 mintához szükséges talajt 36 részmintá formájában gyűjtöttük be, mivel korábbi vizsgálatokból már ismert, hogy a legtöbb faj magbankja aggregált eloszlást mutat a talajban (THOMPSON 1986, WARR et al. 1993). A részmintákat egy 100 négyzetméteres mintaterületen random eloszlásban vágtuk ki a talajból, 6 cm mélységig, a tűavar előzetes eltávolítása után. A magbank talajmélység szerinti eloszlásával kapcsolatos számos tanulmány alapján – amelyek a magbank denzitásának gyors csökkenését mutatták ki a talajprofil mentén – várható, hogy a fenti módon gyűjtött mintáink a terület magbankjának legalább 80%-át tartalmazzák. A talajmintákat 1991/92 telén szabadban tároltuk, ez idő alatt fóliatakarással védtük a fénytől, az állatok bolygatásától és a nem kívánt magcsótól. Ezután magtartalmukat hajtatasos módszerrel vizsgáltuk az ELTE Botanikus kertjének üvegházában, 1992. áprilistól novemberig. A teljes vegetációs időszakot átívelő üvegházi hajtattal a különböző fény- és hőmérséklet-igényű fajok csírázását kívántuk minél jobban elősegíteni. A csíranövények azonosítása heti rendszerességgel történt CSAPODY (1968) és MULLER (1978) határozókönyveinek és a MTM Növénytára csíranövény-herbáriumának segítségével. Az azonosított csíranövényeket minden esetben eltávolítottuk. Azoknál a fajoknál, ahol a pontos azonosításhoz fejlettebb egyedek szükségesek, a csíranövényeket virágcserépekbe átültetve tovább neveltük és meghatározásukat a következő vegetációs időszakban végeztük el.

Ahhoz, hogy a magbankból esetleg kimutatásra kerülő fajok eredetéről véleményt alkothassunk, szükségünk volt a feketefenyvesek aljnövényzetének pontos ismeretére is. Ezért mindkét mintaterületen 5–5 db, 5×5 m<sup>2</sup>-es kvadrát alkalmazásával cönológiai felvételt készítettünk két alkalommal (május 4.-én és június 25.-én). A fajok borítását százalékban adtuk meg, úgy, hogy a két felvételezési időpontban regisztrált értékek közül mindig a nagyobbat vettük figyelembe. Végül az öt kvadrát alapján kapott átlagos borításokkal jellemeztük az adott mintaterület aljnövényzetét. A fajok elnevezése SIMON (2000) munkáját követi.

### Eredmények és megvitatásuk

A feketefenyvesek alól gyűjtött talajmintákból összesen 52 csíranövényt mutattunk ki, amelyek 28 fajhoz tartoztak (1. és 2. táblázat). A valamelyest nyitottabb lombsátrú Ördög-toronyi terület magbankját 18, a zártabb Fehér-hegyiét 13 faj alkotta, és a magdenzitás arányai is hasonlóan alakultak (105,6 mag/m<sup>2</sup>, illetve 66 mag/m<sup>2</sup> az említés sor-

rendjében). Külföldi szerzők mészkő- és dolomitgyepekre vonatkozóan – amelyek lehetnek természetesek, vagy legettetettek, de nem erdősítettek – minden esetben a fentiekénél nagyobb, olykor jóval nagyobb fajszám és egyedszám adatokat közöltek (RYSER és GIGON 1985, MILBERG és HANSSON 1994, KALAMEES és ZOBEL 1998, STARK et al. 2003). A hazai sziklagyepek magbankját korábban senki sem vizsgálta, így közvetlen összehasonlítás nem tehető, de a feketefenyvesek alól kimutatható maradvány magbanknál néhány más jellegzetes szárazgyepünk magbankja szintén bőségesebbnek mutatkozott (VIRÁGH és GERENCSÉR 1988, HALASSY 2001, MATUS et al. 2003).

1. táblázat A solymári Ördög-torony feletti feketefenyves talajából kimutatott magbank egyedszámai, valamint a föld feletti vegetáció borításértékei (A magbank fajcsoportjainak rövidítései: G= dolomitgyepi faj, N= más, természetközeli növénytársulás faja, W= gyom, illetve hurcolt faj, B= feltehetőleg a botanikus kertből származó faj.)

Table 1. Results of the seed bank investigation of the soil taken from the *Pinus nigra* plantation at Ördög-torony near village Solymár. Species group (1), number of seedlings (2) and average cover in the above-ground vegetation (3) are given for each species. (Abbreviations for species groups are: G= member of dolomite grasslands, N= member of further natural or seminatural habitats, W= weeds and alien species, B= species presumably colonizing the soil samples during the germination tests in the botanical garden.)

Fajnév	Fajcsoport (1)	Csíránövények száma (2)	Átlagos borítás, % (3)
<b>Csak a magbankban előforduló fajok</b>			
Calamagrostis epigeios	N	4	
Campanula sibirica	G	2	
Cardamine impatiens	N	1	
Colutea arborescens	G	1	
Epilobium tetragonum	N	1	
Filipendula vulgaris	G	1	
Poa annua	B	1	
Polygala amara	G	1	
Salix caprea	B	3	
Solidago canadensis	W	1	
Sonchus asper	W	1	
Viola rupestris	G	2	
ismeretlen pázsitfű		1	
ismeretlen kétszikű		1	
<b>A magbankban és a vegetációban is meglévő fajok</b>			
Asperula tinctoria	G	1	0,7
Carex humilis	G	8	5
Reseda lutea	G(W)	1	0,4
Taraxacum officinale s.l.	W	1	0,05
<b>Csak a vegetációból kimutatott fajok</b>			
<i>Lombkoronaszint (összborítás: 65%)</i>			
Pinus nigra			50
Fraxinus ornus			25

1. táblázat folytatása  
Contd Table 1.

<i>Fajnév</i>	<i>Fajcsoport (1)</i>	<i>Csíránövények száma (2)</i>	<i>Átlagos borítás, % (3)</i>
<i>Cserjeszint (összborítás: 10%)</i>			
Berberis vulgaris			0,25
Fraxinus ornus			8
Pinus nigra			2
Quercus petraea			0,25
<i>Gyepszint (összborítás: 25%)</i>			
Allium senescens ssp. montanum			0,1
Anthericum ramosum			1,5
Berberis vulgaris			0,3
Biscutella laevigata			0,05
Brachypodium sylvaticum			0,2
Bromus pannonicus			13
Campanula rapunculoides			0,05
Campanula rotundifolia			0,7
Cardaminopsis arenosa			0,05
Chamaecytisus supinus			0,25
Euphorbia cyparissias			0,4
Fraxinus ornus			2,5
Galium glaucum			0,05
Galium mollugo			0,2
Geum urbanum			0,05
Hieracium murorum			0,04
Peucedanum oreoselinum			0,05
Phyteuma orbiculare			0,25
Poa nemoralis			2,5
Polygonatum odoratum			0,3
Quercus cerris			0,05
Rosa canina s.l.			0,04
Solidago virga-aurea			0,05
Stachys recta			0,1
Teucrium chamaedrys			0,05
Thalictrum minus ssp. pseudominus			0,05
Veronica officinalis			0,1
Veronica spicatum			0,1
Viola odorata			0,1
Viola reichenbachiana			0,05
A magbank fajszáma		18 (16)*	
A magbank összegyedszáma		32 (28)	
I négyzetméterre számított magszám	105,6 (92,4)		

\* = A zárójelben álló számok a „B” csoport nélkül vett összegeket mutatják.

2. táblázat A Fehér-hegy feketefenyvesének talajából kimutatott magbank, valamint a föld feletti vegetáció adatai (A rövidítések azonosak az 1. táblázatban alkalmazottakkal.)

Table 2. Results of the seed bank investigation of the soil taken from the *Pinus nigra* plantation at Fehér-hegy. Species group (1), number of seedlings (2) and average cover in the above-ground vegetation (3) are given for each species. (See Table 1 for abbreviations.)

<i>Fajnév</i>	<i>Fajcsoport (1)</i>	<i>Csíránövények száma (2)</i>	<i>Átlagos borítás, % (3)</i>
<b>Csak a magbankban előforduló fajok</b>			
<i>Artemisia vulgaris</i>	W	1	
<i>Berteroa incana</i>	W	1	
<i>Cardamine impatiens</i>	N	1	
<i>Chenopodium album</i>	W	1	
<i>Conyza canadensis</i>	W	2	
<i>Poa annua</i>	B	1	
<i>Populus alba</i>	B	1	
<i>Populus nigra</i> (ssp. <i>pyramidalis</i> )	B	4	
<i>Stellaria media</i>	B	2	
<i>Teucrium montanum</i>	G	3	
ismeretlen kétszikű-1		1	
ismeretlen kétszikű-2		1	
<b>A magbankban és a vegetációban is meglévő fajok</b>			
<i>Carex humilis</i>	G	1	0,50
<b>Csak a vegetációból kimutatott fajok</b>			
<i>Lombkoronaszint (összborítás: 80%)</i>			
<i>Pinus nigra</i>			80
<i>Gyepszint (összborítás: 2%)</i>			
<i>Allium senescens</i> ssp. <i>montanum</i>			0,10
<i>Anthericum ramosum</i>			0,30
<i>Bromus pannonicus</i>			0,05
<i>Campanula rotundifolia</i>			0,50
<i>Campanula sibirica</i>			0,05
<i>Euphorbia cyparissias</i>			0,10
<i>Festuca pallens</i>			0,30
<i>Galium aparine</i>			0,05
<i>Galium austriacum</i>			0,10
<i>Koeleria cristata</i>			0,05
<i>Prunus mahaleb</i>			0,10
<i>Quercus petraea</i>			0,10
<i>Quercus pubescens</i>			0,10
<i>Taraxacum officinale</i> s.l.			0,10
<i>Thalictrum minus</i> ssp. <i>pseudominus</i>			0,10
<i>Veronica spicatum</i>			0,10
<i>Vincetoxicum officinale</i>			0,05
<i>Viola reichenbachiana</i>			0,05
<i>A magbank fajszáma</i>		13 (9)*	
<i>A magbank összegyedszáma</i>		20 (12)	
<i>1 négyzetméterre számított magszám</i>	66 (39,6)		

\* = A zárójelben álló számok a „B” csoport nélkül vett összegeket mutatják.

A fentiek alapján azt mondhatjuk, hogy a több évtizedes feketefenyvesítés a dolomitgyepek magbankjának jelentős elszegényedéséhez vezetett. Ez abban is megnyilvánult, hogy a megfigyelt fajoknak több mint kétharmadát csak 1–1 életképes mag képviselte.

A fenyvesítés magbank-degradáló hatását közvetlenül is kimutatta Toscana-ban MACCHERINI és DOMINICIS (2003), akik kétféle cédrussal (*Cedrus atlantica* és *C. deodara*) beültetett mészkő-sziklagyepek magbankját elemezték. Eredményeik szerint az érintetlen gyepphez képest a 25 éves cédrus állományok alatt a fajszám az eredeti érték 66 százalékára, az egyedszám pedig 59 százalékára esett vissza. Egy mészkő-sziklagyepnek töviskes-bozótos stádiumon át lezajló spontán befásodásának hatását még részletesebben elemezte Angliában DAVIES és WAITE (1998). Adataikat Spearman-féle rangkorrelációval vizsgálva szignifikáns negatív kapcsolatot igazoltak a fászárú vegetáció fennállásának időtartama és a magbank mennyisége között. Szintén e gyepek magbankjának korlátozott túlélőképességét jelzi az az Overtonban (Anglia) elvégzett kísérlet, ahol egy sziklagyepet 1,6–1,8 m vastag földréteggel fedtek be, majd 32 év elteltével megvizsgálták a felszínre hozott eredeti talaj magbankját (HENDRY et al. 1995). (A nagyszabású kísérletet egyébként régészeti céllal, fa- és cseréptárgyak földalatti öregedésének vizsgálatára indították, de a magbank kutatók is lecsaptak a lehetőségre.) A vizsgálat eredménye még a Fehér-hegyi területen kimutatottnál is szegényesebb, mindössze 35 mag/m<sup>2</sup> denzitású magbankot mutatott.

Az egyes fajok vonatkozásában a legnagyobb magdenzitást a *Carex humilis* mutatta (8 mag, 26,4 db/m<sup>2</sup>). Mivel ez a faj mindkét területünkön az aljnövényzetben is jelen volt, s így esetleges magtermelése nem zárható ki, magtúlélését az adatok alapján csak tranziens besorolással minősíthetjük (THOMPSON et al. 1997). Ugyanakkor az aljnövényzetben vegetáló példányai – legalábbis a megfigyelés évében – nem virágoztak, ami arra utal, hogy a faj magvai képesek lehetnek bizonyos fokú perzisztenciára. Ezt valószínűsítik SCHÜTZ (2000) adatai is, aki (bár a *Carex humilis*-t nem vizsgálta) 18 sásfajra nézve közül legkevesebb 3,5 éves, de sok esetben ennél jóval hosszabb magtúlélést. Javasoljuk ezért a lappangó sás (*C. humilis*) magbank típusának célzott kísérletekkel való feltárását, ami vélhetően pozitív eredményre vezetne. Ennek az ad különös szakmai jelentőséget, hogy egy társuláspíró fajról van szó. A szakirodalom ugyanis rendszerint a növénytársulásokat meghatározó, domináns fajok magbank-beli hiányáról számol be.

A lappangó sáson kívül mindössze 3 olyan faj akadt, amely a magbankban és a föld feletti vegetációban is képviseltette magát: *Asperula tinctoria*, *Reseda lutea* és *Taraxacum officinale*. Ezek magbank típusáról szintén nem állíthatunk biztosat, a csoport alacsony fajszáma pedig azt jelzi, hogy a feketefenyves ültetvényekben a magbank és az aktív vegetáció között az általában szokásosnál is nagyobb különbség áll fenn. A Sørensen-index értéke az Ördög-toronynál 0,138, a Fehér-hegyen 0,061, azaz a feketefenyő záródottságának fokozódásával méginkább lecsökkent.

A talajmintákból kihajtatott többi faj esetében (tehát azoknál, amelyek a föld feletti vegetációban egyáltalán nem fordultak elő) a magbank típus hosszútávú perzisztensnek tekinthető (THOMPSON 1993).

Ahhoz, hogy a vizsgált fenyő ültetvények magbankját a dolomitgyep fajainak túlélési esélye szemszögéből értékelhessük, célszerű a talajmintákból kimutatott fajkészletet az alábbi csoportokra osztanunk:



- G = dolomitgyepek túlélő fajai,  
 N = más természetközeli, vagy féltermészetes növénytársulások fajai,  
 W = gyomok, illetve behurcolt fajok,  
 B = feltehetőleg a botanikus kertből származó fajok.

A „B” csoportot alkotó 5 fajt „szennyeződésnek” kell tekintenünk, mivel ezek magvai minden bizonnyal az üvegházi hajtás közben keveredtek a vizsgált talajba. A *Populus nigra ssp. pyramidalis*-nak kifejlett példánya állt az üvegház közelében, amelyről a repítőkészülékes magok bejutását az üvegház szellőzőrendszerén át magam is megfigyeltem, és szintén a légi úti érkezés valószínűsíthető a *Populus alba* és a *Salix capraea* esetében is. A *Poa annua* és a *Stellaria media* gyakori gyomok voltak a kísérletünkhöz használt üvegházban, bár az utóbbi faj esetében – tekintettel a kimondottan hosszú magtúlélésére (TELEWSKI és ZEEVAART 2002) – a magbanki eredet sem zárható ki.

A három érdemi fajcsoport (G, N és W) százalékos megoszlását a 3. táblázat mutatja be.

3. táblázat. A magbank három jellegzetes fajcsoportjának összetétele a vizsgált feketefenyő állományok talajában (A rövidítések azonosak az 1. táblázatban alkalmazottakkal.)

Table 3. Percentage share of the three main species groups in the soil seed bank of the studied *Pinus nigra* plantations. Percentage shares of species number and number of individuals are given in separate columns for the two study sites and as the average of all records.

(See Table 1 for the abbreviations of species groups.)

Magbank	Ördög-torony (92,4 mag/m <sup>2</sup> )*		Fehér-hegy (39,6 mag/m <sup>2</sup> )*		A két terület átlaga (66 mag/m <sup>2</sup> )*	
	faj- szám	egyed- szám	faj- szám	egyed- szám	faj- szám	egyed komponens szám
	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)
G	57	65	29	40	43	52,5
N	21,5	23	14	10	17,75	16,5
W	21,5	12	57	50	39,25	31
Összesen	100	100	100	100	100	100

\* A denzitás értékek a „B” fajcsoport nélkül kerültek megadásra (ld. 1.–2. táblázatok)

Látható, hogy a legnagyobb százalékos részesedést a dolomitgyepek fajai (G) mutatják, de ismervé az alacsony faj- és egyedszámokat ezt óvatosan kell megítélnünk. A G-csoportban ugyanis mindössze 8(9) fajról beszélhetünk, amelyek közül 6 fordult elő kizárólagosan a magbankban: *Campanula sibirica*, *Colutea arborescens*, *Filipendula vulgaris*, *Polygala amara*, *Teucrium montanum* és *Viola rupestris*. Ezek minden bizonnyal perzisztens magbankúnak tekinthetők, érdemes azonban itt megemlíteni, hogy Borhidi-féle fényigényüket tekintve (Borhidi 1995) általában nem rendelkeznek a legmagasabb értékszámokkal (noha a dolomitlakó fajok körében az nagyon gyakori). Valószínű tehát, hogy a fenyves záródásának kezdeti szakaszában még szaporodóképesek voltak, így magbankjuk túlélőképességének nem kellett feltétlenül elérnie a négy évtizedes időtartamot. A felsorolt hat fajra vonatkozóan a szakirodalom csak néhány adatot közöl. Így POSCHLOD et al. (1991) megerősítik a *Teucrium* perzisztenciáját, míg

MILBERG és HANSSON (1994) a *Filipendula* esetében tranziens magbankot állapított meg svédországi gyepekben. A többi négy faj magbankjára vonatkozó adatok e hazai vizsgálatban kerültek először megállapításra.

A fenti rövid fajlista elméletileg még mintegy tucatnyi fajjal bővíthető, ha beszámítjuk azokat a fajokat, amelyek dolomitgyepekben is előfordulnak, de perzisztenciájukat más hazai szárazgyepekből igazolták (pl. *Dianthus serotinus*, *Erysimum odoratum*, *Euphorbia cyparissias*, stb.; VIRÁGH és GERENCSÉR 1988, SENDTKO 1999, HALASSY 2001, MATUS et al. 2003). Ez azonban még így is igen csekély részarányt képvisel a fajgazdag dolomitflóra vonatkozásában, amely tény mellett még azt is figyelembe kell vennünk, hogy e perzisztens magbankú fajok szinte kizárólag a dolomitgyepek kis borítású, járulékos (akcesszórius) vagy véletlen (akcidens) elemei közül kerülnek ki.

Az N-csoport, azaz a más, természetközeli, vagy féltermészetes növénytársulások fajai, általában nagyon alárendelt szerepet mutattak (átlagosan 16-18 százalékot tettek ki). Három fajuk közül kettő (*Calamagrostis egigeios* és *Epilobium tetragonum*) jó anemochor képességű propagulumokkal rendelkezik, így valószínűleg a szél révén jutott a mintaterületre. Valószínű, hogy a mageső útján számos további faj magvai érkezők időről időre a dolomitgyepek, illetve a későbbiekben rájuk telepített feketefenyvesek magbankjába, de rendkívül alacsony denzitásuk miatt ezek kimutatása esetleges. Az N-csoport harmadik faja a virágrúgó kakukk-torma volt.

A gyomok és behurcolt fajok (W) csoportja az előzőnél nagyobb figyelmet érdemel. Részesevé a hegységperemi és településhez közeli Fehér-hegyen a legnagyobb frakciót képezi, de átlagosan is a fajsza 39%-át és az egyedsza 31%-át teszi ki (3. táblázat). Jelenléte minden bizonnyal az erdősisítés idején végrehajtott beavatkozásoknak tulajdonítható. A talajforgatás okozta bolygatás, valamint a faiskolákból származó földlabdás csemeték révén az erdőtelepítést követő években a gyomfajok széles skálája tenyészhetett a mintaterületeken, amelyek termést érlelve magvaikkal telíthették a magbankot, ahol egy részük a mai napig túlélhetett. (A kilencvenes években erdőtüzeket követő újraerdősítések során ezt a jelenséget magam is megfigyeltem a solymári Zsíros-hegyen és környékén.)

Az erdősisítési időszakon kívül a W-csoport anemochor tagjainak magvai a későbbi időkben is folyamatosan érkezhettek a területeinkre (*Conyza canadensis*, *Solidago canadensis*, *Sonchus asper* és *Taraxacum officinale*). Külön is kiemeljük, hogy ebben a csoportban tájidegen, inváziós átalakító fajok is előfordulnak (BALOGH 2003), ami jól mutatja ezek agresszív terjedési stratégiáját: gyökeret vert állományaikhoz képest igen távoli területeken is beszennyezik a természetes magbankot, és ha kedvező alkalom kínálkozik, megjelennek a terület vegetációjában. Hasonló fajokat CSISZÁR (2004) is kimutattott a Sopron környéki erdők magbankjából.

A feketefenyvesek magbankjának elemzéséből arra a következtetésre jutunk, hogy a fenyő eltávolítása esetén a túlélőképes „jó” fajok kis száma, és az ültetvények alatt eltöltött több évtizednyi idő okozta alacsony magsűrűség miatt a magbank csak korlátozott mértékben segítheti a gypfajok visszatelepődését. Ugyanez várható a fenyőállomány erdőtüz okozta pusztulása után is. A magbank eredetű regenerálódás másik nehézségét az adja, hogy az eddig megismert, dolomitgyepi, perzisztens magbankú fajok rendszerint alacsony borítást mutató kísérőfajai a megfelelő növénytársulásoknak, ami alól talán az egyetlen kivételt a *Carex humilis* jelentheti.

Tekintettel arra, hogy az egykorú fenyőállományok tarvágása vagy az esetleges erdőtüzek általában nagy kiterjedésű területeket érintenek, így e bolygatásokat követően a szomszédos, természetes gyepekről érkező magesőnek csak korlátozott és késleltetett szerepe lehet a gyepek regenerálásában. Egyértelműen erre utalnak SENDTKO (1999) Tokaj-hegyi szárazgyepekben végzett mageső vizsgálatai is.

A dolomitgyepek regenerációs esélyeit elemezve azt is figyelembe kell vennünk, hogy az első évben a magbankból kialakuló gyér vegetáció egyes fajai mennyire szaporák, helyben mutatott magprodukciónkkal mennyire gyorsan tudják elfoglalni a még csupasz területeket. Ebben a versenyben a sziklagyep és lejtősztyep fajok – akár a magbankból, akár a magesővel jutottak a területre – alulmaradnak, mivel többnyire évelők és így kezdetben nem vagy csak korlátozott mennyiségben teremnek magot. Velük szemben jelentős előnyben vannak egyes nagy magprodukciónjú és jó diszperziós képességű gyomok. Mindez a bolygatást követő években egy területidegen növényzet felterjedéséhez vezet, amelynek kialakulását az 1993-as Zsíros-hegyi erdőtüz kapcsán, állandó kvadrátokban végzett monitorozás módszerével közvetlenül is kimutattuk (CSONTOS et al. 1996/97, TAMÁS és CSONTOS 1998). Az pedig a magbank előrejelző szerepét nyomatékosítja, hogy az erdőtüz után kialakult pionír növényzetnek éppen a magbankból is kimutatott *Conzya canadensis* volt a vezérfaja. A betyárkóró ilyen szerepe egyébként valószínűleg csakugyan nem tekinthető véletlen elszabadulásnak (amit egyébként a gyom-inváziók kapcsán gyakran valószínűsítünk), hanem többé-kevésbé általános jelenségként értékelhető a hasonló szituációkban, ugyanis PRACH et al. (1995) a Zsíros-hegyen tapasztalttal teljesen egybecsengő dominanciájáról számolt be egy nyugat-szlovákiai erdefenyves erdőtüzét követő szukcesszió kapcsán. A betyárkóró sikerességét minden bizonnyal az is segíti, hogy az erdőtüzek rendszerint a nyár második felében pusztítanak, így a betyárkóró magszórása idején azok már elérhetőek. A faj őszi csírázása szintén szerencsés a tavasszal gyorsan vízhiányossá váló dolomitajtók kolonizálásához.

Visszatérve a dolomitgyepek regenerálásának kérdéséhez, a kezdeti gyomosodásnak egy pozitív vonását, a talajerózió fékező hatást kell kiemelniünk (CENTERI 2002). A lassan regenerálódó dolomitlakó fajok ugyanis kis borításuk folytán képtelenek lennének a talajlehordódás megakadályozására, így ha más módon is (nem az azonnali gyepeledést előidézve) a magbanknak mégis van pozitív szerepe a terület regenerálásában. Ráadásul a betyárkóró gyenge kompetítor és az elfoglalt területekről néhány év leforgása alatt „magától” eltűnik (TAMÁS 1999), miközben alatta a dolomitgyepek fajai megerősödnek (TAMÁS 2001). Ezzel együtt a dolomitgyepek visszatelepülésének meggyorsítására minden olyan eljárás ajánlható, amely a természetes társulásepítő fajok propagulum denzitását növeli. Ennek legkézenfekvőbb módja a vetés (vagy felülvetés) lehet, elsősorban a viszonylag nagymagvú fűvek, így *Bromus pannonicus*, *Bromus erectus* és *Festuca pallens* megfelelő magkeverékével, mivel ezek a fajok szinte definíció-szerűen hiányoznak a perzisztens magbankból (PECO et al. 2003) és diszperziós képességük sem jelentős (FENNER és THOMPSON 2005). Ugyanakkor megtelepedésük és elszaporodásuk döntő mértékben járulhat hozzá a dolomitajtókra jellemző vegetáció kialakulásához.

## Köszönetnyilvánítás

A terepmunkák során és az üvegházi vizsgálatokban Horánszky András, Kalapos Tibor és Lőkös László voltak segítségemre. A kéziratához fűzött hasznos észrevételeiért Tamás Júliának mondok köszönetet. Köszönettel tartozom Csiszár Ágnesnek a kézirat gondos lektorálásáért. A kutatási téma megvalósítását az OTKA T3167 sz. témaműhelyének támogatása tette lehetővé.

## Irodalom

- BAKKER J. P., POSCHLOD P., STRYKSTRA R. J., BEKKER R. M., THOMPSON K. 1996: Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Bot. Neerl.* 45: 461–490.
- BALOGH L. 2003: Az adventív-terminológia s.l. négy nyelvű segédszótára, egyben javaslat egyes szakszavak magyar megfelelőinek használatára. *Bot. Közlem.* 90: 65–93.
- BARTHA S., RÉDEI T., SZOLLÁT Gy., BÓDIS J., MUCINA L. 1998: Északi és déli kitétséggű dolomitsziklagyeppek térbeli mintázatainak összehasonlítása. In: CSONTOS P. (szerk.): Sziklagyeppek szünbotanikai kutatása. Scientia, Budapest. pp: 159–182
- BASKIN C. C., BASKIN J. M. 1998: Seeds: ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination. Academic Press, San Diego.
- BORHIDI A. 1956: Feketefenyveseink társulási viszonyai. *Bot. Közlem.* 46: 275–285.
- BORHIDI A. 1995: Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian flora. *Acta Bot. Hung.* 39: 97–181.
- BÓDIS J. 1993: A feketefenyő hatása nyílt dolomit sziklagyepre. I. Texturális változások. *Bot. Közlem.* 80: 129–139.
- CENTERI Cs. 2002: The role of vegetation cover in the control of soil erosion on the Tihany peninsula. *Acta Bot. Hung.* 44: 285–295.
- CSAPODY V. 1968: Keimlingsbestimmungsbuch der Dicotyledonen. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- CSERESNYÉS I., CSONTOS P. 2004: Feketefenyvesek tűzveszélyességi viszonyainak elemzése McArthur modelljével. *Tájökológiai Lapok* 2: 231–252.
- CSERESNYÉS I., BÓZSING E., CSONTOS P. 2003: Erdei avar mennyiségének változása dolomitra telepített feketefenyvesekben. *Természetvédelmi Közlemények* 10: 37–49.
- CSERESNYÉS I., CSONTOS P., BÓZSING E. 2006: Stand age influence on litter mass of *Pinus nigra* plantations on dolomite hills in Hungary. *Canadian Journal of Botany* 84: 363–370.
- CSISZÁR Á. 2004: Adatok a magyar flóra fajainak magbank típus szerinti minősítéséhez. *Tájökológiai Lapok* 2: 219–299.
- CSONTOS P., LŐKÖS L. 1992: Védett edényes fajok térbeli eloszlás-vizsgálata a Budai-hg. dolomitvidékén. – Szünbotanikai alapozás, természetvédelmi területek felméréséhez. *Bot. Közlem.* 79: 121–143.
- CSONTOS P., TAMÁS J., KALAPOS T. 1996/1997: Soil seed banks and vegetation recovery on dolomite hills in Hungary. *Acta Bot. Hung.* 40: 35–43.
- CSONTOS P., TAMÁS J., KALAPOS T. 2001: Correlation between age and basal diameter of *Fraxinus ornus* L. in three ecologically contrasting habitats. *Acta Bot. Hung.* 43: 127–136.
- CZIMBER Gy. 1970: A hazai előfordulású, keményhájú magot termő növények ökológiai és rendszertani vonatkozásai. *Agrártud. Egyet. Keszthely, Mosonmagyaróvári Mezőgazdaságtudományi Kar Közleményei* 13: 5–40.
- DAVIES A., WAITE S. 1998: The persistence of calcareous grassland species in the soil seed bank under developing and established scrub. *Plant Ecology* 136: 27–39.
- DEBRECZY Zs. 1973: A balaton-felvidéki Péter-hegy és környéke cönológiai vizsgálata. *Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei* 12: 191–220.
- FEKETE G. 1959: Angaben zur Zönologie der moesischen Schwarzföhrenwälder. *Acta Bot. Acad. Sci. Hung.* 5: 327–347.
- FENNER M., THOMPSON K. 2005. The ecology of seeds. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- HALASSY M. 2001: Possible role of the seed bank in the restoration of open sand grassland in old fields. *Community Ecology* 2: 101–108.
- HAYASHI I., NUMATA M. 1971: Viable buried-seed population in the *Miscanthus*- and *Zoysia* type grasslands in Japan – Ecological studies on the buried-seed population in the soil related to plant succession VI. *Jap. J. Ecol.* 20: 243–252.

- HENDRY G. A. F., THOMPSON K., BAND S. R. 1995: Seed survival and persistence on a calcareous land surface after 32-year burial. *J. Veg. Sci.* 6: 153–156.
- HORVAT I., GLAVAČ V., ELLENBERG H. 1974: *Vegetation Südosteuropas*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- JUHÁSZ-NAGY P. 1973: A növényzet szerkezetvizsgálata: új modellek, 2. rész. Elemi beszkálzás a florális diverzitás szerint. *Bot. Közlem.* 60: 35–42.
- KALAMEES R., ZOBEL M. 1998: Soil seed bank composition in different successional stages of a species rich wooded meadow in Laelatu, western Estonia. *Acta Oecol.* 19: 175–180.
- KALÁPOS T., CSONTOS P. 2003: Variation in leaf structure and function of the Mediterranean tree *Fraxinus ornus* L. growing in ecologically contrasting habitats at the margin of its range. *Plant Biosystems* 137: 73–82.
- KOLTAY A. 1997: Új kórokozók megjelenése a hazai feketefenyő állományokban. *Növényvédelem* 33: 339–341.
- KOLTAY A. 1998: A feketefenyő hajtáspusztulását okozó *Sphaeropsis sapinea* Dyko & Sutton biológiájának vizsgálati eredményei. *Erdészeti Kutatások* 88: 251–271.
- KOVÁCS J. A., TAKÁCS B. 1995: A Sümeg-Tapolcai hát és a Déli-Bakony néhány dolomitos felszínének botanikai értékei. *Kanitzia* 3: 97–124.
- LENCSES G. 1996: A várpalotai Baglyas-hegy természeti értékei és növényvilága. BIO-GERO Ökocsoport, Várpalota – Nagykanizsa.
- MACCHERINI S., DOMINICIS V. 2003: Germinable soil seed-bank of former grassland converted to coniferous plantation. *Ecological Research* 18: 739–751.
- MATUS G., TÓTHMÉRÉSZ B., PAPP M. 2003: Restoration prospects of abandoned species-rich sandy grassland in Hungary. *Appl. Veg. Sci.* 6: 169–178.
- MILBERG P., HANSSON M. L. 1994: Soil seed bank and species turnover in a limestone grassland. *J. Veg. Sci.* 5: 35–42.
- MULLER F. M. 1978: *Seedlings of the North-western European lowland*. Dr. W. Junk Publishers, The Hague.
- PECO B., TRABA J., LEVASSOR C., SÁNCHEZ A. M., AZCÁRATE M. 2003: Seed size, shape and persistence in dry Mediterranean grass and scrublands. *Seed Sci. Res.* 13: 87–95.
- PENKSZA K., KÁDER F., BENYOVSZKY B. M. 1996: Vegetáció a Balatonalmádi (Vörösberény) melletti Megye-hegyről. *Bot. Közlem.* 83: 71–90.
- PENKSZA K., KÁDER F., SÜLE Sz. 2000: Vegetációtanulmány a Balatonalmádi Megye-hegyről (gyeptársulások vizsgálata). *Folia Musei Hist.-Nat. Bakonyiensis* 19: 7–24.
- POSCHLOD P., DEFFNER A., BEIER. B., GRUNICKE U. 1991: Untersuchungen zur Diasporenbank von Samenpflanzen auf beweideten, gemähten, brachgefallenen und aufgeforsteten Kalkmagerrasenstandorten. *Verh. Ges. f. Ökol.* 20: 893–904.
- PRACH K., LUKESOVA A., FROUZ J. 1995: The colonization of wildfire-disturbed pine forests by plants and animals in Central Europe. Abstracts of the 7<sup>th</sup> European Ecological Congress, Budapest, p. 242.
- RYSER P., GIGON A. 1985: Influence of seed bank and small mammals on the floristic composition of limestone grassland (Mesobrometum) in Northern Switzerland. *Ber. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich* 52: 41–52.
- SCHÜTZ W. 2000: Ecology of seed dormancy and germination in sedges (*Carex*). *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 3: 67–89.
- SENDTKO A. 1999: Die Xerothermvegetation brachgefallener Rebflächen im Raum Tokaj (Nordost-Ungarn) – pflanzensoziologische und populationsbiologische Untersuchungen zur Sukzession. *Phytocoenologia* 29: 345–448.
- SIMON T. 2000: A magyarországi edényes flóra határozója, harasztok – virágos növények. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- SIPOS K. 2004: Inváziós növények elleni tevékenységek a nemzetipark-igazgatóságokban: Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, in: MIHÁLY B., BOTTA-DUKÁT Z. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei* 9. TermészetBúvár Alapítvány Kiadó, Budapest. p. 394.
- STARK K. E., LUNDHOLM J. T., LARSON D. W. 2003: Relationship between seed banks and spatial heterogeneity of North American alvar vegetation. *J. Veg. Sci.* 14: 205–212.
- TAMÁS J. 1999: Az invazív fajok terjedésének törvényszerűségei egy magyarországi esettanulmány kapcsán – a betyárkóró. *Bot. Közlem.* 86-87: 169–181.
- TAMÁS J. 2001: Tűz utáni szukcesszió vizsgálata feketefenyvesekben. PhD. értekezés, ELTE, Budapest.
- TAMÁS J. 2003: The history of Austrian pine plantations in Hungary. *Acta Botanica Croatica* 62: 147–158.

- TAMÁS J., CSONTOS P. 1998: A növényzet tűz utáni regenerálódása dolomitra telepített feketefenyvesek helyén, in: CSONTOS P. (szerk.): Sziklagyepek szünbotanikai kutatása. Scientia Kiadó, Budapest. pp. 231–264
- TELEWSKI F. W., ZEEVAART J. A. D. 2002: The 120-yr period for Dr. Beal's seed viability experiment. *American Journal of Botany* 89: 1285–1288.
- THOMPSON K. 1986: Small-scale heterogeneity in the seed bank of an acidic grassland. *Journal of Ecology* 74: 733–738.
- THOMPSON K. 1993. Persistence in soil, in: HENDRY G. A. F., GRIME J. P. (eds.): *Methods in comparative plant ecology*. Chapman and Hall, London. pp. 199–202
- THOMPSON K., BAKKER J. P., BEKKER R. M. 1997: The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity. Cambridge University Press, Cambridge.
- VIRÁGH K., GERENCSÉR L. 1988: Seed bank in the soil and its role during secondary successions induced by some herbicides in a perennial grassland community. *Acta Bot. Hung.* 34: 77–121.
- WARR S. J., THOMPSON K., KENT M. 1993: Seed banks as a neglected area of biogeographic research: a review of literature and sampling technics. *Progress in Physical Geography* 17: 329–347.
- ZÓLYOMI B. 1942: A középdunai flóraválasztó és a dolomitjelenség. *Bot. Közlem.* 39: 209–231.
- ZÓLYOMI B. 1958: Budapest és környékének természetes növénytakarója, in: PÉCSI M. (szerk.): Budapest Természeti Képe. Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 508–642.
- ZÓLYOMI B. 1987: Coenotone, ecotone and their role in preserving relic species. *Acta Bot. Hung.* 33: 3–18.

RELICT SEED BANK OF DOLOMITE GRASSLANDS  
IN THE SOIL OF *PINUS NIGRA* PLANTATIONS

P. CSONTOS

MTA-ELTE Research Group in Theoretical Biology and Ecology  
H-1117 Budapest, Pázmány P. sétány 1/c., Hungary, e-mail: cspeter@ludens.elte.hu

**Keywords:** dolomite grassland, habitat restoration, pine plantation, seed bank, seed longevity

Following the decline of pasturing, large *Pinus nigra* plantations were established on the dolomite slopes of the Hungarian Central Range. In the latest decades of the 20<sup>th</sup> century the nature conservation approach became stronger, thus resulting an increased effort to remove the alien *Pinus nigra* from the landscape and to support grassland restoration on steep slopes of dolomite hills. Soil seed bank could be a useful source in vegetation restoration, therefore in this study relict seed bank of grassland vegetation in the soil of pine plantations was investigated.

Soil samples were collected from 45–50 years old pine plantations at two study sites (Ördög-torony and Fehér-hegy) in the Budai Mountains. From each site 17 500 cm<sup>3</sup> soil was taken from the upper 6 cm soil layer, then the samples were exposed to germination in an unheated green-house for seven months.

Number of species recorded from the seed bank was 18 at Ördög-torony and 13 at Fehér-hegy, whereas seed density was 105.6 seed/m<sup>2</sup> and 66 seed/m<sup>2</sup>, respectively. Three major groups were distinguished in the species pool of the seed bank: 1) species of dolomite grasslands (43%), 2) species of other natural or semi-natural vegetation types (18%) and 3) weeds or alien species (39%). Regarding the group of dolomite grassland species, long-term persistent seed bank type was proved for *Campanula sibirica*, *Colutea arborescens*, *Filipendula vulgaris*, *Polygala amara*, *Teucrium chamaedrys* and *Viola rupestris*.

From the results the following major conclusions can be drawn. i) In the vegetation of dolomite grasslands relatively few species maintain persistent seed bank, thus the survival for several decades in the soil of pine plantations is exceptional, rather than rule. Among the dominant species long term persistence was not detected. ii) Therefore, in the restoration plan of these grasslands additional sowing of dominant species (especially the matrix grasses) is suggested to promote and accelerate natural succession. iii) Beside species group 1, weeds (group 3) can also play an important role in the restoration of dolomite grasslands. That is, they produce a considerable vegetation cover within short time (in the very beginning stage of succession), thus reducing soil erosion on the steep slopes, and later – as being weak competitors and less tolerating abiotic stresses than the obligate dolomite grassland species – they decline naturally, after few years.

## TÁJÖKOLÓGIAI ÉS TÁJTIPOLÓGIAI VIZSGÁLATOK A TETVES-PATAK VÍZGYŰJTŐJÉN

TÓTH ADRIENN, SZALAI ZOLTÁN

MTA Földrajztudományi Kutatóintézet  
1112 Budapest, Budaörsi út 45., e-mail: Tot8371@helka.iif.hu

**Kulcsszavak:** tájökológia, tájtípológia, élőhelyek, tájtervezés, fenntartható területhasználat, Tetves-patak

**Összefoglalás:** A kutatás célja a Tetves-patak vízgyűjtője tájtípusainak és élőhelyeinek fölmérése és térképezése volt. A tájtípus-vizsgálat során, a területen a korábbi tájbeosztási rendszerek figyelembevételével különítettük el a tájtípusokat és térképen ábrázoltuk azokat. Az élőhelyek vizsgálatát a területet magába foglaló két kistáj határa mentén két részre osztva végeztük. Az Általános Nemzeti Élőhely Osztályozási Rendszer (Á-NÉR) beosztása alapján különítettük el az élőhelyeket, melyeket szintén térképen ábrázoltunk. Az elkészült munka rendszeresen frissítve hasznos eszköz lehet a fenntarthatóságra törekvő tájtervezők, földhasználat-tervezők kezében.

### Bevezetés

Az utóbbi időben a környezet- és természetvédelem fontosságának mind szélesebb körű felismerésével együtt – bizonyos mértékig ezek részeként – előtérbe került a természeti erőforrások védelmének kérdése. A talaj, a vízkészletek, az ásványkincsek megóvása, célszerű és hosszú távon fenntartható használatának szabályozása állandó problémát jelent. Az értékek megóvásának alapfeltétele a terület beható ismerete: a földhasználatot is szabályozó területi tervezés alapja a megóvandó és kihasználendő értékek, valamint a lehetőségek felismerése és pontos ismerete kell, hogy legyen. Magyarországról általánosságban elmondható, hogy a két legnagyobb értéket képviselő természeti erőforrása a termőtalaj, illetve idegenforgalmi vonzerejénél fogva a táj és a természeti környezet. A jelen tanulmányban vizsgált Tetves-patak vízgyűjtőjének helyzete is ezt mutatja. A területen élők két fő megélhetési forrása a vízgyűjtő Balaton melletti elhelyezkedésének, kiváló táji adottságainak – főként idegenforgalmi célú – kihasználása és a mezőgazdaság. A megélhetést biztosító mezőgazdaságot és idegenforgalmat azonban éppen a földművelés kiváltotta talajerózió (JAKAB és SZALAI 2005, BÁDONYI 2006, JAKAB 2006, EVELPIDOU 2006, CENTERI és CSÁSZÁR 2005, CENTERI és PATAKI 2005, KERTÉSZ és CENTERI 2006), illetve a részben annak következményeként fölgyorsuló eutrofizáció (SISÁK és MÁTÉ 1993, DATE MEZŐGAZDASÁGI VÍZ- ÉS KÖRNYEZETGAZDÁLKODÁSI KAR 1998) veszélyezteti. Ezen összetett problémára keresve megoldást a két legfontosabb természeti erőforrás – a termőtalaj és a táj – védelmét szolgáló módszer kidolgozása keretében első lépésként a jelen tanulmányban bemutatottakat: a vizsgált terület tájtípusainak és élőhelyeinek rendszerezését, térképezését végeztük el, hiszen a táj egésze, valamint a benne rejlő értékek vizsgálatához elengedhetetlen a természetföldrajz, azon belül is a tájtan, a tájökológia módszereinek alkalmazása. A fentiek értelmében és a nemzetközi szakirodalommal összhangban (BASTIAN 1996, 2006, MOSIMANN 2001) kijelenthető tehát, hogy a tájvédelemnek, természetvédelemnek, tájtervezésnek és földhasználat-tervezésnek kellően megalapozottak kell lenniük természetföldrajzi és tájökológiai szempontból is.

## Tájbeosztás és tájtipológiai vizsgálatok

A tájtipusok meghatározása, elkülönítése során a tájbeosztásból kell kiindulnunk. A tájbeosztás során fölülről lefelé, a nagytájak felől a középtájakon és kistájcsoportokon át a kistájak felé haladunk, míg elérjük a legalacsonyabb hierarchiai szintet, a tájsejtek (a táj-ökoszisztéma legkisebb egységének, a topikus dimenzióknak magyar nyelvű megnevezése (KERTÉSZ 2003)) (ökotópok) szintjét. Magyarország tájbeosztása (MAROSI és SOMOGYI 1990) alapján, melynek során geomorfológiai alapon, egymástól határozott határvonalal különítjük el a tájakat, a vizsgált terület a Somogyi Parti Sík, illetve a Nyugat-Külső-Somogy kistájakhoz tartozik.

Míg a tájbeosztás során fölülről lefelé haladva kaptuk meg az adott terület hovatarozását, a tájtipológia módszereit követve alulról fölfelé, a tájalkotó tényezőket tájökológiai szemlélettel vizsgálva, az adott méretarány és adott feladat szerinti legkisebb homogén egységet, a tájbeosztás legalacsonyabb szintjét is képviselő tájsejtet alapul véve építjük föl a terület tájtipológiai rendszerét. Tekintve, hogy e rendszer alapját a nem éles határok mentén ható tájalkotó tényezők alkotják, a tájtipusok határa sem lesz határozott. A gyakorlati céllal, nagy méretarányban végezendő tájtipológiai munka esetében a vizsgált probléma határozza meg, hogy pontosan hol, melyik tájalkotó tényezőt előtérbe helyezve húzzuk meg végül az átmeneti sávon belül a határvonalat.

## Anyag és módszer

### A vizsgált terület

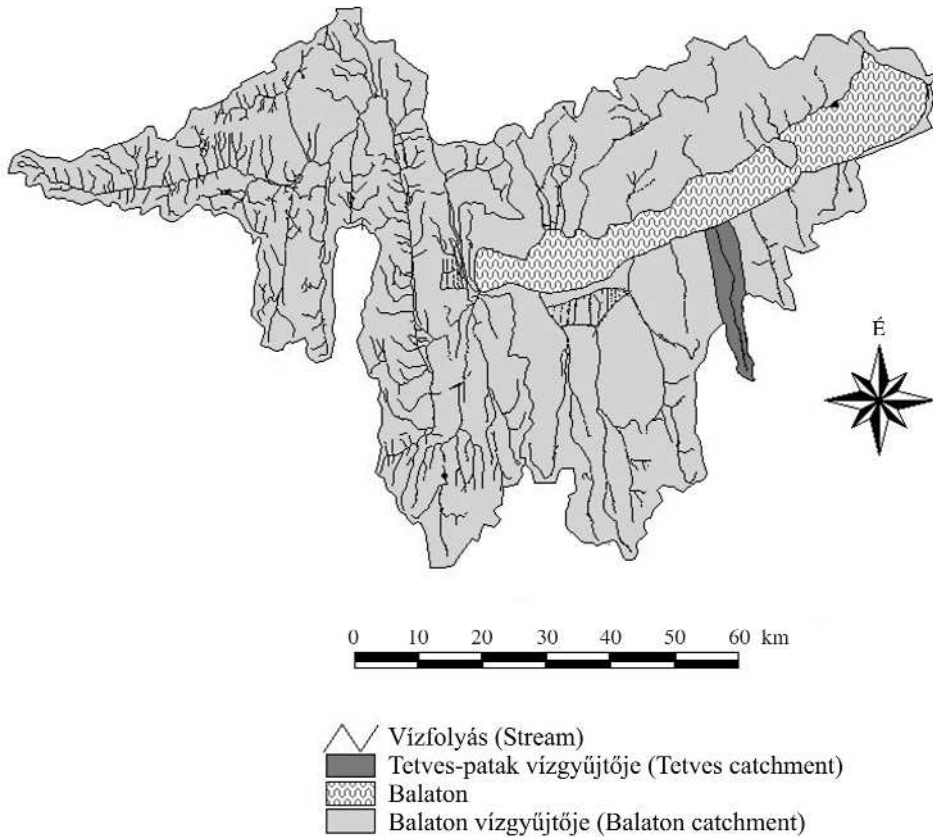
Tájökológiai vizsgálatok alapvető feltétele az érintett terület alapos ismerete. Jelen tanulmány keretei között a Tetves-patak vízgyűjtőjét az ismertetett vizsgálatok elvégzéséhez fontos szempontok alapján, röviden mutatjuk be.

A vizsgált terület, a Tetves-patak mintegy 100 km<sup>2</sup> nagyságú vízgyűjtője a Balaton déli vízgyűjtőjének része (1. ábra). A patak völgy egyenes szerkezeti folytatása dél felé az Orci-patak völgye, együttes nevük Somogytúr-Orci-völgy, mely a Balaton déli partján található meridionális völgyek közül a legösszefüggőbb, legszebb formájában maradt meg. A két patak – Tetves- és Orci-patak – csatlakozásánál völgyi vízválasztó található. A terület legmagasabb pontja 302 m tszf., legalacsonyabb pedig 105 m tszf. A völgyet közrefogó dombhátak relatív magassága helyenként eléri a 150 m-t.

A vízgyűjtő földtani felépítésére lösz, homokos lösz, illetve futóhomok borítás jellemző. A Tetves patak vízgyűjtője mérsékelten meleg – mérsékelten nedves éghajlatú. Kivétel ez alól a Somogyi Parti Síkhoz tartozó északi rész, mely a mérsékelten száraz és a mérsékelten nedves típus határán terül el (MAROSI és SOMOGYI 1990). A terület éghajlatára a Balaton, mint nagy víztömeg természetesen hatással van, a környező területektől eltérő, egyedi mezoklímát eredményezve. A talajpusztulás szempontjából fontos szerepet játszó csapadék sokéves átlaga a vízgyűjtőn 650–700 mm körüli. A talajerózió szempontjából fontos tényező, hogy gyakoriak a nagy pusztítást végző felhőszakadások, jégesők.

A patak főmedrének hossza 25,1 km, a vízfolyások teljes hossza a vízgyűjtőn 76,6 km. A Tetves-patak vize táplálja a vízgyűjtő tóközeli részén elhelyezkedő irmapusztai





1. ábra A Balaton és a Tetves-patak vízgyűjtője (Készítette: Jakab Gergely)

Figure 1. The catchment of the Lake Balaton and the Tetves stream (Made by Gergely Jakab)

halastavakat, a vízlevezetés pedig a tavakból egy csatornán keresztül egyenesen a Balatonba történik.

A vízgyűjtő talajainak kialakulása természetesen részben a domborzati adottságokkal függ össze, a különböző típusok elhelyezkedése, mozaikossága tehát követi a domborzat alakulását. A leggyakoribbak a domboldalak alacsonyabb térszíneinek homokos löszén kialakult típusos barnaföld különböző változatai, vályog, homokos vályog fizikai féleséggel, melyek a terület 35–40%-át borítják. A dombhátak lösz alapkőzetén a terület 30–35%-ára jellemző vályog, agyagos vályog fizikai féleségű agyagbemosódásos barna erdőtalaj alakult ki, mely mára többé-kevésbé erodálódott. A talajpusztulás következményeképpen a domboldalak lejtőinek alsó szakaszán helyenként lejtőhordalék-talajok alakultak ki. A foltokban előforduló finom homokon rozsdabarna erdőtalaj képződött. A patak völgyben öntés réti talaj kíséri a vízfolyást. A torkolat környékét borító tőzeg bizonyítja, hogy ez a terület a Balaton egykori, lefűződött öble volt, melynek berkeit később lecsapolták.

A vízgyűjtő területének magasabban fekvő részeit, a dombhátaikat és -oldalakat eredetileg nagyrészt erdők, cseres-tölgyesek borították. Ma az erdővel fedett területek aránya mintegy 25% (1. táblázat), mely azonban már nem az eredeti társulásokat őrzi: az új telepítések elsősorban akácok, erdei fenyvesek. A Tetves-patak völgyében a mikrodomborzattól és a vízhatástól függően különböző gyeptársulások alkotják, alkották az eredeti növényzetet. Az 1992-ben védetté nyilvánított 226 hektáros látránypusztai ősgyep ennek maradványa. A Tetves-patak mentén felhalmozódott futóhomok növényzete is egyedülálló, ezen kívül Somogy megyében itt maradt meg a legnagyobb összefüggő láprét természetes formájában. Az eredetileg gyeppal borított területek nagy részét – kedvező domborzati adottságaik miatt – művelés alá vonták, szükség esetén drénezéssel víztelenítve. Ezeken a területeken jellemző az intenzív művelés, a legeltetés azonban nem számottevő. A továbbra is, esetleg újra gyeppal művelési ágú területeken általában az eredeti társulás szerkezetétől eltérő, zavarást tükröző fajösszetételt találunk.

1. táblázat A különböző földhasználati ágak százalékos megoszlása a Tetves-patak vízgyűjtőjén (2002)

Table 1. Proportion of landuse types in the Tetves catchment (2002)

<i>Földhasználati kategória (Landuse type)</i>	<i>%</i>
Erdő (Forest)	25,2
Rét, legelő (Meadow, pasture)	10,2
Szántó (Arable)	33,5
Kert (Garden)	5,4
Szőlő, gyümölcsös (Vineyard, orchard)	12,7
Beépített terület (Built up area)	4,2
Halastó (Fish pond)	4,0
Nádas (Reed)	3,8

A Tetves-patak vízgyűjtője tájtipológiai vizsgálata során elsőként a vizsgált terület tájtipusait határoztuk meg PÉCSI et al. (1972) „Magyarország tájtipusai” című tanulmányának beosztása alapján.

MAROSI és SZILÁRD 1975-ben elkészítette a „Balaton menti tájtipusok ökológiai jellemzése és értékelése”, majd 1979-ben a „Somogyi tájtipusok jellemzése és értékelése” című munkákat, melyek az általunk vizsgált Tetves-patak vízgyűjtőjét részletesebben vizsgálják. Az utóbbi tanulmány beosztása szerint szintén besoroltuk a terület tájtipusait.

A területet feldolgozó PÉCSI et al. (1972), MAROSI és SZILÁRD (1979) munkáit, valamint az élőhelyekre vonatkozó legújabb irodalmat (FEKETE et al. 1997), a vízgyűjtő talajterképét, domborzatmodelljét, földhasználat-terképét, talajeróziós térképét alapul véve, majd az irodalmi és térképi adatokat terepi bejárásokkal kiegészítve, pontosítva tájökológiai és tájtipológiai térképezést végeztünk. Az ismertett adottságok alapján a mintaterületen tájsejteket határoztunk meg, majd ezek figyelembevételével tájtipusokat különítettünk el. A tájtipusok meghatározásakor elsősorban a természeti adottságokat, másodsorban az előbbiekre természetes állapotban beletartozó növényborítottságot, emberi behatásra pedig a megváltozott, de az előbbiektől szintén elválaszthatatlan földhasználatot tekintettük alapvetőnek. A különböző, tájalkotó szereppel bíró tényezők közül a tájtipusok elhatárolásában az egyik legnagyobb szerepet a domborzat játssza, hiszen az

éghajlattal együtt ez határozza meg a többi tényező térbeli változását is (MAROSI 1980). Emellett a genetikai talajtípusoknak is fontos szerepük van a tájtipusok elhatárolásában. Ezt indokolja az a tény is, hogy a különböző talajtípusok határa egyéb – ily módon könnyebben megfogható –, elsősorban nedvességbeli különbségeket is jelez. Ezek a különbségek pedig természetesen a tájtipusok elhatárolásakor meghatározó tényezőkkel (pl. mikroklimatikus viszonyok) egybeeshetnek, illetve azokban közrejátszhatnak.

## Eredmények és megvitatásuk

### A Tetves-patak vízgyűjtőjének tájtipusai

PÉCSI et al. (1972) Magyarország egészére vonatkozó, nagyléptékű tájtipus-beosztásában hazánk területe négy fő tájtipushoz tartozik, melyeket altípusokra, azokat pedig tájökológiai csoportokra osztják a szerzők. A Tetves vízgyűjtőn két fő tájtipus, illetve ezek alább részletezett altípusai és tájökológiai csoportjai találhatóak az említett beosztás alapján:

- I. A keskeny, Balaton-menti parti sáv (amely Magyarország tájbeosztási rendszerében a Somogyi Parti Sík kistájhoz tartozik):
  - Kontinentális erdős-sztyep síkság, uralkodóan mezőgazdasági tájtipus
    - Azonális alacsony árterek liget-és láperdő-maradványokkal
    - Lápos, tőzezes, réti talajú típus
- II. A terület túlnyomó része a Somogyi-dombság részét képezi (amely Magyarország tájbeosztási rendszerében a Nyugat-Külső-Somogy kistájhoz tartozik).  
Tájtipusai:
  - Dombsági, uralkodóan agrár, lokálisan ipari tájtipusok
    - Eróziós-deráziós dombságok és hegységi előterek
      - Szubatlantikus dombságok kevert erdőmaradványokkal
      - Csernozjom barna erdőtalajú típus
      - Barnaföldes típus
      - Agyagbemosódásos erdőtalajú típus

MAROSI és SZILÁRD (1979) a somogyi tájtipusokat rendszerező beosztása szerint a Tetves-patak vízgyűjtőjén az alábbi tájtipusok különíthetők el:

1. Azonális, ártéri növényzetű, öntés- és réti talajú, magas talajvízállású ártéri síkok.
2. Szubatlanti és kontinentális hatás alatt álló, erősen hullámos, löszös síksági ökopottyp-csoport (ökopottyp: a gazdálkodás természeti adottságai típusainak területi egysége (MAROSI és SZILÁRD 1963), kultúrmezőség.
3. Szubatlanti, illetve mérsékelten kontinentális hatás alatt álló, gyertyános-tölgyes, részben bükkös, zömében agyagbemosódásos barna erdőtalajú, részben mezőgazdasági hasznosítású, közepesen tagolt löszös dombsági ökopottyp-csoport:
  - a. szubmediterrán hatást is tükröző, közepesen tagolt dombsági ökopottyp,
  - b. erősen tagolt, magasra kiemelt dombsági ökopottyp.

A mintaterületen általunk meghatározott tájsejtek figyelembevételével az alábbi tájtipusokat különítettük el, amelyeket az 2. ábrán mutatunk be:

- I. Síksági tájtipusok (a Balatonparti síknak a területre eső része, valamint a völgyek legalacsonyabban fekvő, sík részei):
  1. erős vízhatású, eredeti ártéri növényzettel (nádas, láprét) borított síkság (*Elymus repens*, *Agrostis stolonifera*, *Alopecurus pratensis*, *Glyceria maxima*, *Phragmites australis*, *Rumex sp.* *Typha angustifolia*),
  2. rét-legelő hasznosítású, réti talajjal borított alluviális völgsík,
  3. szántó hasznosítású, réti talajjal borított alluviális völgsík,
  4. erdővel borított, réti talajú alluviális völgsík,
  5. szőlő, gyümölcsös hasznosítású, réti talajjal borított alluviális völgsík,
  6. szőlő, gyümölcsös hasznosítású, rozsdabarna erdőtalajjal borított alluviális völgsík.
  
- II. Dombsági tájtipusok (a vízgyűjtő nagy része, a Külső-Somogyi dombsághoz tartozó Gamási-, illetve Karádi-hát):
  1. erdővel borított, barna erdőtalajú, dombsági terület,
  2. erdővel borított, erodált barna erdőtalajú dombsági terület,
  3. szántóval borított, barna erdőtalajú, domblábi terület,
  4. szántóföldi hasznosítású, erodált barna erdőtalajú dombsági terület,
  5. szőlő, gyümölcsös hasznosítású, erodált barna erdőtalajú dombsági terület,
  6. szőlő, gyümölcsös hasznosítású, barna erdőtalajú dombsági terület.

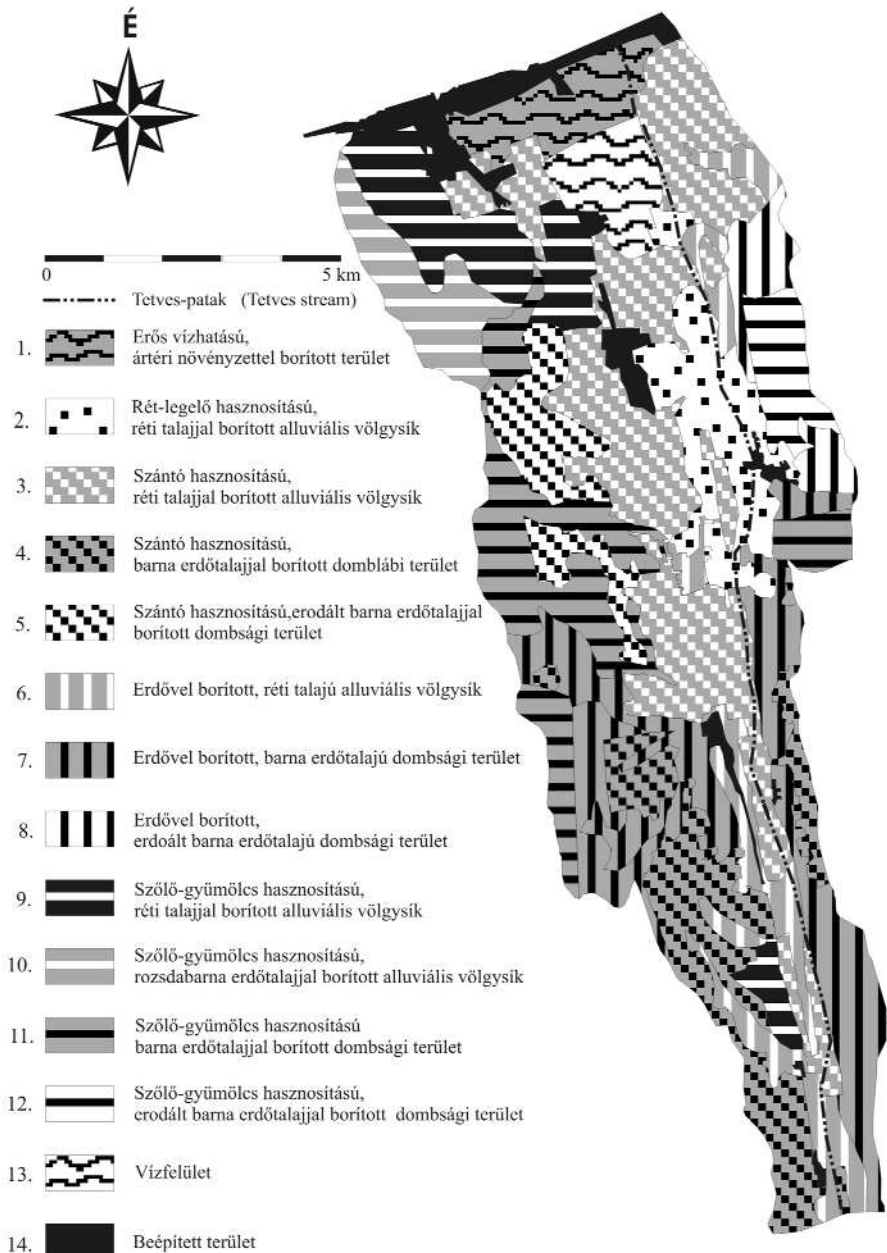
A tájtipusok megnevezésekor azért használjuk az általános „dombsági terület” megnevezést, mert dombhákatat, völgyoldali lejtőket, kisebb völgyeket egyaránt magába foglaló területeket értünk rajta.

Az elkészült tájtipus-térkép (2. ábra) a vizsgálataink idején érvényes állapotot tükrözi, ám a helyzet, elsősorban a földhasználat megváltoztatásával, állandóan változhat, hiszen a növényborítás megváltozása döntő beavatkozás a tájtipus életébe. Ezt tükrözi az is, hogy a magyarországi tájtipus-beosztásban a tájtipusok megnevezésében mindig szerepel a növényborítás, földhasználat is. A változások nyomán követésével azonban a térkép egyszerűen frissíthető. Az ily módon naprakészen tartott térkép, melynek segítségével figyelemmel követhető az egyes tájtipusok arányának változása, a tájtervezés hasznos eszközévé válhat.

### **Élőhelyek a Tetves-patak vízgyűjtőjén**

Az élőhelyek vizsgálata és értékelése mindenképpen része kell, hogy legyen egy táj vizsgálatának, elengedhetetlen annak megismeréséhez. Az alábbi értékelés egyfajta bio-ökológiai elemzésnek is tekinthető, szemben az előző alfejezet tájökölógiai és tájtipológiai szempontú földolgozásával.

Amint arra már korábban is utaltunk, a vízgyűjtő MAROSI ÉS SOMOGYI (1990) beosztása szerint két kistáj területére esik, így területét azok határa mentén két részre osztva vizsgáltuk az Általános Nemzeti Élőhely Osztályozási Rendszer (Á-NÉR) besorolása alapján (FEKETE et al. 1997). Ez a rendszer a 20 élőhelycsoportot és azokon belül az élőhelyeket három fő kategóriába osztja. Ezek a következők: természetközeli élőhelyek;



1. Area under the permanent influence of water with original riparian vegetation; 2. Alluvial plain (valley bottom) with fluvisol, meadow or pasture; 3. Alluvial plain (valley bottom) with fluvisol, arable land; 4. Footslope with cambisol, arable land; 5. Hilly area with eroded cambisol, arable land; 6. Alluvial plain (valley bottom) with fluvisol, forest; 7. Hilly area with cambisol, forest; 8. Hilly area with eroded cambisol, forest; 9. Alluvial plain (valley bottom) with fluvisol, vineyard or orchard; 10. Alluvial plain (valley bottom) with arenosol, vineyard or orchard; 11. Hilly area with cambisol, vineyard or orchard; 12. Hilly area with eroded cambisol, vineyard or orchard; 13. Fish ponds; 14. Built up area.

2. ábra A Tetves-patak vízgyűjtőjének tájtipusai  
Figure 2. Landscape types of the Tetves catchment

természetközeli bolygatott és gyomos élőhelyek; valamint erdő-, mezőgazdasági és egyéb élőhelyek. Ökológiai szempontból egy adott területet jól jellemez annak mozaikossága, a mozaikokat alkotó élőhelyek sokfélesége, azok természetes, illetve mesterséges volta, valamint ezek egymáshoz viszonyított aránya. Ezért az alábbiakban a vízgyűjtőt elsősorban az élőhelyek természetessége szempontjából vizsgáljuk.

A terület északi, Balaton-parti sávja, valamint a másik kistájba (Nyugat-Külső-Somogy területébe) ékszerűen benyúló Tetves-patak torkolatvidéke a Somogyi Parti Sík kistájhoz tartozik. A vízgyűjtőnek körülbelül egynegyedét kitevő területen az Á-NÉR szerinti beosztás 9 élőhelyét különböztettünk meg. Az élőhelyek meghatározását terepbejárás alapján, illetve az ugyancsak terepbejárások során pontosított földhasználati térkép figyelembevételével végeztük el. A fent említett három fő kategória megoszlási aránya a következő:

- Természetközeli élőhelyek: 2
- Természetközeli bolygatott és gyomos élőhelyek: 1
- Erdő-, mezőgazdasági és egyéb élőhelyek: 6

A vízgyűjtő mintegy háromnegyed része a Nyugat-Külső-Somogy kistájhoz tartozik.

Ezen a területen a 21 élőhely az alábbiak szerint oszlik meg:

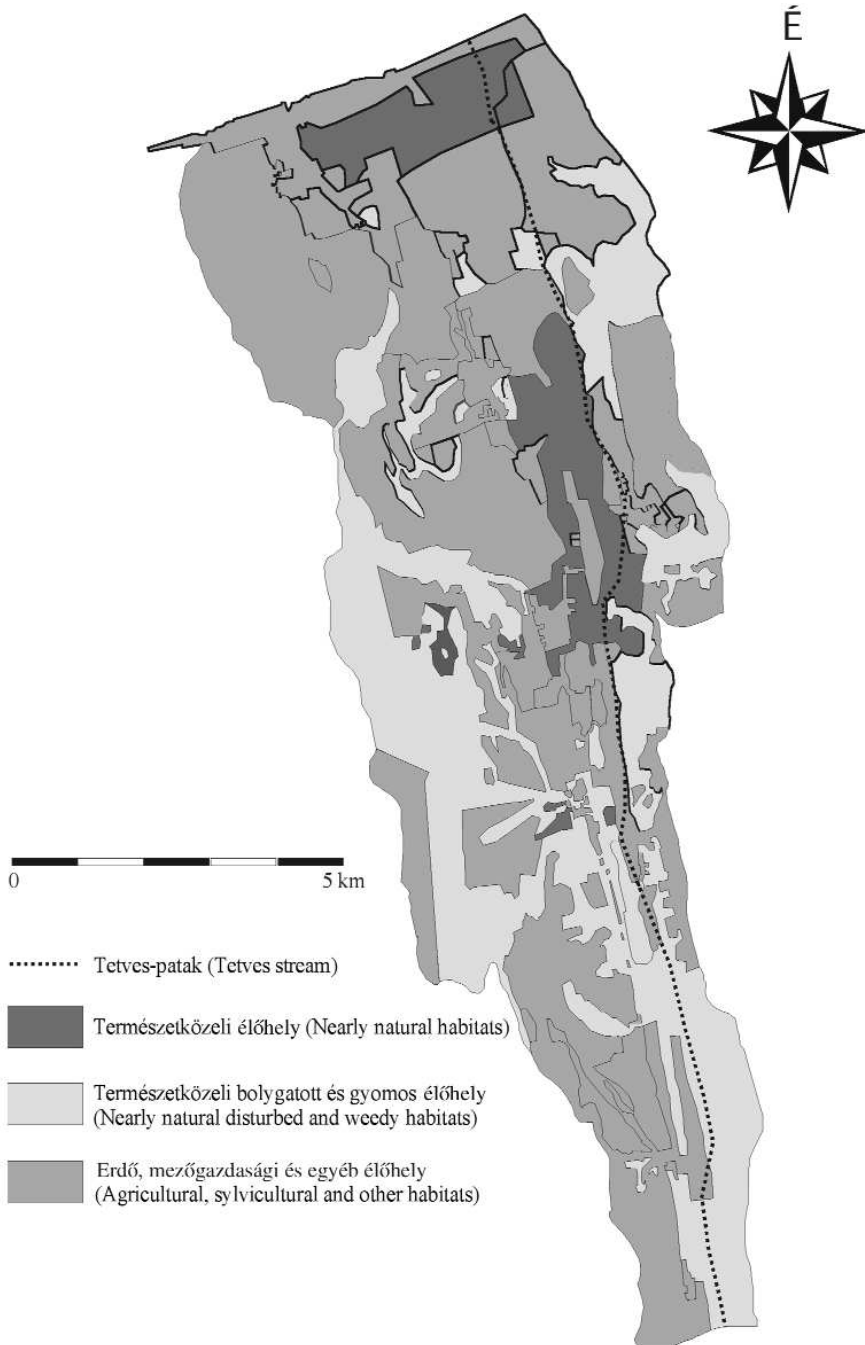
- Természetközeli élőhelyek: 5
- Természetközeli bolygatott és gyomos élőhelyek: 3
- Erdő-, mezőgazdasági és egyéb élőhelyek: 13

A terület élőhelytípusainak elhelyezkedését, területi eloszlását a 3. ábra mutatja.

Azt a tényt, hogy a Somogyi Parti Síkba eső északi területrészen jóval kisebb a különböző élőhelytípusok és a mozaikok száma, részben a méretbeli különbség indokolja (a déli, nyugat-külső-somogyi területrészt csaknem háromszorosa az északinak). Az eltéréshez a két rész közötti vízrajzi, domborzati adottságbeli különbségek is hozzájárulnak.

A partmenti sík jelentős része Balatonlelle település belterületére esik, mely az élőhelyek vizsgálatának szempontjából, a vizsgált terület méreteihez viszonyítva nagy-kiterjedésű, egységes foltként jelenik meg. Ezen kívül a terület egészéhez képest jelentős, összesen 337 hektárnyi területet foglalnak el az irmapusztai halastavak is, szintén nagyméretű, viszonylag homogén területet képezve. A tájtípus síksági jellege is oka a kisebb tagoltságnak. Az eredetileg mocsaras terület kevésbé kedvezett a művelésbe vonásnak, mint a jobb adottságú délebbi területek. Mivel természetes állapotában tagolatlan terület egy részének mezőgazdasági művelés alá vonása esetleg növelheti a mozaikosságot, itt az eredeti állapot meghagyása miatt is egységesebb a kép.

A déli terület dombsági típusú, így már domborzati jellegéből adódóan is nagyobb változatosságot mutat. A vízrajzi viszonyok csak növelik a változatosságot, hiszen a területet kettészeli a Tetves-patak. A patak völgy síkja, a domblábak, domboldalak és -tetők, a mellékvízfolyások völgyei mind eltérő életttereket biztosítanak. A változatosságot természetesen tovább növeli a különböző kitérttség. Az adottságok változatossága az eredeti élőhelyek sokszínűségét vonja tehát maga után. A művelésbe vont, emberi tevékenység nyomait viselő területek kevésbé érzékenyen ugyan, de szintén tükrözik az eredeti adottságok által meghatározott változatosságot, illetve egységességet, hiszen az eredeti, természetes élőhelyek, társulások kialakulását meghatározó domborzati, talajtani,



3. ábra A Tetves-patak vízgyűjtőjének élőhelytípusai  
Figure 3. Habitat types of the Tetves catchment

vízrajzi, mikroklimatikus adottságok meghatározzák a telepíthető növények körét, illetve a lehetséges művelési módokat is. Az adott terület mozaikosságát okozó természeti adottságoknak minél nagyobb fokú figyelembevétele a fenntartható mezőgazdálkodás alapja is, hiszen a domborzati, vízrajzi és talajadottságokhoz való alkalmazkodással csökkenthető a beavatkozással okozott károk nagysága.

Az élőhelyek típusonkénti számának fõnt leírt megoszlása mezőgazdasági táj képét mutatja. A fõnti elemzés elvégzése után feltétlenül vizsgálni kell a természetközeli, a természetközeli bolygatott, illetve az erdõ- és mezőgazdasági élőhelyek területeinek egymáshoz viszonyított arányát is. A földhasználati ágak százalékos megoszlását mutató 1. táblázat is megerõsíti, hogy mezőgazdasági tájról beszélünk. Az erdõk átlagosnál magasabb aránya (25,2%) mindenképpen kedvezõ, mivel azonban túlnyomó részük telepített, erdõgazdasági jellegû, illetve bolygatott, tájidegen fajokkal elegyes származékú, jelen elemzésben ezek a nem természetközeli élőhelyek arányát növelik.

A természetközeli élőhelyek között fõltétlenül megemlíthendõ a védett látránypusztai láprét. A mindig lelelõként vagy kaszálõként hasznosított területen az eredeti növényzet megmaradása biztosított, ennek köszönhetõen számos ritka, köztük több védett növény- és állatfaj alkot stabil populációt a területen. Néhány ezek közül: fekete kökõrcsin (*Pulsatilla pratensis* subsp. *nigricans*), selymes boglárka (*Ranunculus illyricus*), fehér májvirág (*Parnassia palustris*), mocsári nõszõfû (*Epipactis palustris*), agárkosbor (*Orchis morio*), vitéz kosbor (*Orchis militaris*), mocsári kosbor (*Orchis laxiflora*), hússzínû ujjaskosbor (*Dactylorhiza incarnata*), széleslevelû gyapjúsás (*Eriophorum latifolium*), keskenylevelû gyapjúsás (*Eriophorum angustifolium*), zöld gyík (*Lacerta viridis*), fûrge gyík (*Lacerta agilis*), vízisikló (*Natrix natrix*) mocsári teknõs (*Emys orbicularis*), gyurgyalag (*Merops apiaster*), berki tücsõkmadár (*Locustella fluviatilis*), karvalyposzáta (*Sylvia nisoria*), tõvisszûró gébics (*Lanius collurio*), menyét (*Mustela nivalis*), mezei cickány (*Crocidura leucodon*), sünn (*Erinaceus concolor*), ürge (*Citellus citellus*).

Az irmapusztai halastavak, annak ellenére, hogy az erdõ-, mezőgazdasági és egyéb élőhelyek kategóriába tartoznak, a vízimadaraknak nyújtott fészkelõ- és táplálkozóhelyek meglete miatt jelentõs természetvédelmi értékkel bírnak. E mellett kételtûiek és hullõk, valamint hínárok és mocsári növények, pl. vízi harmatkása (*Glyceria maxima*), nád (*Phragmites australis*), apró békalencse (*Lemna minor*), keskenylevelû gyékény (*Typha angustifolia*), bodnározó gyékény (*Typha latifolia*) is megfelelõ élőhelyet találnak itt.

Az erdõ-, mezőgazdasági és egyéb élőhelyek túlsúlya ellenére a Tetves-patak vízgyûjtõje, mint változatos táj, komoly ökológiai értéket képvisel, és ezáltal a terület egyik legfontosabb természeti erõforrását jelenti.

### Következtetés

A tanulmányban bemutatott, alapnak tekinthetõ tájtípus-térképet a természetvédelmi értéket is jelzõ élőhelytérképpel együtt használva teljesebb képet nyerhetünk a területrõl. Meghatározott feladatok esetén az adott probléma által megkívánt szempontok



szerint részletesebb vizsgálatok végezhetőek és ezek alapján a térképek tartalma bővíthető. E szempontok bevonása a tájtipusok elkülönítésébe az adott esetben hasznos kiegészítő adatokkal szolgálhat. Példa lehet erre ipartelepítés, utak nyomvonalának meghatározása vagy éppen új termőterületek kijelölése, amikor rendkívül fontos a talajok környezeti hatásokkal szembeni pufferképességének ismerete, melyre vonatkozóan a talajtulajdonságok részletesebb vizsgálatából nyerhetünk képet. A bemutatott módon készülő térképek, rendszeresen frissítve és szükség szerint bővítve, hasznos eszközök lehetnek a fenntarthatóságra törekvő tájtervezők, földhasználat-tervezők kezében. Ahhoz tehát, hogy a fenntartható földhasználat elvét a tájtervezésben érvényesítsük, hasznos, sőt szükséges volna elsősorban a komoly beavatkozás, területhasználat-változtatás előtt álló vagy arra szoruló, sérülékeny területek tájtipusai és élőhelyei itt bemutatotthoz hasonló vizsgálatának elvégzése.

### Irodalom

- BASTIAN O. 1996: Biotope mapping and evaluation as a base of nature conservation and landscape planning. *Ökologia (Bratislava)* 15: 5–17.
- BASTIAN O., KRONERT R., LIPSKY Z. 2006: Landscape diagnosis on different space and time scales – a challenge for landscape planning. *Landscape Ecology* 21: 359–374.
- BÁDONYI K. 2006: A hagyományos és a kémelő talajművelés hatása a talajerózióra és az élővilágra. *Tájökológiai Lapok* 4: 1–16.
- CENTERI Cs., CSÁSZÁR A. 2005: A felszínborítás, a lejtőszakasz és a foszfor kapcsolata. *Tájökológiai Lapok* 3: 119–131.
- CENTERI Cs., PATAKI R. 2005: Soil erodibility measurements on the slopes of the Tihany Peninsula, Hungary. In: A. Faz Cano, R. Ortiz Silla, A. R. Mermut (eds): *Advances in GeoEcology* 36: 149–154.
- DATE MEZŐGAZDASÁGI VÍZ- ÉS KÖRNYEZETGAZDÁLKODÁSI KAR 1998: Talajerózió megjelenési formái a Balaton vízgyűjtőn. Tanulmány. Szarvas.
- EVELPIDOU N. 2006: Using Fuzzy logic to map soil erosion. A case study from the island of Paros. *Tájökológiai Lapok* 4: 103–114.
- FEKETE G., MOLNÁR Zs., HORVÁTH F. 1997: Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer II. A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- JAKAB G. 2006: A vonalas erózió megjelenési formái és mérési lehetőségei. *Tájökológiai Lapok* 4: 17–34.
- JAKAB G., SZALAI Z. 2005: Barnaföld erózióérzékenységének vizsgálata esztétetéssel a Tetves-patak vízgyűjtőjén. *Tájökológiai Lapok* 3: 177–189.
- KERTÉSZ Á. 2003: *Tájökológia*. Holnap Kiadó, Budapest
- KERTÉSZ, Á., CENTERI, Cs. 2006: Hungary. In: BOARDMAN, J., POESEN, J. (eds): *Soil erosion in Europe*. John Wiley & Sons, Ltd, London, p. 139–153.
- MAROSI S. 1980: Tájutatói irányzatok, tájértékelés, tájtipológiai eredmények. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest.
- MAROSI S., SOMOGYI S. (szerk.) 1990: Magyarország kistájainak katasztere II. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest.
- MAROSI S., SZILÁRD J. 1963: A természeti földrajzi tájértékelés elvi-módszertani kérdéseiről. *Földrajzi Értesítő* 12: 393–417.
- MAROSI S., SZILÁRD J. 1975: Balaton menti tájtipusok ökológiai jellemzése és értékelése. *Földrajzi Értesítő* 24: 439–477.
- MAROSI S., SZILÁRD J. 1979: Somogyi tájtipusok jellemzése és értékelése. *Földrajzi Értesítő* 28: 51–85.
- MOSIMANN, T. 2001: Funktional begründete Leitbilder für die Landschaftsentwicklung. *Geographische Rundschau* 53: 4–10.
- PÉCSI M., SOMOGYI S., JAKUCS P. 1972: Magyarország tájtipusai. *Földrajzi Értesítő* 21: 5–12.
- SISÁK I., MÁTÉ F. 1993: A foszfor mozgása a Balaton vízgyűjtőjében. *Agrokémia és Talajtan* 42: 257–269.

LANDSCAPE ECOLOGICAL AND LANDSCAPE TYPOLOGICAL INVESTIGATIONS  
ON THE TETVES CATCHMENT

A. TÓTH, Z. SZALAI

Hungarian Academy of Sciences Geographical Research Institute  
H-1112 Budapest, Budaörsi út 45., e-mail: Tot8371@helka.iif.hu

**Keywords:** landscape ecology, landscape typology, habitats, landscape architecture, sustainable land use, small catchment

As the importance of nature and environmental protection has become an important issue recently, the question of natural resources came into limelight as well. The fundamental interests of nature and environmental protection are not obvious for everyone, although the protection of natural resources is strongly connected with serious economical interests. The regulations of the protection and of sustainable use of soil, water and mineral resources are permanent problems, caused by conflicts with economic interests and with efforts to make quick profit or by simple negligence. To save these values it is essential to know the area very well and for land use and landscape planning the exact knowledge of natural resources is of primary importance. Most precious natural resources of Hungary are the soil and, because of its turistical attraction, the landscape itself. The situation is the same in case of the study area, the catchment of the Tetves stream: the main incomes of population are agriculture and tourism, the latter mainly because of the touristic attraction of the Lake Balaton. The methods of physical geography and its synthetizing attitude are highly suitable for a complex investigation of the environment and for the protection of natural resources. The landscape in its entity and the protection of its values can not be investigated successfully without applying the methods of physical geography and landscape ecology. As a consequence of this, landscape protection, nature protection, landscape planning and land use planning have to supported also by physico-geographical and landscape ecological research.

Landscape types of the Tetves catchment are as follows:

I. Floodplain landscape types:

Floodplain under permanent influence of water, with original riparian vegetation; Alluvial plain (valley bottom) with fluvisol, meadow or pasture; Alluvial plain (valley bottom) with fluvisol, arable land; Alluvial plain (valley bottom) with fluvisol, forest; Alluvial plain (valley bottom) with fluvisol, vineyard or orchard; Alluvial plain (valley bottom) with arenosol, vineyard or orchard.

II. Hilly landscape types:

Hilly area with cambisol, forest; Hilly area with eroded cambisol, forest; Foothslope with cambisol, arable land; Hilly area with eroded cambisol, arable land; Hilly area with eroded cambisol, vineyard or orchard; Hilly area with cambisol, vineyard or orchard.

These categories were applied on the map of landscape types.

2. Habitats of the Tetves catchment were identified on the basis of the Universal National System for Habitat Classification. Habitats were classified according to their unaffectedness applying the following categories: nearly natural habitats; nearly natural disturbed and weedy habitats; and agricultural, sylvicultural and other habitats. On the northern part of the catchment, which belongs to the Somogy Shore Plain, the numbers of the habitats of the above mentioned categories are 2; 1; 6 respectively. In the southern part belonging to the Western Outer Somogy these numbers are 5; 3 and 13. We pointed out that in spite of the predominance of the agricultural, sylvicultural and other habitats, the Tetves catchment, being a diverse landscape, has considerable ecological value, and is therefore one of the main natural resources of the area.

Using the map of landscape types presented in this paper together with the habitat map showing the natural value of the area, our knowledge about the region will be more complete. Regularly updated maps applied for any particular problem can be effective tools for sustainable landscape architecture and land use planning.

## ADATOK A BÜKKI NAGYMEZŐI LÓLEGELŐ TALAJVISZONYAIHOZ ÉS A LÓLEGELÉS HATÁSÁRA BEKÖVETKEZETT VEGETÁCIÓVÁLTOZÁSOKHOZ

<sup>1</sup>GÖRCS NÓRA, <sup>1</sup>BENYOVSZKY BÉLA MIHÁLY, <sup>1</sup>BARCZI ATTILA,  
<sup>1</sup>VONA MÁRTON, <sup>2</sup>MALATINSZKY ÁKOS, <sup>1</sup>PENKSZA KÁROLY,

<sup>1</sup>Szent István Egyetem, Környezet és Tájgazdálkodási Intézet, Tájökológiai Tanszék

<sup>2</sup>Természetvédelmi Tanszék

2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1., e-mail: gorcsnori@vipmail.hu

**Kulcsszavak:** talajvizsgálat, legeltetés, agyagbemosódásos barna erdőtalaj, cönológia vizsgálat, zavarás

**Összefoglalás:** A Bükkii Nagymező legelőn talajvizsgálatokat végeztünk, az 1994, 2004 és 2005-ben folytatott cönológia vizsgálatokkal mintaterületein, a nyári szálláshelytől távolodva. A vizsgált mintaterületek talajtani felmérése alapján a terület eredeti, tipikus talaja az agyagbemosódásos barna erdőtalaj volt. A területet eredetileg erdő borította. A termőréteg-vastagságok a vizsgált szelvényekben igen nagy értékek között mozogtak (60–90 cm). Helyenként a barna rendzina talaj volt a jellemző, és kolluviumok is kialakultak. A nyári szállás közelében lévő feltalajból vett mintákban a magas volt a foszfor- és kálium-tartalom ( $P_2O_5$  229–321 ppm,  $K_2O$  317–537 ppm), amely az állatok túlzott koncentrált jelenlétét jelzi. Az elemfelhalmozások mellett az intenzív taposás hatásaként, a talajok a fellazított talajfelszín intenzívebb eróziója miatt sekélyekké váltak. A legeltetés során a túlzott legeltetés főleg ha túlzott taposással is társul, már a vizsgált 11 év alatt is a növényzet jelentős degradációjához vezetett. A legnagyobb degradáció a lovak nyári szállása közelében és különösen közvetlenül annak kapujánál lévő területen volt kimutatható. Itt a vegetáció teljesen átalakult ruderális növényzetté. A nyári szállástól távolabb lévő gyepekben fajszegényedés volt tapasztalható, emellett a kevésbé legeltetett területek fajkészletében jelentős változás nem volt megfigyelhető.

### Bevezetés

Legelőként sokszor azokat a területeket alkalmazzák, ahol nem szükséges újabb és újabb befektetéseket eszközölni, ahhoz, hogy az állatok igényeit biztosítsák. Ezek a területek az ősz, illetve természetes gyepek. Jelen dolgozatban is ősgyeppelel, a Bükkii Nemzeti Park területén található Nagymező legelővel foglalkozunk. A terület talajtani vizsgálatának adatait, valamint a legeltetés nyomán a vegetációban 1994-től 2005-ig végbement változásokat közöljük.

A Bükkii Nemzeti Park Nagymező természetvédelmi területe különleges klímája és felszíni adottságai teszik lehetővé a szilvászvárad lipicai ménestartását. A Bükk-fennsík természeti adottságai hasonlóak a lipicai ló kialakulási helyéhez, ezért telepítették ide a ménest az ötvenes évek elején.

A magyar középhegység több területén, hasonló klimatikai és talajviszonyok között is folynak vizsgálatok (CENTERI és CSÁSZÁR 2003, PENKSZA et al. 2003, BARCZI et al. 2003, MALATINSZKY 2004, POTTYONDY et al. 2006), amelyek a talajok tápanyag szolgáltatási képessége, a területhasználat közötti összefüggésekre, keresik a magyarázatot. Ezzel párhuzamosan folyó vizsgálatok alapján kiderült, hogy a terület növényzetborításának, használati típusának az eróziós viszonyok meghatározásában is nagy szerepe van (BÁDONYI 2006, CENTERI 2002a, 2002b, 2002c, CENTERI és PATAKI 2005).

A XVIII.–XIX. században az erdőirtások következtében – melyek az üveghuták működéséhez szükséges faanyagot biztosították – az erdők aránya visszaszorult, helyüket változatos lágyszárú növénytakarások vették át. Az erdő felújulása egyrészt természetes okok (mikroklimatikus), másrészt antropogén hatások (kaszálás, legeltetés) miatt nem következett be. (ZÓLYOMI 1936, 1983, BACSÓ 1934, SUBA et al. 1982, VOJTKÓ 2001, 2002, VOJTKÓ és MARSCHALL 1991, VOJTKÓ és RÓZSA 1993). Így a Bükk-fennsík természeti adottságai hasonlóak a lipicai ló kialakulási helyéhez, ezért telepítették ide a ménest az ötvenes évek elején.

### Anyag és módszer

A talajtani vizsgálatok a cönológia felvételekkel párhuzamosan, a nyári szállástól távolodva, a taposásnak, legeltetésnek egyre kevésbé kitett mintanegyzetek lettek kijelölve. A talajtani vizsgálatok a cönológiai felvételekkel párhuzamosan lettek kijelölve, mintaszámok a cönológiai felvételek számaival egyeznek meg. A mintaterület csoportok a következők voltak (1–5., 6–8., 9–10, 11.):

- a nyári szállás közelében lévő, a naponta történő ki- és behajtás miatt erősen taposott, illetve legelt terület 0–25m-re (1–5. mintanegyzet),
- a nyári szállástól 50–100 m-re lévő, átlagosan legelt területek (6–8. mintanegyzet),
- a nyári szállástól 250–500 m-re lévő, szakaszosan legeltetett területek (9–10. mintanegyzet),
- a Nagymező bekerített természetvédelmi területén, ahol sem legeltetés, sem taposás nem hat a természetes vegetációra, is készültek felvételek (11. mintanegyzet/ 500–600 m).

Minden területen vizsgáltuk a talajokat Pürchauer-féle szűrőbotos mintavételezővel 1 m mélységig. Ezen minták alapján lehet jellemezni az egyes mintavételi zónák talajait, szintjeit, talajtípusát. Az egyes cönológia felvételi pontokból vett talajminták laboratóriumi eredményeit közöljük. A vett talajminták laboratóriumi elemzése az érvényben lévő szabványok alapján zajlott (BUZÁS 1988, 1993). Olyan talajtulajdonságokat vizsgáltunk, amelyek összefüggést mutathatnak a rajtuk talált növényzettel. Ennek alapján választottuk a pH (H<sub>2</sub>O, KCl); CaCO<sub>3</sub>; Al-foszfor ppm; Al-kálium ppm; humusz Tyurin-módszerrel %, a nitrogénellátottság – amelyet a humusztartalom alapján becsültünk meg –, illetve a higroszkóposság (hy<sub>1</sub>) alapján becsült fizikai talajféleség vizsgálatokat. A talajtípusokat STEFANOVITS (1992) és SZODFRIDT (1993) útmutatásai szerint állapítottuk meg.

A cönológiai felmérés 5×5 méteres mintaterületeken folytak BRAUN-BLANQUET (1964) módszere szerint, a fajok borítási értékei %-ban voltak megadva. A Borhidi-féle relatív ökológiai mutatók (BORHIDI 1995) közül a NB nitrogén-igény értékszámok alapján is értékeljük a területeket. A terület vegetációjának vizsgálatát 3 időpontban 1994, 2004, 2005-ben nyári időszakban végeztük. A fajok elnevezése SIMON (2000) nomenklaturáját követik. Az adott területek mintanegyzetei alapján a vegetáció degradáció fokát is kiszámítottuk következő képlet alapján (PAPP 1991).

A mintanegyzetek multivariációs elemzését SYN-TAX program (PODANI 1997) segítségével végeztük el. Ennek során hierarchikus (főkoordináta-analízis) módszert, a fajok borítási értékét is figyelembe vevő függvényt (Bray-Curtis) alkalmaztunk. Az 1. ábrán a cönológia felvételek sorszáma a következőket jelenti: a nyári szállástól 0–25 méterre: 1994-es felvétel: 1, 3, 5, 7, 9; 2004-es felvétel: 2, 4, 6, 8, 10; a nyári szállástól 50–100 méterre: 1994-ben: 11, 13, 15; 2004-ben: 12, 14, 16; 250–500 méterre: 1994-ben: 17, 19; 2004-ben: 18, 20; a bekerített részen, 500–600 méterre a nyári szállástól: 1994-ben: 21; 2004-ben: 22.

## Eredmények és megvitatásuk

### Talajtani eredmények

A nyári szállás közelében található vizsgálati terület jellemző talajtípusa a Ramann-féle barna erdőtalaj és agyagbemosódásos barna erdőtalaj. A karámban található egyes-kettes vizsgált területek jellemző talajtípusa a Ramann-féle barna erdőtalajok közé tartoznak. A feltalajból vett minták foszfor- és kálium-tartalma kiugróan magasak ( $P_2O_5$  321 ppm–229 ppm,  $K_2O$  537 ppm–317 ppm) (1. táblázat). Ennek magyarázata az állatok ürítési szokásaiban is keresendő, hiszen az állatok koncentráltabban keresik fel a területet, ezzel gazdagítva a talajok tápanyagtartalmát. A helyszínen felvételezett talajok sekély, mindössze 50 cm-es termőréteggel jellemezhetőek.

#### 1. táblázat A talajparaméterek

(A-B-E a talajszinteket jelentik, a sorszáмок a cönológiai felvételek sorszámaival egyezik meg, KA: Arany-féle kötöttségi érték)

Table 1. Soil parameters (A-B-E refer to soil layers, numbers refer to coenological relevés, KA: sticky point according to Arany for determining texture)

Minta-negyzetek	1/A	1/B	2/A	6/A	6/E	6/B
talajtípus	Ramann-féle barna erdőtalaj	Barna rendzina	Agyagbemosódásos barna erdőtalaj			
pH H <sub>2</sub> O	6,6	6,7	6,5	5,6	5,4	5,8
pH KCl	6,0	6,2	6,0	4,9	4,3	4,1
humusz %	11,85	4,67	13,74	11,55	3,18	2,91
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	321,20	14,76	229,80	13,60	9,00	10,92
K <sub>2</sub> O	537,15	143,39	317,80	297,84	51,33	79,42
N	igen jó	igen jó	igen jó	igen jó	igen jó	megfelelő
KA	49	50	57	39	>60	55
hy1	4,02	3,90	5,62	3,27	8,80	2,91
fizikai féleség	agyagos-vályog	agyagos-vályog	agyag	vályog	agyag	vályogos-agyag

<i>Mintanégyszetek</i>	7/A	7/E	7/B	8/A
<i>talajtípus</i>		<i>Agyagbemosódásos barna erdőtalaj</i>		<i>Barna rendzina</i>
pH H <sub>2</sub> O	5,3	5,4	6,2	5,7
pH KCl	4,6	4,0	5,2	5,0
humusz %	10,14	4,31	1,97	17,10
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	139,40	18,68	11,56	96,60
K <sub>2</sub> O	288,01	54,27	69,66	280,70
N	igen jó	igen jó	megfelelő	igen jó
KA	53	36	42	58
hy1	4,27	1,89	2,67	5,71
fizikai féleség	agyagos vályog	homokos vályog	vályog	agyag

<i>Mintanégyszetek</i>	9/A	9/E	9/B	10/A	11/A
<i>talajtípus</i>		<i>Agyagbemosódásos barna erdőtalaj</i>		<i>Barna rendzina</i>	<i>Barna rendzina</i>
pH H <sub>2</sub> O	5,1	4,9	5,8	4,9	4,9
pH KCl	4,1	4,0	3,9	4,1	4,1
humusz %	12,46	6,47	4,21	13,31	14,56
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	113,00	2,72	14,76	7,60	103,20
K <sub>2</sub> O	222,06	86,15	89,57	256,75	242,69
N	igen jó	igen jó	igen jó	igen jó	igen jó
KA	48	40	42	52	54
hy1	3,57	2,90	2,70	4,65	4,20
fizikai féleség	agyagos vályog	vályog	vályog	agyagos- vályog	agyagos vályog

A 6–7. számú mintavételi terület agyagbemosódásos barna erdőtalajokkal jellemezhetőek, a foszfor- és kálium-tartalom ezen talajtípus esetében átlagosnak tekinthető (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> 136 ppm-139 ppm, K<sub>2</sub>O 297 ppm-288 ppm). A termőréteg-vastagság igen heterogén (60–90 cm között változik), ez nagymértékben befolyásolhatja a talajok vízháztartásbeli viszonyait.

A 8. mintavételi terület sekély termőrétegű, mindössze 35 cm-es termőréteg vastagságú barna rendzina talaj. Alapkőzete mállott mészkő. Igen magas szervesanyag készlettel (17%), és a talajtípusra jellemző jó tápanyag-ellátottsággal (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> 96 ppm, K<sub>2</sub>O 280 ppm) bír, az alacsony foszfor értékek a terület bolygatatlanságára utalnak. Ugyanakkor a sekély termőréteg és a tömör alapkőzet jelentősen kihat a vízgazdálkodásra. A 9–10–11. számú mintavételi területek a töbrök alján találhatóak, az erodálódó talaj felhalmozódási zónájában. A vizsgált talajok B-szintjei keverték, a mészkő alapkőzet mélyen (100 cm alatt található), jellemző talajtípusa a kolluviumon kialakult agyagbemosódásos barna erdőtalaj. Kémhatása savanyú (pH 4,9), az igen szegény (7,6 ppm) foszforellátottságuk alapján feltételezhető, hogy az áthalmazott kolluvium a környező talajok B szintjéből származhat. Kivételt képez a kerítésen belüli 11. mintaterület, ahol a tápanyag-ellátottság kedvezőbbnek tekinthető, valószínűleg a kisebb mértékű erózió, valamint a zavartalanabb, kevésbé bolygatott talajképződés miatt.

## Botanikai vizsgálatok eredményei

A 1994-ben, 2004-ben és 2005-ben készített cönológiai felvételek alapján számos faj borítási értéke jelentős eltérést mutat, sőt jelentek meg új taxonok és csökkent bizonyos növények borítása, illetve egyes fajok el is tűntek. A nyári szállás körül, már 1994-ben számos gyom jellegű faj volt az uralkodó. Nagy mennyiségben fordult elő a *Polygonum aviculare* vagy a *Plantago major* is, emellett számos pázsitfű (*Festuca rubra*, *Agrostis capillaris*, *Dactylis glomerata*) is szerepelt a felvételekben. A terület már 1994-ben is inkább átalakított, ruderális térszín volt, de az eltelt 11 év alatt a helyzet tovább romlott. A 2004-es mintanegyzetek alapján a nyári szállás környékén a vegetáció túllegettetés és taposás során teljesen antropogén, degradált területté alakult át. A gyepek még fajszegényebbeknek mutatkozik, a *Festuca rubra*, az *Agrostis capillaris* és a *Dactylis glomerata* mennyisége is nagyon lecsökkent a mintaterületen, azonban 2005-ben ezeknek a fajoknak a száma újra megnőtt. A 2004-2005-ös évekre a *Polygonum aviculare* és a *Plantago major* gyomok a zavarástűrők közül pedig a *Trifolium repens* borítása nőtt meg. A pázsitfűvek közül a *Lolium perenne* lett az uralkodó. A nyári szállástól távolabb lévő gyepek fajösszetétele nem változott meg jelentősen, de az elmúlt 11 év alatt nagyobb területet hódított meg a *Taraxacum officinale*, a *Lolium perenne* és a *Trifolium repens* is. A vizsgálatok alapján elmondható, hogy a kevésbé legelt területek botanikai szempontból is megfelelőek, jó állapotúak, de ennek ellenére több védett faj állománya meggyérült, eltűnt pl. a *Prunella grandiflora* és az *Iris sibirica*. A bekerített területen is, ahol kaszálás folyik, a mintanegyzetek növényzete a természeteshez közeli állapotot jelez, bár az eltelt évek alatt fajszegényedést tapasztaltunk.

Az összterület vonatkozó degradáltsági érték erőteljesen nőtt. 1994-ben a degradáció foka 1,05 volt, 2004-ben 1,8-re, 2005-re már 2,3-re növekedett. A kvadrátonkénti értékeket a 2. táblázat tartalmazza. A nyári szállás melletti felvételek kiemelkedően nagy értékei a leromlásra utalnak (2. táblázat).

2. táblázat A degradáció foka kvadrátonként  
Table 2. Rate of degradation in the quadrates

Kvadrátok	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Degradáció foka	9,2	17,89	19,43	6,92	31,26	0,77	0,9	1,54	0,4	0,53	0,97

A fajok relatív nitrogén ellátottság mutató értékszámainak alakulását a melléklet 3. táblázat mutatja be. A NB értékszámához tartozó fajok aránya alapján szintén a nyári szállás melletti terület mutatkozott leginkább zavartnak. Ennek oka feltehetően a lovak trágyázásával függ össze. A töbrök környéki és a bekerített területek felvételeinek nitrogénigény szerinti megoszlása alapján nitrogénben szegényebb térszínnek, mint a többi csoport felvételé. A vizsgált 3 időszakban mutatkozó eltérések a nitrofil fajok irányába való eltolódást mutatja.

3. táblázat A relatív N igénykategóriák (NB 1–9.) szerinti %-os megoszlás az egyes kvadrátokban  
(a: 1994, b: 2004, c: 2005)

Table 3. Distribution in percentage in certain quadrates according to relative nitrogen claim categories  
(NB 1–9.) (a: 1994, b: 2004, c: 2005)

NB	1/a	1/b	1/c	2/a	2/b	2/c	3/a	3/b	3/c	4/a	4/b	4/c
1												
2	7,8		4,88	4,4	3,0	2,11	6,4		4,85	14,2	9,8	2,68
3				11,0			9,6			15,6	1,9	
4	7,8		3,66	24,2	4,6		19,3	1,3	1,94	32,5	1,9	3,57
5	24,0	55,3	24,39	23,0	33,3	8,42	17,9	32,8	9,71	13,6	13,6	12,50
6	7,8	20,3	12,20	8,8	16,6	27,37	29,0	39,5	20,39	15,6	31,3	32,14
7	52,5	24,2	40,24	28,6	41,5	58,95	17,6	26,0	60,19	7,8	41,1	47,32
8			14,63			3,16			2,91			1,79
9												

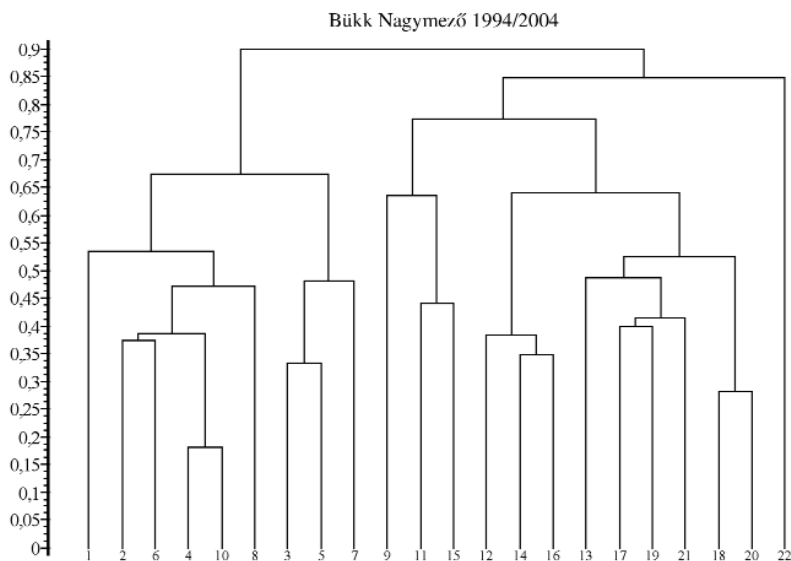
NB	5/a	5/b	5/c	6/a	6/b	6/c	7/a	7/b	7/c	8/a	8/b	8/c
1	8,6			15,1	8,0	3,21	2,6	1,0	6,45	3,9		2,17
2	20,1	6,5	5,10	22,5	14,4	16,03	28,5	36,3	25,81	32,4	28,0	19,57
3	43,4			39	8,0	19,87	26,0	3,0	14,84	35,2	21,5	32,61
4	16,1	3,9	3,06	3,7	32,0	32,05	14,3	45,5	30,97	7,9	21,3	13,04
5	5,8	34,1	10,20	7,5	20,8	15,38	19,6	2,0	13,55	8,0	15,1	10,87
6	7,5	19,7	23,47	3,7		3,85	6,5	3,2	5,16	5,3	10,8	8,70
7		35,4	54,08	3,8	3,2	9,62		5,3	3,23	5,5	10,8	13,04
8			2,04									
9			2,04									

NB	9/a	9/b	9/c	10/a	10/b	10/c	11/a	11/b	11/c
1	10,2	4,3	4,73	1,2	2,2	2,16	4,9		
2	25,8	44,0	27,81	27,6	28,2	21,58	25,5	10,4	20,90
3	21,8	15,4	18,34	21,6	15,1	18,71	29,6	36,7	22,39
4	16,8	31,0	26,04	20,4	43,8	33,09	18,3	15,7	35,82
5	17,8	13,6	13,61	22,8	9,9	12,23	13,3	37,0	17,91
6	7,6	0,8	4,14	6,0	4,4	9,35	7,3		
7		6,0	5,33		2,1	2,88			2,99
8									
9									

A cönológiai adatok klasszifikációs eredményeit mutatja az 1. ábra. A 1994-es felvételekben a nyári szállás melletti 5 felvétel egyértelműen, és jelentősen elkülönül a többi területtől (1–10), nagy különbözőségi szinten. A 2004-es felvételekben az 50–150 m-re található felvételek, ha elkülönülnek is, az elkülönülés mértéke a nyári szállás mellettiektől kisebb, ami azt támasztja alá, hogy a degradálódás következtében megváltozott vegetációs öv egyre szélesedik.





1. ábra A nagymezői felvételek klasszifikációs értékelése (1994, 2004)

Figure 1. Classification evaluation of relevés investigated in Nagymező (1994, 2004)

### Irodalom

- BACSÓ N., ZÓLYOMI B. 1934: Mikroklíma és növényzet a Bükkfennsíkon. Időjárás 1934. 9–10. szám.
- BARCZI A., VONA M., BAUER N. 2002: Talaj-növény kapcsolatok az olaszfalui Eperkés-hegyen. Bot. Közlem. 89: 33–48
- BÁDONYI K. 2006: A hagyományos és a kémelő talajművelés hatása a talajerózióra és az élővilágra Tájökológiai Lapok 4: 1–16.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1964: Pflanzensociologie 3. Wien.
- BUZÁS I. (szerk.) 1993: Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszertan I. INDA 4231 Kiadó, Budapest, p. 357.
- CENTERI Cs. 2002a. Importance of local soil erodibility measurements in soil loss prediction. Acta Agronomica Hungarica, 50: 43–51.
- CENTERI, Cs. 2002b. The role of vegetation cover in soil erosion on the Tihany Peninsula. Acta Bot. Hung., 44: 285–295.
- CENTERI Cs., CSÁSZÁR A. 2003. A talajpusztulás hatása a tájalakulásra a Tihanyi-félszigeten. Tájökológiai Lapok, 1: 81–85.
- CENTERI, Cs. PATAKI, R. 2005: Soil erodibility measurements on the slopes of the Tihany Peninsula, Hungary. In: A. Faz, Cano, R. Ortiz, Silla., A. R. Mermut (eds.): Advances in GeoEcology 36: 149–154.
- FINNERN H. (ed.) 1994: Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. verbesserte und erweiterte Auflage. Hannover, p. 392.
- MALATINSZKY Á. 2004: Botanikai értékek és tájgazdálkodási formák a kapcsolata a Putnoki-dombságban. Tájökológiai Lapok 2: 65–76.
- PENKSZA K., BARCZI A., NÉRÁTH M., PINTÉR B. 2003: Hasznosítási változások következtében kialakult regenerációs esélyek a Tihanyi-félsziget gyepeiben az 1994 és 2002 közötti időszakban. – Növénytermelés 52: 167–184.
- PENKSZA K., BENYOVSZKY B. M., MALATINSZKY Á. 2005: Legeltetés okozta fajösszetétel változások a bükki nagymező gyepeiben. Növénytermelés 54: 53–64.
- PODANI, J.: 1997. Syn-Tax 5.1: New version for PC and Macintosh computers. Coenoses 12:149–152.

- POTTYONDY Á., HORTOBÁGYI T. C., PENKSZA K. 2005: A Pannonhalmi Világörökségi terület természetvédelmi hasznosítása, különös tekintettel a botanikai értékekre. IV. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium kiadványkötete. pp. 329–334.
- SIMON T. 2000: A magyarországi edényes flóra határozója. – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- STEFANOVITS P. 1992: Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- SUBA J., KISZELYNÉ, BAKALÁRNÉ 1982: A bükki Nagymező fokozottan védett (elkerített) területének térképezése tavaszi aspektusban. Abstracta Botanica VII., Budapest
- VOJTKÓ A. (szerk.) 2001: A Bükk hegység flórája. Sorbus 2001 Kiadó, Eger.
- VOJTKÓ A. 2002: Védett növények állományfelmérésének eredményei a Bükk-hegységben. Acta Acad. Paed. Agr. Nova Ser. 20. 161–166.
- VOJTKÓ A., MARSCHALL Z. 1991: Védett növények állományfelmérésének eredményei a Bükk-hegységben. Acta Acad. Paed. Agr. Nova Ser. 20: 161–166.
- VOJTKÓ A., RÓZSA S. 1993: Nagymező különböző hasznosítású területeinek botanikai, természetvédelmi értékelése. Eger

DATA TO THE SOILS AND VEGETATION CHANGE CAUSED BY HORSE GRAZING  
ON THE PASTURES OF NAGYMEZŐ, BÜKK MOUNTAINS

<sup>1</sup>N. GÖRCS, <sup>1</sup>B. M. BENYOVSZKY, <sup>1</sup>A. BARCZI, <sup>1</sup>M. VONA,  
<sup>2</sup>Á. MALATINSZKY, <sup>1</sup>K. PENKSZA,

Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management

<sup>1</sup>Department of Landscape Ecology

<sup>2</sup>Department of Nature Conservation

2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1., e-mail: gorcsnori@vipmail.hu

**Key words:** soil analysis, grazing, luvisol, coenological examination, disturbance

Pedological studies were prepared on pastures of the Nagymező area, Bükk Mts. (NE Hungary). Examinations sites were designated as moving farther from the summer stable of the Lipica stud, on the sample sites of the coenological examinations made in 1994, 2004 and 2005.

Based on the pedological examinations, original, typical soil type of the area was luvisol. The area has originally been covered by forest. Thickness of the humic layer varied significantly in the samples (60–90 cm). In some areas cambisol has become dominant and even colluvium has generated. Phosphorous and potassium content have been high ( $P_2O_5$  229–321 ppm,  $K_2O$  317–537 ppm) in the upper layer of the soil near the fold of horses, referring to concentrated presence of the animals. Besides accumulations of substances, as a consequence of intensive trampling, soils have become thin, with a decreased humic layer. Excess grazing, especially if associated with excess trampling, have led to significant degradation of vegetation during the observed 11 years. The most serious degradation could have been detected near the summer stable of the horses and on the area directly at its gate. Here the vegetation has thoroughly changed into ruderal vegetation. In the grasslands farther from the summer stable number of species has decreased, meanwhile, significant change in species of less grazed areas could not have been detected.

## A TÁJSZERKEZET HATÁSA ŐSZI VETÉSŰ GABONAFÖLDEK FLÓRÁJÁRA ÉS ÍZELTLÁBÚ FAUNÁJÁRA

KOVÁCS ANIKÓ<sup>1,2</sup>, BATÁRY PÉTER<sup>2</sup>, BÁLDI ANDRÁS<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Szent István Egyetem, Állatorvosi Kar, Zoológiai Intézet  
1072 Budapest, Rottenbiller u. 50., e-mail: kovacsanko@freemail.hu

<sup>2</sup>Magyar Természettudományi Múzeum, Állattár, 1083 Budapest, Ludovika tér 2.

<sup>3</sup>MTA-MTM Állatökológiai Kutatócsoport, 1083 Budapest, Ludovika tér 2.

**Kulcsszavak:** búza, gyom, pók, futóbogár, méh, tájszerkezet, táji diverzitás

**Összefoglalás:** A kezelés és a tájszerkezet hatását vizsgáltuk őszi vetésű búzaföldeken a Kiskunsági Nemzeti Parkban és környező területeken 2005-ben. Mintavételeinket növények, pók, futóbogarak és méhek csoportjain végeztük. A tájszerkezet hatásának vizsgálatára a mintavételi pontok 500 méter sugarú körzetében meghatároztuk a tájszintű diverzitást. Lineáris kevert modellek szerint a tájszintű sokféleség a gyomokra pozitív, az ízeltlábúakra többnyire negatív hatással volt. A gabonatóblák szegélyében magasabb faj- és egyedszám értékeket tapasztaltunk, mint a táblák belső régiójában.

### Bevezetés

A 20. század második felétől a mezőgazdaság Európa nyugati országaiban jelentős átalakulásnak indult. A nagymértékű intenzifikáció a felhasznált vegyszerek, műtrágyák mennyiségének jelentős növekedésében, valamint a tájszintű homogenizáció szintjén egyaránt megjelent (BENTON et al. 2003, ROBINSON és SUTHERLAND 2002, TSCHARNTKE et al. 2005). 1960 és 1995 között a talajba juttatott nitrogén mennyisége hétszeresére, a foszforé három és félszeresére nőtt, és a következő ötven évben mindkettőnek a megháromszorozódása várható (TILMAN et al. 2002). Mindezek következtében a gabonatermelés az utóbbi 40 évben megkétszereződött (TILMAN et al. 2002), s a mezőgazdaság napjainkban mintegy 6 milliárd embert tart el.

A növekvő termésmennyiségek mellett viszont a nagymértékű intenzifikáció jelentős természeti károkkal, a biodiverzitás nagymértékű csökkenésével jár (TILMAN et al. 2002, KERTÉSZ 2003). A mezőgazdasági kezelések hatásának vizsgálatára világszerte számos kutatás indult. Ezek jó része madarakra irányult, de számos megfigyelés készült gerinctelenekről is. Hole és munkatársai által készített tanulmány alapján Dél-Angliában a házi verebek lokális kihalását elsődlegesen talán pont az egyre intenzívebbé váló mezőgazdaság miatti téli élelemhiány okozza (HOLE et al. 2002). Emellett a művelt területek egyre növekvő aránya miatt a megnövekedett távolságokat a természetes, féltermészetes élőhelyek között sok talajfelszíni ízeltlábú már nem tudja minden esetben áthidalni (IRMLER 2003).

Az élőhely heterogenitása alkalmas mérőszám lehet a gazdálkodás intenzitására vonatkozóan, mely táji szinten, földek közötti és a művelt területen belüli skálán mérhető (BENTON et al. 2003). Mindhárom esetben fontos a nem művelt területek jelenléte, melyek forrás („source“) populációknak adhatnak helyet, s ezek tagjai kolonizálhatják a művelt, általában nyelő („sink“) élőhelyeket (HOLLAND és FAHRING 2002). Mivel a természetes területek gyakran lineáris elemek (fasorok, sövények), fontos ökológiai folyosót jelenthet-

nek, mely elengedhetetlen számos populáció, faj fennmaradásához. Az egyes fajok igényei különbözőek. Vannak, melyek inkább a nem művelt területekhez, szegélyvegetációkhoz kötődnek, mások sokkal nagyobb abundanciát mutatnak egy olyan tájszerkezetben, ahol mozaikos elrendezésben művelt területek is fellelhetők (Robinson et al. 2001).

Közép- és Kelet-Európában 1960 és 1980 között az agrár-intenzifikálódási trend hasonlóan alakult, mint az európai uniós országokban (GREGORY et al. 2005). A rendszerváltást követően azonban a termelés jelentősen visszaesett (BÁLDI és FARAGÓ 2007). Az extenzíven művelt területek magasabb arányának köszönhetően ezen térségek élővilága gazdagabb maradt, mint az intenzívebben gazdálkodó Európai Unióban. Most azonban, hogy a szocialista rendszer volt tagállamai is sorra az Európai Unióba lépnek, országaik élővilága ugyanazokkal az ökológiai problémákkal és visszاسzorító hatásokkal szembesülhet. A mezőgazdaság okozta általános negatív hatások és környezetvédelmi problémák ellensúlyozására különböző agrár-környezetvédelmi programokat hirdettek meg szerte az Európai Unió országaiban, hogy megállítsák, és amennyire lehet, visszafordítsák a biodiverzitás csökkenését (KLEIJN és SUTHERLAND 2003). Magyarországon az Európai Unióhoz való csatlakozást megelőző jogharmonizációs feladatok teljesítésének keretein belül született meg a Nemzeti Agrár-környezetvédelmi Program (NAKP), majd az ennek bevezetéséről rendelkező 2253/1999 (X. 7.) számú kormányhatározat (HARASZTHY 2004). Ezen programok és gazdálkodási formák természetvédelmi értékét sajnos csak kevés tanulmány vizsgálta és vizsgálja mind a mai napig. A több milliárd eurós agrár-környezetvédelmi kifizetésekhez mindössze néhány száz tanulmány kapcsolható (KLEIJN és SUTHERLAND 2003). Ezek közé sorolható az EASY néven rövidített, hat európai uniós tagállamot közrefogó keretprogram, mely egységes protokoll segítségével hasonlított össze extenzíven és intenzíven kezelt mezőgazdasági területeket.

Jelen tanulmány az eltérő intenzitással művelt őszi vetésű gabonaföldek élővilágára koncentrál. Az ország területének 63%-a mezőgazdasági terület, melynek 52%-át szántóföldek teszik ki, így élőviláguk megismerése és védelme kiemelt jelentőségű. Vizsgálatunkban arra keresünk választ, hogy a kiskunsági őszi vetésű gabonaföldeken hogyan befolyásolja a kezelési intenzitás (műtrágyázás és vegyszerezés) és a tájszerkezet a madárvilágot, a növényzetet, a talajt, valamint az ízeltlábúak egyes csoportjait. Ezek közül jelen cikkben a tájszerkezet növényekre, pókokra, futóbogarakra és méhekre gyakorolt hatásáról számolunk be.

### **Anyag és módszer**

Az agrárterületek, jelen esetben őszi vetésű gabonaföldek élővilágának vizsgálata céljából ízeltlábúak és növények szintjén végeztünk felmérést a Kiskunsági Nemzeti Park Felső-Kiskunsági Szikes Puszták tájegységén és környező területein, így Kunszentmiklós, Apaj, Kunpeszér, Szalkszentmárton környékén. Mintavételeink összesen 5 gazdálkodó 18 területén zajlottak. Területenként két-két 95 méter hosszú transzszektet jelöltünk ki, egymással párhuzamosan, 50 méter távolságban: egyet a gabonátábla szélén, a legszélső gabonaszorokban, míg a másikat a tábla belső régiójában. Ezáltal lehetőségünk nyílt a szomszédos habitat hatásának vizsgálatára. Botanikai felvételezésre egy alkalommal, június végén, az aratást megelőzően került sor. Minden transzszektben tíz, 5×1 méteres kvadrátban mértük fel a fajkészletet, valamint a borítási értékeket.

Az ízeltlábúak mintavételezését tölcseres talajcsapdákkal és sárga vödör csapdákkal végeztük, előbbiekkal pókokat és futóbogarakat, utóbbiakkal méheket gyűjtve. Elhelyezésük a botanikai felvételezést szolgáló transzsektek mentén történt. Talajcsapdából transzsektekenként kettőt helyeztünk ki, ellenőrzésükre kéthetente került sor május és június hónapokban, összesen négy alkalommal. Az időjárás, valamint a földeken élő kisemlősök csapdáinkat eltömítő tevékenységének következtében júniusban sok csapda sérült, így az értékelésben csak az első két mintavétel anyagát vettük figyelembe. A sárga vödör csapdákból minden kvadrátsorban egyet helyeztünk ki, egy másfél méter magas karó tetején rögzítve. Ezeket hetente ellenőriztük, összesen hat alkalommal. A csapdákat vízzel töltöttük meg, s hozzá egy kevés detergenst adtunk a felületi feszültség csökkentésének érdekében. Az elemzésekhez a csapdák anyagát transzsektekenként, és mintavételenként összevontuk.

A tájszerkezet hatásának vizsgálatára légifotók segítségével digitalizáltuk a sárga vödör csapdák pontjainak 500 méter sugarú körzetében elhelyezkedő valamennyi területet, melyeket szántó, erdő, gyep, emberi építmény, mocsár és víz területi kategóriákba soroltuk. Minden csapda esetében kiszámítottuk az egyes területtípusok százalékos arányát, számát, átlagos területét, a szegélyek teljes hosszát, valamint a táji elemek diverzitását, Shannon-Wiener képletére alapozva (továbbiakban H érték):

$$H = - \sum (P_i * \ln P_i)$$

ahol P az adott területtípus aránya, 0 és 1 közötti szám.

A statisztikai elemzések során a faj- és egyedszámok függvényében vizsgáltuk a táji diverzitás hatását. Az elemzés során a nem normális eloszlású változók esetében logaritmus transzformációt végeztünk. Lineáris kevert modelleket állítottunk fel, melyekben függő változóként szerepelt a fajszám, illetve az egyedszám (növényeknél borítási érték), magyarázó változóként pedig a H érték és a transzsektek széli vagy belső helyzetét jelző transzsekt-pozíció érték. Random faktorként vettük be a modellbe a gazdálkodó, valamint a terület hatását. Az elemzésekhez az R 2.2.0 programcsomagot alkalmaztuk (version 2.2.0, R Development Core Team 2005).

## Eredmények

A vizsgálat során 151 növényfajt regisztráltunk, illetve 150 pók-, 80 bogár- és 95 méhfaj összesen mintegy 8000 példányát mutattuk ki.

Növények esetében mind a fajszám, mind a borítás esetén szignifikánsan pozitív hatást tapasztaltunk a táji diverzitás értékének növekedésével. Emellett lokális szinten is szignifikáns hatást mutatunk ki: a külső transzsektekben magasabb volt fajszám és a gyomborítás is (1. táblázat, 1. ábra).

A magasabb tájszintű sokféleség futóbogarak egyedszáma esetében szignifikánsan negatív hatású volt. A táblák széli régiójában mindkét csoport esetében magasabb diverzitást és abundanciát tapasztaltunk. A méhekre a táji diverzitás szignifikánsan negatív hatással volt, de az előzőekkel ellentétben a táblák belsejében volt magasabb az egyedszám értéke, de csak marginális szignifikancia értékkel (1. táblázat; 2–4. ábrák).

1. táblázat Őszi vetésű gabonaföldeken elhelyezett mintavételi tranzszektek helyzetének (szegély, illetve belső), valamint a tájszintű diverzitásának hatása a csoportok faj- és egyedszámának alakulására a lineáris kevert modellek alapján. A vastaggal jelölt adatok a szignifikáns eredményeket jelzik

Table 1. Effects of transect position (edge or interior) and landscape diversity on species number and abundance of sampled taxa according to linear mixed models. The significant results are with bold letters

		<i>Ha</i>			<i>Tranzsekt-pozíciób</i>		
		<i>F</i>	<i>p</i>		<i>F</i>	<i>p</i>	
Növény	Fajsám	11.914	0.001	+ <sup>d</sup>	37.391	0.000	–
	Abundancia	10.667	0.002	+	44.091	<.0001	–
Pók	Fajsám	0.007	0.935	–	32.241	<.0001	–
	Abundancia	0.746	0.397	+	10.975	0.003	–
Futóbogár	Fajsám	0.030	0.863	–	37.756	<.0001	–
	Abundancia	3676723878.000	<.0001	–	1134716983.000	<.0001	–
Méh	Fajsám	4.364	0.049	–	0.847	0.367	+
	Abundancia	4.886	0.038	–	3.300	0.083	+

Jelmagyarázat: <sup>a</sup> táji heterogenitás értéke Shannon képlete alapján, <sup>b</sup> a tranzsektek széli, illetve a tábla belső régiójában elfoglalt helye, <sup>c</sup> az abundancia növények esetében gyomborítást, ízeltlábúaknál egyedszámot jelent, <sup>d</sup> a + jel magasabb faj-, illetve egyedszámmra utal, – esetben ennek ellenkezője igaz (a tranzsekt-pozíció – hatása a tábla szélén jelentkező magasabb faj-, illetve egyedszámmra, + volta ellenkező irányú eredményekre utal)

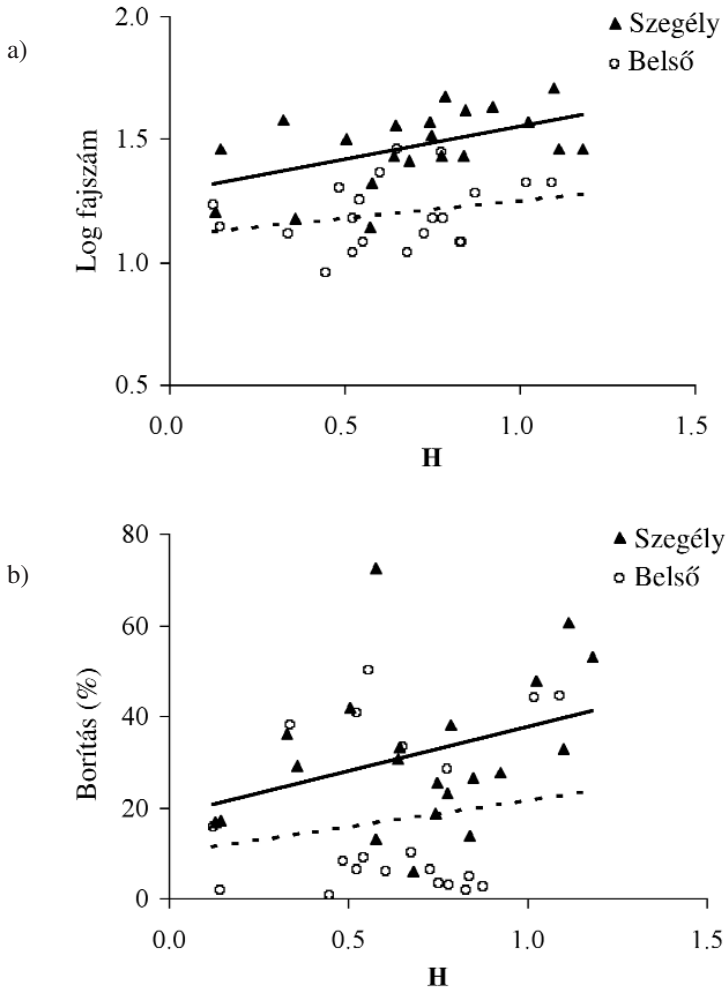
<sup>a</sup> landscape diversity according to Shannon's formula, <sup>b</sup> the position of transects in the edge or in the centre of cereal fields, <sup>c</sup> abundance means weed cover in the case of plants, number of individuals by arthropods,

<sup>d</sup> + means higher species number and abundance, - means lower (in the case of transect position – means that there is higher diversity and abundance in the edge of the field; + suggest higher species number in the centre)

## Megvitatás

A kiskunsági gabonaföldek meglepően gazdag élővilágnak biztosítanak élőhelyet. Kimutattuk a tájszintű diverzitás szignifikánsan pozitív hatását növények, valamint negatív hatását futóbogarak és méhek vizsgálata során. A szegélyi vegetáció gabonaföldek élővilágára kifejtett jelentős pozitív hatása a méhek kivételével minden esetben jelentősnek bizonyult.

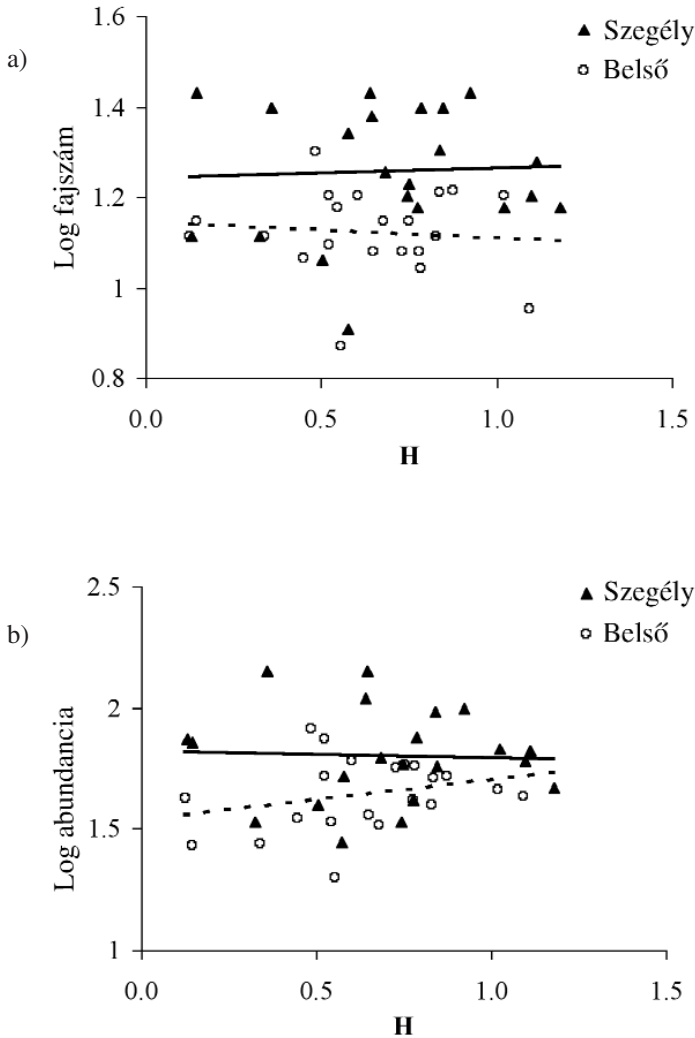
A növények esetében kapott eredményeink harmonizálnak több előző vizsgálatban leírttal. Eszerint a növények diverzitása és borítása általában magasabb heterogén tájszerkezet esetén, valamint a szántóterületek szélső régiójában több növény található, mint a belső területeken (GABRIEL et al. 2005). A természetközeli élőhelyek lehetőséget kínálnak a kétéves és évelő fajok számára, a kedvezőbb telelésre, s ezen területekről számos propagulum juthat el, s kolonizálhatja a művelt területeket is (BURNETT 1998). A szegély fontos szerepét emelte ki több más vizsgálat is (KISS et al. 1997, KLEIJN és SNOEIJING 1997, TÓTH és KISS 1999, RAND et al. 2006). A háttérben a szegélyek kevésbé



1. ábra Gyomnövények fajszáma (a) és borítása (b) a táji diverzitás függvényében  
 Figure 1. Species number of weeds (a) and weedcover (b) plotted against landscape diversity

hatékony kezelése, valamint a szomszédos vegetáció forrás-élőhelyként való működése állhat. A táblák belsejében viszont már a kezelés hatása dominál, szignifikánsan alacsonyabb faj- és egyedszámot mutatva (WAGNER és EDWARDS 2001).

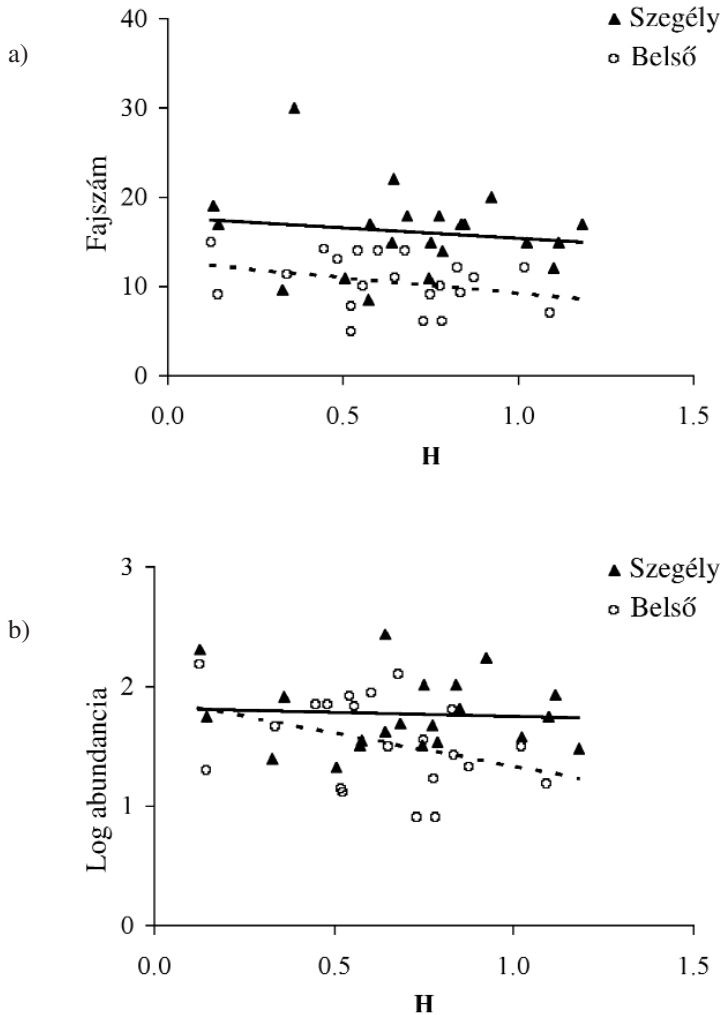
A táji diverzitás ízeltlábú csoportok esetében tapasztalt negatív hatása futóbogarak és méhek esetében a belső transzszektekben kifejezettebb. Ennek oka lehet, hogy a táblák belsejében élő, a szántókhoz alkalmazkodott fajok egy heterogénebb tájban nehezebben terjednek egyik területről a másikra, mely ezen közösségek elszigetelődéséhez vezethet, megakadályozva a fajkészlet kicserélődését, s az abundancia emelkedését (MAUREMOTO et al. 1995, TSCHARNTKE et al. 2005). BATÁRY et al. (2007) gyepeken végzett vizsgálatainak során megfigyelte, hogy a tájszerkezet eltérően hat generalista és specialista futóbogarakra. A füves területek növekvő aránya, s így a táji heterogenitás csökkenése a genera-



2. ábra Pókok fajszáma (a) és abundanciája (b) a táji heterogenitás függvényében  
 Figure 2. Species number (a) and abundance (b) of spiders plotted against landscape diversity

lista fajokat nagyobb mértékben, és negatívan befolyásolta, ellentétben a specialistákkal. A gabonatóblák szélén magasabb faj- és egyedszámokat figyelhettünk meg. A szomszédos vegetáció gabonatóblák szegélyének pókfaunájára kifejtett erős pozitív hatását tapasztalták CLOUGH et al. (2005) is, akik Németországban hasonlítottak össze szokványosan és organikusan művelt szántóterületeket. Egy másik vizsgálat a tájszerkezet változatosságának pozitív hatását mutatta ki pókokra (SAMU et al. 1999). A szántók között, körül elhelyezkedő erdősávok, gyepterületek telelőterületet, táplálékos és életteret nyújthatnak az ízeltlábúak számára (SOTHERTON 1984, PFIFFNER és LUKA 2000), melyek onnan a művelt táblákra is átterjednek (TOPPING 1999). Egy megfelelően kialakított, illetve

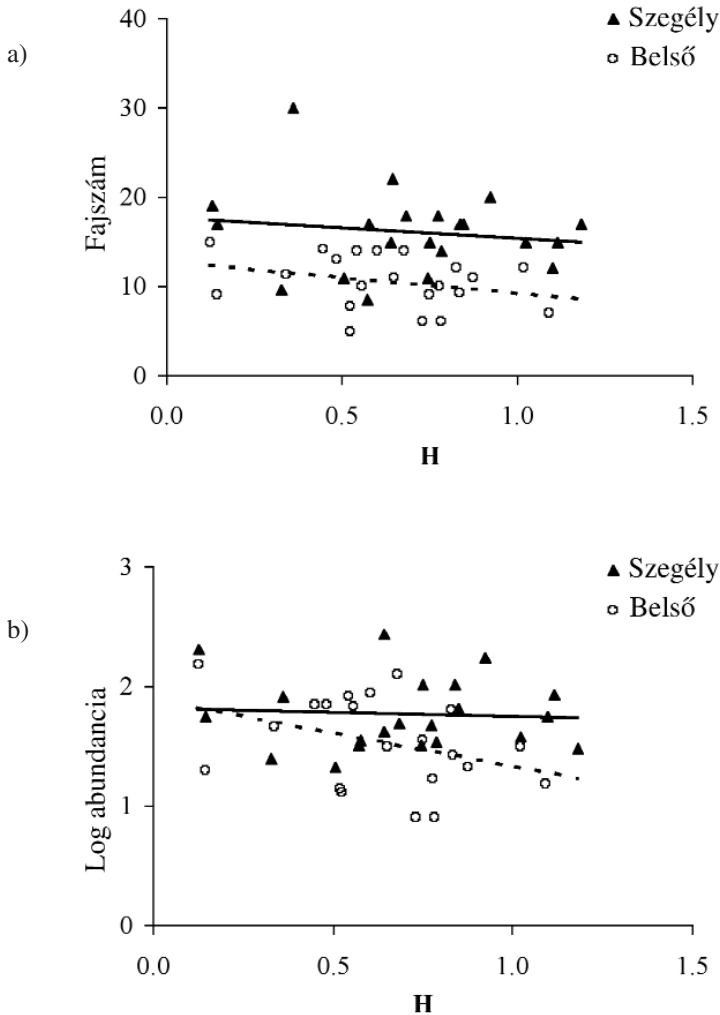




3. ábra Futóbogarak fajszáma és abundanciája a táji heterogenitás függvényében  
 Figure 3. Species number (a) and abundance (b) of carabids plotted against landscape diversity

fenntartott tájszerkezet a biológiai védekezést is nagyban elősegítheti (KROMP 1999), és ezáltal csökkentheti a vegyszerek használatának szükségességét és mértékét (SYMONDSON et al. 2002). Méhek esetében a táji diverzitás negatív hatását tapasztaltuk. KLEIJN és LANGEVELDE (2006) szerint a tájszerkezet, a féltermészetes területek aránya csak egy bizonyos területi és minőségi küszöbérték felett eredményezhet növekedést a méhek fajszámának és egyedszámának alakulásában; feltehetően a mi vizsgálati területünk még nem esett bele ebbe a kategóriába.

A szegélyterületek, fa- és bokorsorok, gyepsávok száma és kiterjedése azonban az agrár-intenzifikáció következményeként jelentősen csökkent az utóbbi évtizedek során



4. ábra Méhek fajsza (a) és abundanciája (b) a táji heterogenitás függvényében  
 Figure 4. Species number (a) and abundance (b) of bees plotted against landscape diversity

(WOODCOCK et al. 2005). Eredményeink több más vizsgálattal megegyezően felhívják a figyelmet a szegélyek kiemelt fontosságára a művelt területek flórájának és faunájának gazdagításában. A nagyobb léptékű tájszerkezet hatása specifikusabb, táji szinten magasabb diverzitást eredményezhet, a szántóterületek ízeltlábú faunájának alakításában viszont a jelek szerint valószínűleg kisebb szerephez jut. Nem tekinthetünk el azonban a kezelés, vegyszerezés befolyásoló szerepétől sem, mely adott esetben erősebb lehet egy adott terület életközösségének kialakításában.

## Köszönetnyilvánítás

Köszönjük a segítséget Barina Zoltánnak és Pifkó Dánielnek, akik a botanikai felvételezésben, és Bíró Csabának, aki a GIS-ben segített. Emellett köszönet illeti Szél Győzöt, Józán Zsoltot, Kancsal Bélát és Fanaczán Anikót a határozásban nyújtott segítségükért, valamint Horváth Balázst a terepmunkában való részvételért. Köszönjük a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság engedélyét, Farkas Jenő és Nagy István parkőrök támogatását.

## Irodalom

- BÁLDI A., FARAGÓ S. 2007: Long-term changes of farmland game populations in a post-socialist country (Hungary). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118: 307–311.
- BATÁRY P., BÁLDI A., SZÉL GY., PODLUSSÁNY A., ROZNER I., ERDŐS S. 2007: Responses of grassland specialist and generalist beetles to management and landscape complexity. *Diversity and Distributions*. (in press)
- BENTON T. G., VICKERY J. A., WILSON J. D. 2003: Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *TRENDS in Ecology and Evolution* 18: 182–188.
- BURNETT M., AUGUST P.V., BROWN J.H., KILLINGBECK K.T. 1998: The influence of geomorphological heterogeneity on biodiversity. I. A patch-scale perspective. *Conservation Biology* 12: 363–370.
- CLOUGH Y., KRUESS A., KLEIJN D., TSCHARNTKE T. 2005: Spider diversity in cereal fields: comparing factors at local, landscape and regional scales. *Journal of Biogeography* 32: 2007–2014.
- GABRIEL D., THIES C., TSCHARNTKE T. 2005: Local diversity of arable weeds increases with landscape complexity. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 7: 85–93.
- GREGORY R. D., VAN STRIEN A., VORISEK P., MEYLING A.W. G., NOBLE D. G., FOPPEN P. B., GIBBONS D. W. 2005: Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society Biological Sciences* 360: 269–288.
- HARASZTHY L., ÁNGYÁN J., PODMANICZKY L., VAJNÁNÉ M A. 2004: Nemzeti Vidékfejlesztési Terv Érzékeny Természeti Területek Programja 2004, Tájékoztató gazdálkodóknak.
- HOLE D. G., WHITTINGHAM M. J., BRADBURY R. B., ANDERSON G. O. A., LEE P. L. M., WILSON J. D., KREBS J. R. 2002: Widespread local house-sparrow extinctions. *Nature* 418: 931.
- HOLLAND J., FAHRING L. 2002: Effect of woody borders on insect density and diversity in crop fields: a landscape scale analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 78: 115–122.
- IRMLER U. 2003: The spatial and temporal pattern of carabid beetles on arable fields in northern Germany (Schleswig-Holstein) and their value as ecological indicators. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98: 141–151.
- KERTÉSZ Á. 2003: Tájökológia. Holnap Kiadó, Budapest.
- KISS J., PENKSZA K., TÓTH F., KÁDÁR F. 1997: Evaluation of fields and field margins in nature production capacity with special regard to plant protection. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 63: 227–232.
- KLEIJN D., SNOEIJING G. I. J. 1997: Field boundary vegetation and the effects of agrochemical drift: botanical change caused by low levels of herbicide and fertilizer. *Journal of Applied Ecology* 34: 1413–1425.
- KLEIJN D., SUTHERLAND W. J. 2003: How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40: 947–969.
- KLEIJN D., LANGEVELDE VAN F. 2006: Interacting effects of landscape context and habitat quality on flower visiting insects in agricultural landscapes. *Basic and Applied Ecology* 7: 201–214.
- KROMP B. 1999: Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74: 187–228.
- MAUREMOOTO J. R., WRATTEN S. D., WÖRNER S. P., FRY G. L. A. 1995: Permeability of hedgerows to predatory carabid beetles. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 52: 141–148.
- PIFFNER L., LUKA H. 2003: Effects of low-input farming systems on carabids and epigeal spiders – a paired farm approach. *Basic and Applied Ecology* 4: 117–127.
- RAND T. A., TYLIANAKIS J. M., TSCHARNTKE T. 2006: Spillover edge effects: the dispersal of agriculturally subsidized insect natural enemies into adjacent natural habitats. *Ecology Letters* 9: 603–614.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM 2005: R a language and environment for statistical computing. foundation for Statistical Computing, Vienna; URL: <http://www.R-project.org>
- ROBINSON, R. A., SUTHERLAND, W. J. 2002: Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology* 39: 157–176.

- ROBINSON R.A., WILSON J.D., CRICK H.Q.P. 2001: The importance of arable habitat for farmland birds in grassland landscapes. *Journal of Applied Ecology* 38: 1059–1069.
- SOTHERTON N. W. 1984: The distribution and abundance of predatory arthropods overwintering on farmland. *Annals Applied Biology* 105: 423–429.
- SAMU F., SUNDERLAND K. D., SZINETÁR C. 1999: Scale-dependent dispersal and distribution patterns of spiders in agricultural systems: a review. *Journal of Arachnology* 27: 325–332.
- SYMONDSON W. O. C., SUNDERLAND K. D., GREENSTONE M. H. 2002: Can generalist predators be effective biocontrol agents? *Annual Review of Entomology* 47: 561–594.
- TILMAN D., CASSMAN K. G., MATSON P. A., NAYLOR R., POLASKY S. 2002: Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418: 671–677.
- TOPPING C. J. 1999: An individual-based model for dispersive spiders in agroecosystems: simulations of the effect of landscape structure. *The Journal of Arachnology* 27: 378–386.
- TÓTH F., KISS J. 1999: Comparative analyses of epigeic spider assemblages in Northern Hungarian winter wheat fields and their adjacent margins. *Journal of Arachnology* 27: 241–248.
- TSCHARNTKE T., KLEIN A. M., KRUESS A., STEFFAN-DEWENTER I., THIES C. 2005: Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters* 8: 857–874.
- WAGNER H. H., EDWARDS P. J. 2001: Quantifying habitat specificity to assess the contribution of a patch to species richness at a landscape scale. *Landscape Ecology* 16: 121–131.
- WOODCOCK B. A., PYWELL R. F., ROY D. B., ROSE R. J., BELL D. 2005: Grazing management of calcareous grasslands and its implications for the conservation of beetle communities. *Biological Conservation* 125: 193–202.

#### THE INFLUENCE OF LANDSCAPE CONTEXT ON FLORA AND ARTHROPOD FAUNA OF WINTER CEREAL FIELDS

A. KOVÁCS<sup>1,2</sup>, P. BATÁRY<sup>2</sup>, A. BÁLDF<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Szent István University, Faculty of Veterinary Science, Institute for Zoology

<sup>2</sup>Hungarian Natural History Museum, Department of Zoology

<sup>3</sup>Hungarian Natural History Museum and Hungarian Academy of Sciences,  
Animal Ecology Research Group, kovacsanko@freemail.hu

**Keywords:** cereal field, plant, spider, ground-active beetle, bee, landscape context, landscape diversity

The effects of cultivation and landscape were studied on winter cereal fields in the Kiskunság National Park and surroundings. Botanical survey was conducted, spiders, ground-active beetles and bees were sampled with traps. To study the effects of landscape we determined the landscape diversity in 500-meter radius zone of the sampling points. According to statistical analyses the landscape diversity had positive impact on plants and negative impact on arthropods. There were higher diversity and abundance in the edge of the cereal fields than in the centre region.

## MEZŐGAZDASÁGI TERÜLETEK FELSZÍNBORÍTÁSÁNAK ÉS TÁJSZERKEZETÉNEK HATÁSA HÁROM MADÁRFAJ GYAKORISÁGÁRA

ERDŐS SAROLTA<sup>1</sup>, SZÉP TIBOR<sup>2</sup>, BÁLDI ANDRÁS<sup>3</sup>, NAGY KÁROLY<sup>4</sup>

<sup>1</sup>SZIE, Környezettudományi Doktori Iskola

2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: erdos@nhmus.hu

<sup>2</sup>Nyíregyházi Főiskola, Környezettudományi Tanszék, 4400 Nyíregyháza, Sóstói út 31/B.

<sup>3</sup>MTA-MTM Állatökológiai Kutatócsoport, 1083 Budapest, Ludovika tér 2.

<sup>4</sup>MME, Monitoring Központ, 4401 Nyíregyháza 1, Pf. 286.

**Kulcsszavak:** élőhely-fragmentáció, monitorozás, táji heterogenitás, biodiverzitás, mezőgazdasághoz kötődő madarak

**Összefoglalás:** Magyarország Európai Uniói csatlakozása után jelentős változások következtek be a mezőgazdaság szerkezetében. Ez azonban számos negatív hatással is lehet hazánk élővilágára, mint azt már számos nyugat-európai példa bizonyította. Éppen ezért fontosnak tartjuk a termelés struktúrájában bekövetkező változások nyomon követését és azok hatásainak folyamatos monitorozását a madarak állományaira. Hazánkban a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület 1999 óta működteti a Mindennapi Madaraink Monitoringja elnevezésű programját, melynek elsődleges célja az ország főbb élőhely-típusain előforduló gyakori madarak állományainak és rajtuk keresztül a biodiverzitás állapotának követése. E program adatbázisának segítségével, valamint a CORINE 1:50 000-es felszínborítási térkép felhasználásával arra kerestük a választ, hogy a különböző mezőgazdasági tájak összetétele és szerkezete hogyan befolyásolja a mezei veréb (*Passer montanus*), a mezei pacsirta (*Alauda arvensis*), illetve a sordély (*Miliaria calandra*) gyakoriságát. E három faj mindegyike erőteljesen kötődik a mezőgazdasági területekhez, azonban eredményeink azt mutatják, hogy eltérően reagálnak a tájszerkezetre, illetve a különböző mezőgazdasági felszínborításokra. A mezei pacsirta egyértelműen a nagykiterjedésű, nyílt élőhelyeket részesíti előnyben, a sordély a természetes gyepeket erdőfoltok nélkül, a mezei veréb a nagytáblás szántókat és a kistáblás szőlőket is kedveli. Úgy tűnik, a mezőgazdasághoz kötődő fajok élőhelyválasztása fajspecifikus, ezért fennmaradásuk csak részletes, kutatásokkal megalapozott, célorientált programok révén valósítható meg.

### Bevezetés

Az elmúlt évtizedekben Nyugat-Európában megfigyelhető egyre intenzívebb mezőgazdasági termelés számos növény és állatfajt sodort a kipusztulás szélére (DONALD et al. 2002, TSCHARNTKE et al. 2005). Ennek érdekes példája, hogy 1989-ben a berlini fal lebontása után, a német ornitológusok arra lettek figyelmesek, hogy bizonyos madárfajok, mint például a mezei pacsirta (*Alauda arvensis*) lényegesen nagyobb számban vannak jelen a keleti, volt szocialista országrészben, mint a nyugatiban. A részletesebb vizsgálatok során kiderült, hogy ennek egyik fő oka az volt, hogy a nyugati országrészben lényegesen intenzívebb mezőgazdasági termelést folytattak (RHEINWALD 1993). Mivel a madarakat évek óta széles körben monitorozzák, és e csoport érzékenyen reagál a környezet apróbb megváltozásaira is, így a kutatók is előszeretettel használják őket, mint indikátorokat (BÁLDI et al. 1997, GREGORY et al. 2005). A különböző élőhelyekhez kötődő madarak állománytrendjei alapján, az adott élőhelyre jellemző biodiverzitás indikátor indexet lehet számolni, amely jól jellemzi az adott élőhely állapotát (GREGORY et al. 2003).

A mezőgazdasági élőhelyekhez kötődő fajok zöme -mint például a sordély (*Miliaria calandra*), a mezei pacsirta, a rozsdás csuk (*Saxicola rubetra*), a mezei veréb (*Passer montanus*)- egyedszáma az elmúlt évtizedben drasztikus csökkenést mutatott Európa jelentős részén. Például a mezei verebek száma 83%, a mezei pacsirtáké 60%, a sordélyok száma pedig 61%-kal csökkent 1968–1995 között Angliában (SIRIWARDENA et al. 1998), és általában csökkenő a populációk trendje Nyugat-, Észak- és Dél-Európában (GREGORY et al. 2005). E hatalmas méretű pusztulások mögött nagy részben a mezőgazdasági termelés struktúrájának és intenzitásának változása áll (TSCHARNTKE et al. 2005, DONALD et al. 2006). Számos mezőgazdasági tevékenység közvetve vagy közvetlenül negatív hatással lehet a madarak előfordulására (TÓTH és BÁLDI 2006). Ilyen negatív tényező lehet a túlzott vegyszerhasználat, amely elsősorban a madarak számára elérhető gerinctelen táplálék mennyiségét csökkenti (WILSON et al. 1999) vagy a túlzott gépesítés (HENDERSON et al. 2004) és legeltetés (PAVEL 2004), amelyek akár közvetlenül is a fészkek pusztulásához vezethetnek. A tájszintű heterogenitás változása, például a táblaméret növelése vagy a fások és sövények megléte és milyensége szintén összefüggésbe hozható a mezőgazdaság intenzifikációjával (BENTON et al. 2003).

A madarak általában erőteljesen kötődnek bizonyos élőhely-típusokhoz, illetve tájszerkezeti elemekhez. Tehát ahhoz, hogy megértsük a madarak populációs trendjeiben bekövetkező változásokat, mindenképpen szükséges a nagyobb térléptékű, tájszerkezeti információk elemzése. Ilyen jellegű vizsgálatot végeztek BENTON et al. (2003) is, akik arra a következtetésre jutottak, hogy egy adott agrárterület heterogenitása szoros összefüggést mutat a terület biodiverzitásával.

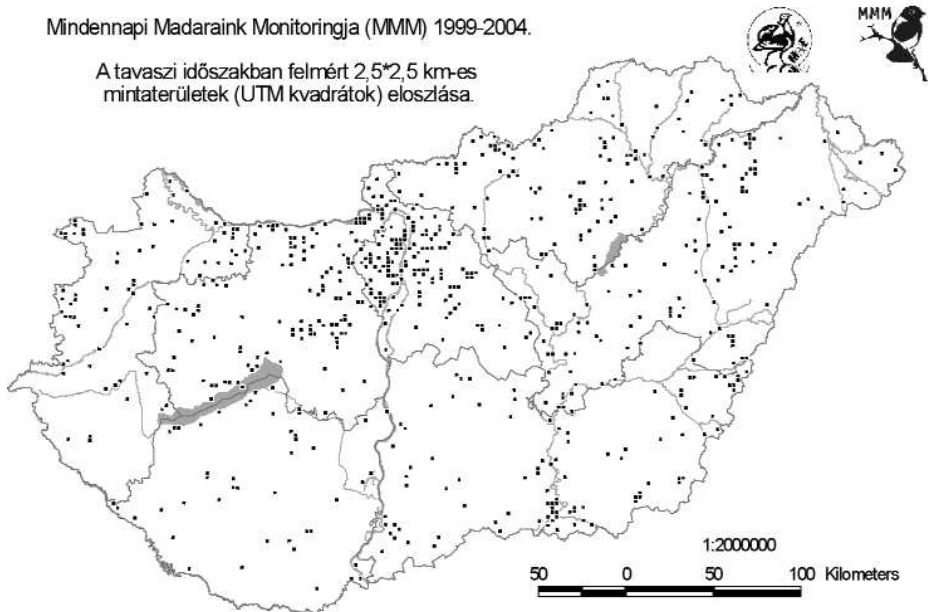
Hazánk természeti adottságai azonban lényegesen eltérnek a nyugat-európai országokétól, mivel nálunk a mezőgazdaság szerkezete más, intenzitása kisebb, nagyobb a természet szerű élőhelyek, például extenzív gyepek aránya (GREGORY et al. 2005). Talán ennek is köszönhető, hogy Magyarországon a mezőgazdasághoz kötődő madarak állománya állandó vagy számos esetben növekedést mutat (SZÉP és NAGY 2006). Azonban az Európai Unióba történt csatlakozásunk óta, a végbemenő gazdasági változások értelem szerűen maguk után vonzzák a magyar mezőgazdaság átalakulását is (fejlesztések, építkezések, gépek vásárlása stb.). Ez azonban – mint az Nyugat-Európában megfigyelhető – jelentős hatással lehet a hazai élővilágra. Kötelességünk tehát, hogy az egyes fajok gyakoriságát befolyásoló tényezőket megismerjük, hogy e gyorsan változó környezetben lehetővé tegyük a gyors beavatkozást, illetve tudatos agrár-környezetvédelmi tervezést.

Magyarországon a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (MME) által működtetett Mindennapi Madaraink Monitoringja program biztosítja, hogy az ország nagy részére kiterjedő, nagyszámú adat álljon rendelkezésre a hazai madarak állományairól. Ez egyben azt is lehetővé teszi, hogy a környezetben bekövetkező esetleges káros hatásokat mielőbb felismerjük és kezelni tudjuk.

Vizsgálataink során a Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) adatbázisának, valamint a CORINE felszínborítási térkép segítségével arra kerestük a választ, hogy a mezei pacsirta, a sordély, illetve a mezei veréb esetében az agrártáj összetétele, illetve szerkezete hogyan befolyásolja e fajok élőhelyválasztását.

## Anyag és módszer

Az MME Monitoring Központja, Közép- és Kelet- Európában elsőként, 1999 óta működteti a Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) elnevezésű programját. Ez egy olyan, az egész országra kiterjedő mintavétel, melynek célja a gyakori, jól ismert madárfajok állományában bekövetkező változások hosszú távú megfigyelése (1. ábra). Ennek keretében évente, véletlenszerűen kiválasztott területeken, standard felmérési módszerekkel, több mint ezer önkéntes végez felméréseket (SZÉP és GIBBONS 2000). Átlagosan évente 300 darab 2,5×2,5 km nagyságú UTM kvadrátban folyik felmérés minden tavasszal, két alkalommal. Egy kvadráton belül 15 pontot jelölnek ki, melyeknek 100 méter sugarú körében 5 percig történik a madárszámlálás. A vizsgált három faj esetében minden 2,5×2,5 km-es UTM négyzet esetében megállapítottuk a megfigyelési pontok 100 m-es sugarú körén belül standard körülmények között (SZÉP és NAGY 2002) felmért egyedek átlaga alapján az adott faj relatív denzitását (egyed/km<sup>2</sup>), amely értéket használtuk az elemzések során. E módszer révén az országra jellemző főbb élőhelyek madárvilágáról kaphatunk képet. A programban a különféle élőhelyek aránya megfelel az országos arányoknak (SZÉP és NAGY 2002). Mivel az MMM a gyakori fajok felmérésére koncentrál, ez lehetővé teszi egy adott területen a gyakoriság-változások megfigyelését, így az adott élőhely állapotában bekövetkező változások jellemzését.



1. ábra A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Mindennapi Madaraink Monitoringja program keretében 1999–2004 között felmért 2,5×2,5 km-es UTM kvadrátok Magyarországon.

Figure 1. The location of the surveyed 2,5×2,5 km UTM sample quadrats of the Common Bird Monitoring Program of the BirdLife Hungary in Hungary during 1999–2004.

Vizsgálataink során az MMM adatbázisának segítségével három mezőgazdasághoz kötődő madárfaj, a sordély, a mezei veréb és a mezei pacsirta relatív gyakoriságát vizsgáltuk az 1999–2004 között felvett összes adat alapján. Az egyes kvadrátokon belüli tájszerkezet vizsgálatához a CORINE 1:50 000-es felszínborítási térképét (CLC50) használtuk. A CORINE az Európai Környezetvédelmi Ügynökség programja. A CLC50 során SPOT-4 műholdfelvételek fotóinterpretációja révén az ország teljes területét lefedő, 79 földhasználati osztályt tartalmazó térkép készült (BÜTTNER et al. 2002). A térképeknek a területi felbontása (pixelmérete) 4 ha (kivéve az itt kevésbé lényeges vizes területeket). Így elsősorban nagyobb léptékű, durvább elemzésekre alkalmasak. Tehát a hagyományos élőhelyválasztás vizsgálatoktól eltérően egy fa, bokorcsoport, gémeskút vagy magányos ház nem jelenik meg, csak nagyobb, 4 ha-os foltok (BALDI et al. 2004). Az elemzések során a különféle CORINE felszínborítási típusokat 14 kategóriába vontuk össze (BÜTTNER et al. 2002). Csak a vizsgált fajok szempontjából lényeges típusokat alkalmaztunk:

1. kistáblás szántóföldek,
2. nagytáblás szántóföldek,
3. természetes gyepek fákkal és cserjékkel,
4. természetes gyepek fák és cserjék nélkül,
5. mezőgazdasági területek túlsúlyban szántókkal és jelentős természetes vegetációval,
6. mezőgazdasági területek túlsúlyban intenzív legelőkkel és jelentős természetes vegetációval,
7. intenzív legelők és erősen degradált gyepek bokrok és fák nélkül,
8. intenzív legelők és erősen degradált gyepek bokrokkal és fákkal,
9. kistáblás szőlők,
10. állandóan öntözött szántó területek,
11. tanyák,
12. mezőgazdasági területek túlsúlyban szórt megjelenésű természetes vegetációval,
13. gyümölcsösök, bogyósok,
14. mezőgazdasági területek állandó kultúrák jelentős előfordulásával, és szórt megjelenésű természetes vegetációval.

Ezt követően azokban az UTM kvadrátokban, melyekben a fajok előfordultak, megvizsgáltuk a fent felsorolt 14 felszínborítási kategóriák területét. Megnéztük a kvadrátokban található élőhely-foltok számát és a szegélyek hosszát. A statisztikai elemzések során az adatainkat log-transzformáltuk a normál eloszlás érdekében, majd Pearson-korrelációval vizsgáltuk meg a madarak gyakorisága és az egyes felszínborítási típusok, illetve tájszerkezeti elemek (foltok, szegélyek) közötti összefüggéseket (BARTA et al. 2000).

## Eredmények

Eredményeink azt mutatják, hogy e három – a mezőgazdasághoz kötődő – faj eltérően reagálhat az agrártáj szerkezetében történő változásokra, mivel eltérő az élőhelyválasztásuk.

A felszínborítási típusok elemzésével azt kaptuk, hogy a mezei pacsirta az általunk használt 14 kategória közül két esetben mutatott pozitív korrelációt. Ezek a nagytáblás



szántók ( $r=0,262$ ,  $p<0,001$ ,  $N=426$ ), és az állandóan öntözött területek ( $r=0,132$ ,  $p=0,006$ ,  $N=426$ ) (2. ábra). Ugyanakkor azonban elkerülte a természetes gyepeket fákkal és cserjékkel ( $r=-0,128$ ,  $p=0,008$ ,  $N=426$ ), a kistáblás szőlőket ( $r=-0,120$ ,  $p=0,013$ ,  $N=426$ ), a tanyákat ( $r=-0,123$ ,  $p=0,011$ ,  $N=426$ ) valamint a gyümölcsösöket, bogyókat ( $r=-0,112$ ,  $p=0,021$ ,  $N=426$ ).

A sordély a pacsirtával ellentétben csupán két élőhely-típussal mutatott szignifikáns korrelációt. A természetes gyepeket fák és cserjék nélkül előnyben részesítette ( $r=0,284$ ,  $p<0,001$ ,  $N=237$ ), míg a természetes gyepeket fákkal és cserjékkel már nem ( $r=-0,156$ ,  $p=0,017$ ,  $N=237$ ) (3. ábra).

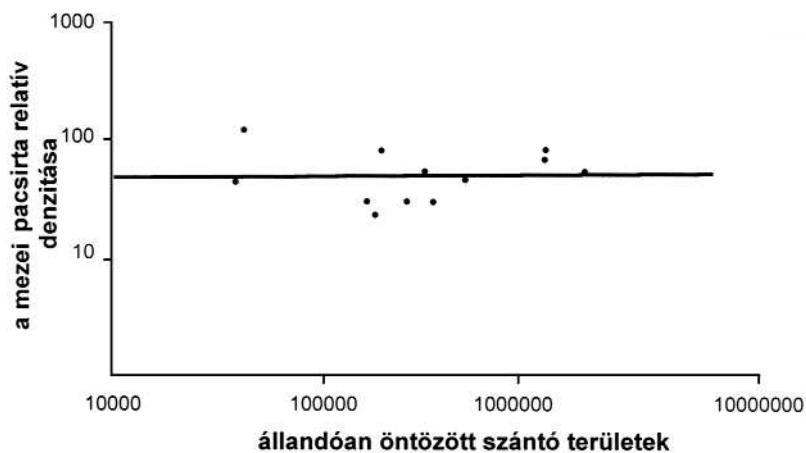
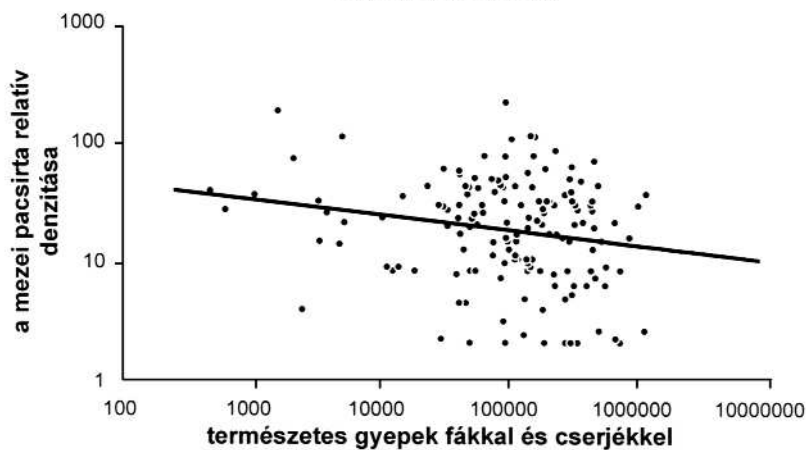
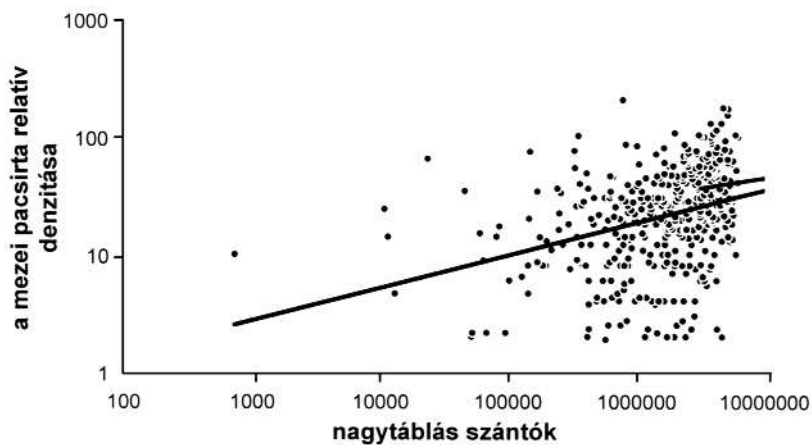
A mezei veréb, hasonlóan a mezei pacsirtához, kedveli a nagytáblás szántókat ( $r=0,168$ ,  $p=0,001$ ,  $N=375$ ), és szintén elkerüli a természetes gyepeket fákkal és cserjékkel ( $r=-0,106$ ,  $p=0,040$ ,  $N=375$ ) (4. ábra). Ellentétben viszont a mezei pacsirtával, előfordulása pozitívan függött össze a kistáblás szőlők jelenlétével ( $r=0,137$ ,  $p=0,008$ ,  $N=375$ ). (4. ábra helye)

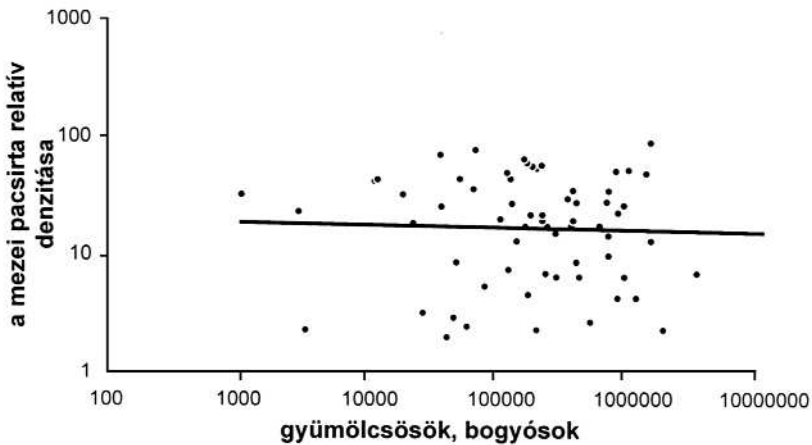
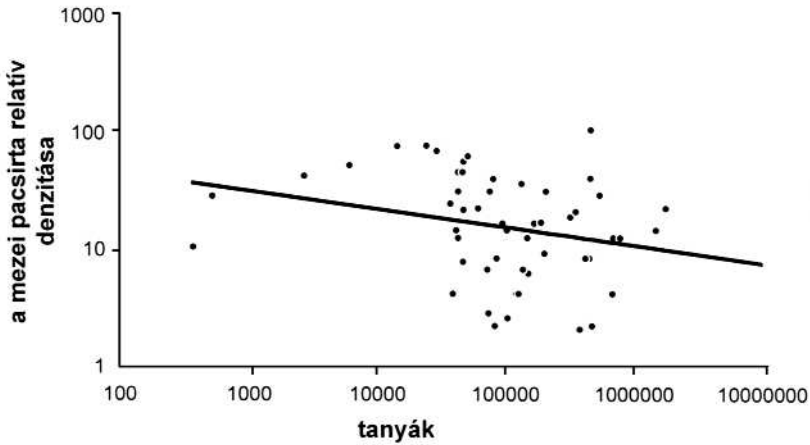
A felszínborítási típusok mellett vizsgált különféle tájszerkezeti elemek – a foltok száma, a szegélyek hossza – egyedül a mezei pacsirta elterjedésére voltak hatással elemzésünk szerint. E faj esetében mind a foltok száma ( $N=421$ ,  $r=-0,227$ ,  $p<0,001$ ), mind pedig a szegélyek hossza ( $r=-0,243$ ,  $p<0,001$ ,  $N=421$ ) erős negatív korrelációt mutatott a faj relatív denzitásával (5. ábra).

## Megvitatás

A vizsgálatunk eredményei mind azt mutatják, hogy bár mindhárom faj előfordulása a mezőgazdasághoz köthető, mégis eltérően használják a különféle termelés alatt álló területeket. A mezei pacsirta hazánkban is ugyanúgy, mint Nyugat-Európában, a nagyméretű nyílt élőhelyeket kedveli (DONALD 2004). Szemben azonban VICKERY et al. (2002) vizsgálataival, nálunk e faj előfordulására negatívan hatnak a szegély-élőhelyek. A fenn említett szerzők ugyanakkor azt tapasztalták, hogy a szegély-élőhelyeket előszeretettel használják a mezei pacsirták főleg táplálkozásra. Feltételezzük, hogy ennek oka hazánk extenzívebb mezőgazdaságában kereshető. Ugyanis nálunk a mezőgazdasági területek a kevesebb vegyszerhasználat miatt képesek elegendő táplálékot nyújtani a fajnak, így az nem szorul ki a szegély-élőhelyekre. Az agyon kemikalizált intenzív angliai szántók valószínűleg semmi táplálékot nem biztosítottak a fajnak (VICKERY et al. 2002). A tájheterogenitás növekedése tehát kedvezőtlenül hatna e faj előfordulására nálunk, de nem Angliában. Fontos üzenet, hogy nem szabad megfontolások nélkül átvenni másféle mezőgazdasági rendszerben jónak tűnő ötleteket (KLEIJN és BÁLDI 2005).

A CORINE térbeli felbontása miatt – a 4 hektár alatti élőhely foltokat nem detektálja – elmosódik a különbség a magyar és a példaként említett angliai mezőgazdasági élőhelyek kifestésű élőhely heterogenitása között. A hazai élőhelyeken ez a típusú élőhely heterogenitás magasabb lehet, ami magyarázhatja a kapott különbséget. A CORINE durva térbeli felbontása miatt kaptuk például a sordély esetében, hogy kerüli a természetes gyepeket fákkal és cserjékkel. Itt természetesen 4 hektárnál nagyobb fás, illetve cserjés területek értendők. A gyepek, legelők elszórt bokrokkal preferált élőhelyet jelentenek (HARASZTHY 2000), ezt viszont a jelen módszer nem mutatja ki.

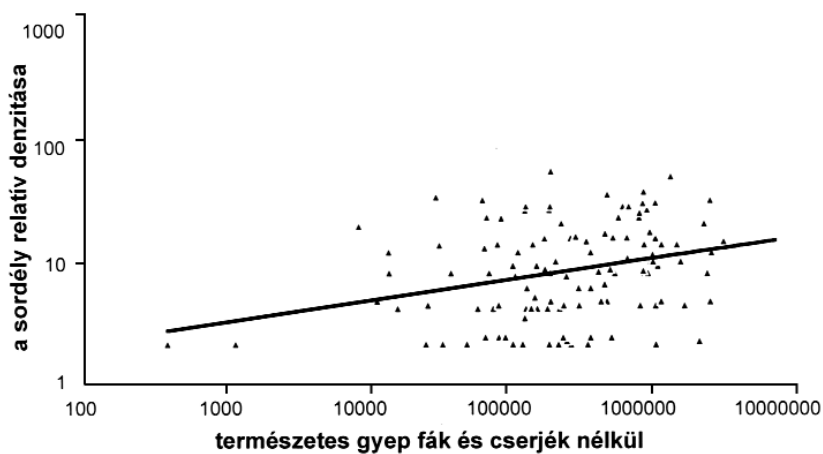
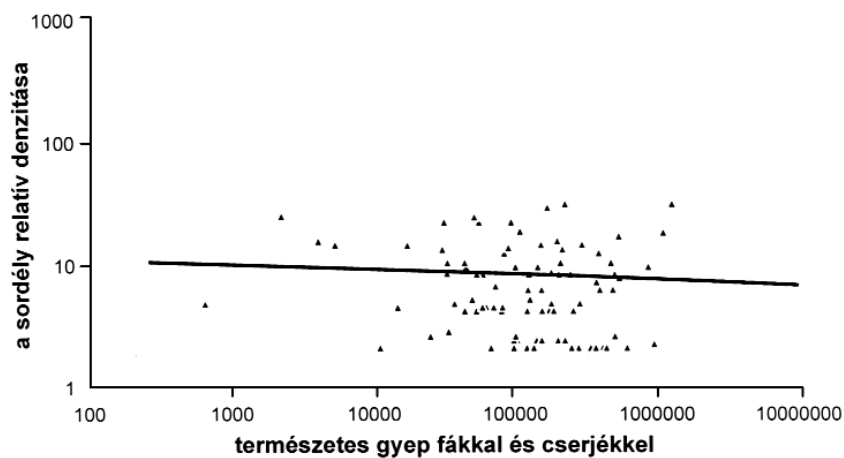




2. ábra 2,5×2,5 km UTM kvadrátokban levő felszínborítási típusok arányának a hatása a mezei pacsirta relatív denzitására. (Az x tengely az adott felszínborítási típus összborítását jelenti (m<sup>2</sup>), az y tengely az adott faj relatív denzitását (egyedszám/km<sup>2</sup>) az UTM kvadrát teljes területére vonatkoztatva)

Figure 2. Effects of landscape composition on the population density of the Skylark (number of individuals/km<sup>2</sup>) in 2.5×2.5 km UTM quadrats in Hungary. (on the X axis is the cover of agricultural habitat type (m<sup>2</sup>), and on the Y axis is the Skylark density in the kvadrat)

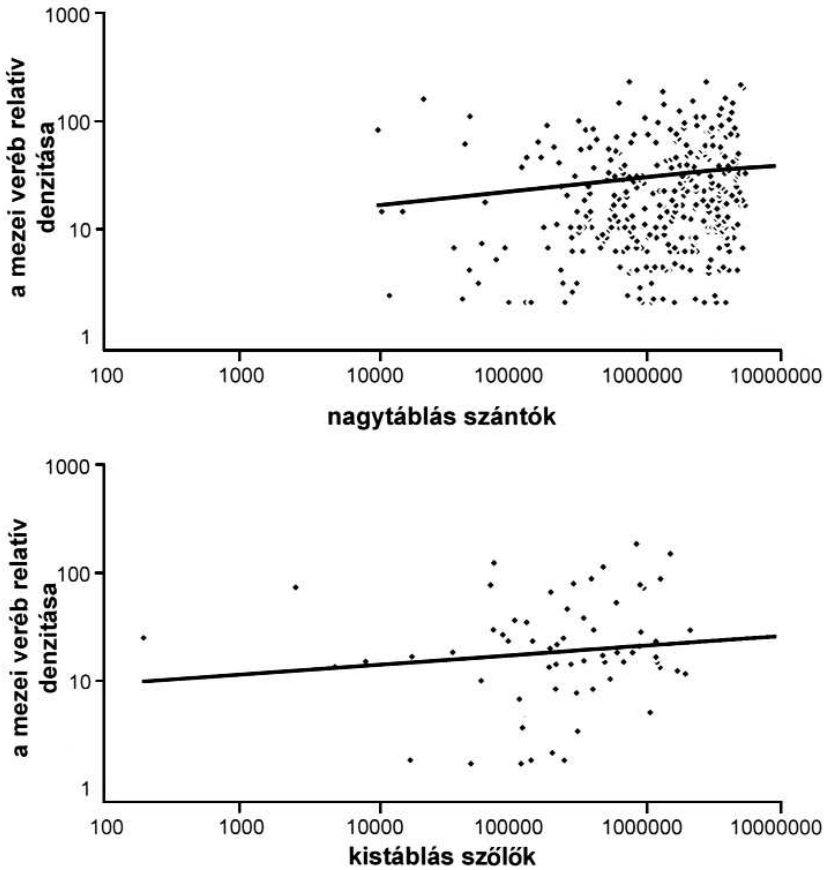
- A, A nagytáblás szántók kiterjedésének hatása a mezei pacsirta denzitására  
Effects of the large arable fields on the Skylark density.
- B, A fákkal és cserjékkel előforduló természetes gyepek hatása a mezei pacsirta denzitására  
Effects of the natural grasslands with trees and scrubs on the Skylark density.
- C, Az állandóan öntözött területek kiterjedésének hatása a mezei pacsirta denzitására  
Effects of the permanently irrigated arable farmlands on the Skylark density.
- D, A tanyák előfordulásának hatása a mezei pacsirta denzitására  
Effects of the homesteads on the Skylark density.
- E, A gyümölcsös, bogyós ültetvények kiterjedésének hatása a mezei pacsirta denzitására  
Effects of the fruit and berry orchards on the Skylark density.



3. ábra A különböző mezőgazdasági területek hatása a sordély relatív denzitására (egyedszám/km<sup>2</sup>).

*Figure 3.* Effects of different agricultural habitats on the population density of the Corn Bunting. (on the X axis is the cover of agricultural habitat type (m<sup>2</sup>), and on the Y axis is the Corn bunting density (number of individuals/km<sup>2</sup>) in the kvadrat)

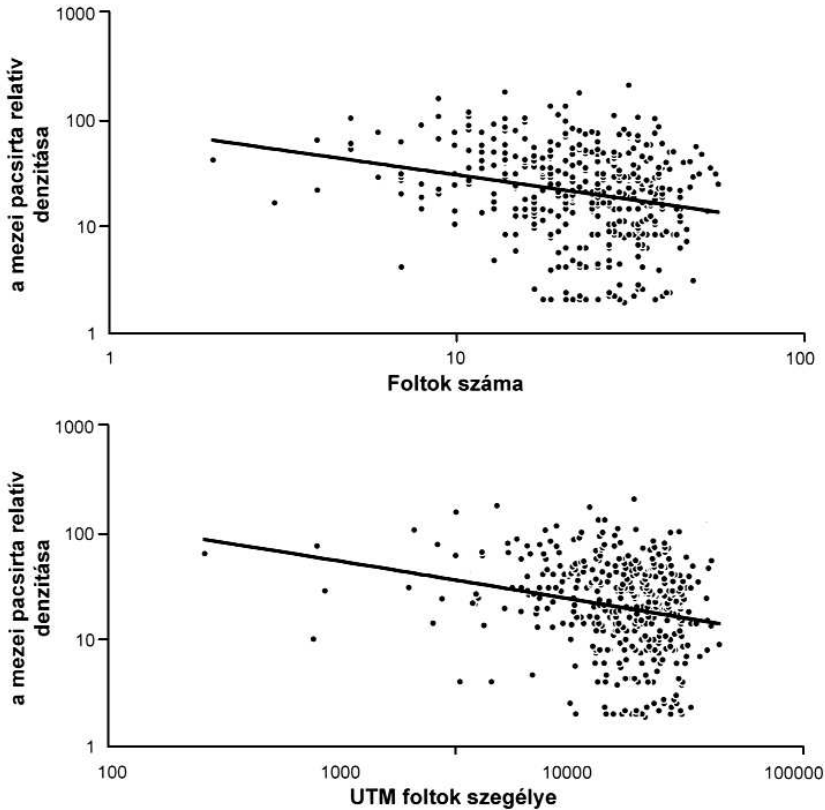
- A,** A fákkal és cserjékkel előforduló természetes gyepek hatása a sordély denzitására  
Effects of the natural grasslands with trees and scrubs on the Corn Bunting density.
- B,** A fákat és cserjéket nem tartalmazó természetes gyepek hatása a sordély denzitására  
Effects of the natural grasslands without trees and scrubs on the Corn Bunting density.



4. ábra A különböző mezőgazdasági területek hatása a mezei veréb relatív denzitására (egyedszám/km<sup>2</sup>).

Figure 4. Effects of different agricultural habitats on the population density of the Tree Sparrow. (on the X axis is the cover of agricultural habitat type (m<sup>2</sup>), and on the Y axis is the Tree Sparrow density (number of individuals/km<sup>2</sup>) in the kvadrat)

- A, A nagyábrás szántók mennyiségének hatása a mezei veréb denzitására  
Effects of the large arable fields on the Tree sparrow density.
- B, A kistáblás szőlők mennyiségének hatása a mezei veréb denzitására.  
Effects of the small scale vineyards on the Tree Sparrow density.



5. ábra Tájszerkezeti elemek hatása a mezei pacsirta előfordulására  
 Figure 5. Landscape effects on the density of Skylark

A, Az UTM kvadrátban előforduló foltok számának hatása a mezei pacsirta denzitására  
 Effects of the number of patches on the Skylark density.

B, A szegélyek hosszának hatása a mezei pacsirta denzitására Edge effect on the Skylark density

Így a biodiverzitás fenntartásának kulcsa nem feltétlenül a heterogenitás növekedésében van, sokkal inkább a különböző mintázatú területek megőrzésében. Minél többféle élőhely-típust őrzünk meg, a homogéntől egészen a nagy heterogenitással rendelkezőkig, annál több madár- és egyéb- faj számára biztosítunk kedvező életfeltételeket. Ehhez azonban a lokális ismeretek mellett szükségünk van a táj összetétele és szerkezet hatásának ismeretére (BENGTSSON et al. 2003, TSCHARNTKE et al. 2005).

Hazánk Nyugat-Európától lényegesen eltérő mezőgazdasági szerkezete úgy tűnik egyelőre képes biztosítani a mezőgazdasághoz kötődő madarak fennmaradását, sőt egyes esetekben állományaik növekedését (SZÉP és NAGY 2006). Kérdéses azonban, hogy a mezőgazdaságban jelenleg is zajló gazdasági változások hogyan változtatják meg hazánk tájképét, és ezzel együtt élővilágunk sokféleségét. Fontos tehát, hogy az agrárium átalakulását nyomonkövessük, hogy az esetleges káros hatásokat az élővilágra még idejében felismerjük.

## Köszönetnyilvánítás

Köszönjük Bankovics Attila és Moskát Csaba kritikai észrevételeit. Ezúton mondunk köszönetet az MME közel ezer terepi felmérésben résztvevő tagjának, az RSPB-nek a program kifejlesztéséhez és működtetéséhez 1998-2003 során nyújtott anyagi támogatásért, az European Bird Census Council-nek a módszertani munkához nyújtott szakmai segítségért, valamint a KvVM-nek a 2004-2005. évi munkához nyújtott támogatásért. A cikk megírását a Szent István Egyetem, Környezettudományi Doktori Iskola, és a Faunagenezis (NKFP 3B023-04) pályázat támogatta. Báldi András az MTA Bolyai Kutatói Ösztöndíjasa volt.

## Irodalom

- BARTA Z., KARSAI I., SZÉKELY T. 2000: Alapvető kutatástervezési, statisztikai és projectértékelési módszerek a szupraindividuális biológiában. KLTE- Evolúciós- Állattani és Humánbiológiai Tanszék, Debrecen.
- BÁLDI A., MOSKÁT Cs., SZÉP T. 1997: Nemzeti Biodiverzitás Monitorozó-rendszer IX. Madarak. Magyar Természetudományi Múzeum, Budapest.
- BÁLDI A., NAGY K., HANYUS E. 2004: Madárfajok előfordulásának modellezése a Fontos Madárléhelyek és a CORINE Felszínborítás 50 000 alapján – előzetes eredmények. Természetvédelmi Közlemények 11: 439-447.
- BENGTSSON J., ANGELSTAM P., ELMQVIST T., EMANUELSSON U., FORBES C., IHSE M. et al. 2003: Reserves, resilience and dynamic landscapes. *Ambio* 32: 389-396.
- BENTON T. G., VICKERY J. A., WILSON J. D. 2003: Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* 18: 182-188.
- BÜTTNER G., FERANEC J., JAFFRAIN G. 2002: Corine land cover update 2000. Technical guidelines. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.
- DONALD P. F. 2004: The Skylark. T & AD Poyser, London, UK.
- DONALD P. F., PISANO G., RAYMENT M. D., PAIN D. J. 2002: The Common Agricultural Policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 89: 167-182.
- DONALD P. F., SANDERSON F. J., BURFIELD I. J., VAN BOMMEL F. P. J. 2006: Further evidence of continent-wide impact of agricultural intensification on European farmland birds, 1990-2000. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 116: 189-196.
- GREGORY R. D., NOBLE D., FIELD R., MARCHANT J., RAVEN M., GIBBONS D. W. 2003: Using birds as indicators of biodiversity. In: SZÉP T., BLAIR M., BÁLDI A. (eds.): *Bird Numbers 2001, Monitoring for Nature Conservation. Proceedings of the 15th International Conference of the EBCC. Ornis Hungarica* 12-13: 11-24.
- GREGORY R. D., VAN STRIEN A., VORISEK P., MEYLING A. W. G., NOBLE D. G., FOPPEN R. P. B., GIBBONS D. W. 2005: Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B- Biological Sciences* 360: 269-288.
- HARASZTHY L. (szerk.) 2000: Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- HENDERSON I. G., VICKERY J. A., CARTER N. 2004: The use of winter bird crops by farmland birds in lowland in England. *Biological Conservation* 118: 21-32.
- KLEIJN D., BÁLDI A. 2005: Effects of set-aside land on farmland biodiversity: comments on Van Buskirk and Willi. *Conservation Biology* 19: 963-966.
- PAVEL V. 2004: The impact of grazing animals on nesting success of grassland passerines in farmland and natural habitats: a field experiment. *Folia Zoologica* 53: 171-178.
- RHEINWALD G. 1993: Atlas der Verbreitung und Häufigkeit der Brutvögel Deutschlands. Dachverband Deutscher Avifaunisten, Germany.
- SIRIWARDENA G. M., BAILLIE S. R., BUCKLAND S. T., FEWSTER R. M., MARCHANT J. H., WILSON J. D. 1998: Trends in the abundance of farmland birds: a quantitative comparison of smoothed Common Birds Census indices. *Journal of Applied Ecology* 35: 24-43.
- SZÉP T., GIBBONS D. 2000: Monitoring of common breeding birds in Hungary using a randomised sampling design. *The Ring* 22: 45-55.
- SZÉP T., NAGY K. 2002: Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) 1999-2000. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.
- SZÉP T., NAGY K. 2006: Magyarország természeti állapota az EU csatlakozáskor az MME Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) 1999-2005 adatai alapján. *Természetvédelmi Közlemények* 12: 5-16.

- TÓTH Z., BÁLDI A. 2006: Az organikus gazdálkodás hatása a biodiverzításra. Természetvédelmi Közlemények 12: 17-33.
- TSCHARNITKE T., KLEIN A. M., KRUESS A., STEFFAN-DEWENTER I., THIES C. 2005: Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. Ecology Letters: 857–878.
- VICKERY J., CARTER N., FULLER R. J. 2002: The potential value of managed cereal field margins as foraging habitats for farmland birds in the UK. Agriculture, Ecosystems and Environment 89: 41–52.
- WILSON J. D., MORRIS A. J., ARROYO B. E., CLARK S. C., BRADBURY R. B. 1999: A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. Agriculture, Ecosystems and Environment 75: 13–30.

THE EFFECTS OF FARMLAND COMPOSITION AND HETEROGENEITY  
ON THE DENSITY OF THREE FARMLAND BIRD SPECIES IN HUNGARY

S. ERDŐS<sup>1</sup>, T. SZÉP<sup>2</sup>, A. BÁLDI<sup>3</sup>, K. NAGY<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Szent István University, Hungary, e-mail: erdos@nhmus.hu

<sup>2</sup>College of Nyíregyháza, Department of Environmental Sciences, Hungary

<sup>3</sup>Animal Ecology Research Group of the Hungarian Academy of Sciences  
and Hungarian Natural History Museum, Hungary

<sup>4</sup>MME-BirdlifeHungary, Monitoring Centre, Hungary

**Keywords:** agriculture, biodiversity, habitat fragmentation, farmland bird, landscape heterogeneity, monitoring

The intensification of agriculture and change in the landscape may cause severe decline in farmland bird populations. Our primary goal was to examine the effects of farmland management and landscape composition and structure on the relative density of Skylark (*Alauda arvensis*), Tree Sparrow (*Passer montanus*) and Corn Bunting (*Miliaria calandra*). The common bird monitoring (MMM) was started in 1999 in Hungary, covering all major habitat types. We used this database for our analysis. The other database, that we used is the CORINE 1:50,000 Land Cover Map. We examined the effects of agricultural habitats (for example large arable fields, natural grasslands with trees and scrubs, small scale vineyards, homesteads, fruit and berry orchards), the number of patches and length of edges on the relative densities of the three species. Our results show that the habitat preference is species specific. Skylark strongly prefers large open habitats. The density of Corn Bunting correlated with the natural grasslands without trees and scrubs. The Tree Sparrow preferred small scale vineyards, and the large arable fields. We suggest that further information on the habitat preferences of these species are needed for their effective protection on farmland in Hungary.



## A SZÁNTÓFÖLDI ALKALMASSÁG MINŐSÍTÉSE KIPA-ELJÁRÁS ALKALMAZÁSÁVAL

SCHNELLER KRISZTIÁN, PODMANICZKY LÁSZLÓ

Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Környezetgazdaságtan Tanszék  
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: kschneller@freemail.hu

**Kulcsszavak:** földminősítés, szakértői rendszerek, Guilford-eljárás, KIPA-eljárás, területváltozat

**Összefoglalás:** Az Országos Területrendezési Terv (OTrT) egyes övezeteinek és területfelhasználási kategóriáinak felülvizsgálatához készült földhasználat-elemzés lehetőséget teremtett a térfunkció és -alkalmasság elemzési módszereinek a továbbfejlesztéséhez. Vizsgálatunkban a szántóföldi alkalmasság példáján keresztül mutatjuk be a szakértői rendszereken alapuló, a komplex rendszerek összemérésére kidolgozott KIPA-eljárás alkalmazási lehetőségeit a föld- és környezetminősítés területén. A KIPA-eljárás használatával öt növény termesztési alkalmassága szerint rangsoroltuk az értékelésnél felhasznált környezeti változók tekintetében eltérő adottságú területeket (területváltozatokat). Az eljárás folyamán a szakértők által súlyozott környezeti változók felhasználásával minden egyes területváltozatot összehasonlítottunk az összes többivel, megállapítva az úgynevezett preferencia- (előny) és diszkvalifikancia (hátrány) mutatók különbözetét, amely a rangsorolás alapját képezte. A területváltozatokat a rangsorban elfoglalt helye alapján minősítettük, osztályoztuk. A szántóföldi vizsgálat eredményei alapján tettünk javaslatot az OTrT kiváló termőhelyi adottságú szántóterület övezetének felülvizsgálatára.

### Bevezetés

A magyarországi termőföldek minőségének nyilvántartására igen korán – a XVIII. század végén –, még a tudományos igényű talajtérképezés megszületése előtt kísérletet tettek. A legkorábbi hazai földkataszter II. József által elrendelt felméréshez kötődik. A XIX. században a földadó kivetése céljából alkotott 1875/VII. törvénycikk olyan rendszert alakított ki, melyben a föld minőségét általánosan elfogadott mutatóval jellemezték (LÓCZY 2002). E törvénycikk szolgált alapul az aranykorona-rendszer bevezetéséhez, amely részben ökonómiai, részben talaj-felvételezési adatbázisra épült (DÖMSÖDI és MIZSEINÉ NYÍRI 1997). Hasonló földértékelés és földkataszter más európai országokban is bevezetésre került (CARDOZA 1981, LOUWAGIE et al. 2006, ABDULLAH és NAKAGOSHI 2006, OLARIETA et al. 2006, CHAGAS et al. 2006). Az 1913 óta kisebb változtatásokkal mind a mai napig érvényben lévő értékelési mód hiányosságainak kiküszöbölésére Stefanovits, Máté és Fórizsné munkássága alapján került kidolgozásra az a 100 pontos földértékelési rendszer, amely a termőföld értékének természeti viszonyok által megszabott részét veszi alapul a talajok közt fennálló minőségi különbségek kifejezésére (ÁNGYÁN 2003). Szintén az aranykorona rendszer felváltását célozza a 2001-ben a Nemzeti Kutatási és Fejlesztési Program támogatásával indult D-e-Meter projekt, melynek célja az Európai Unió normákkal kompatibilis Internetes alkalmazások fejlesztése a mezőgazdasági műveléssel kapcsolatos irányítási, adatszolgáltatási, szaktanácsadási és piaci információs feladatok támogatására (HTTP1).

A föld- és környezetminősítés történetében nagy változást eredményezett a fenntartható, multifunkcionális mezőgazdaság gondolatának megjelenése. A multifunkcionális mezőgazdálkodás alapelve az, hogy a földet mindenütt arra és olyan intenzitással hasz-

náljuk, amire az a legalkalmasabb (ÁNGYÁN és MENYHÉRT 2004), fontos, pl. az erózió által sújtott területek külön kezelése (KERTÉSZ és CENTERI 2006, GOURNELLOS et al. 2004). Ehhez kapcsolódóan több dokumentum született, amelyekben főként fenntartható földhasználattal kapcsolatos irányelveket fogalmaztak meg. Az ENSZ Mezőgazdasági és Élelmezési Szervezete (FAO) kidolgozta a fenntartható földhasználat és földminősítés alapjaira vonatkozó ajánlásokat, melyekben a fenti gondolatnak megfelelő kategóriarendszert alakítottak ki (FAO 1976). A fenntartható területhasználattal kapcsolatos elemzések egyre inkább túlmutatnak a kizárólag mezőgazdasági célú földminősítésen. A VÁTI Kht. a drezdai Leibniz Intézettel (IÖR) közösen többszempontú döntéstámogató módszerek alkalmazásával végzett térhasználat-optimalizációs vizsgálatokat, amelyek az erdészetre és a települési környezetre is kiterjedtek, de elemezték az eltérő intenzitású mezőgazdasági termelés térbeli lehetőségeit is. A vizsgálatok során nyolc területhasználat-típust 16 súlyozott indikátor segítségével értékelték. Az elemzés matematikai háttérét az úgynevezett „kompromisszumos programozás (CP)” adta (THINH et. al 2004).

Hazánkban a fenntartható, értékmegőrző mezőgazdaság területi vonatkozásainak, termelő és védelmi funkcióinak ábrázolását az 1997-ben elkészült „Magyarország földhasználati zonációs rendszere” című kutatás célozta. Elméleti háttérét a földhasználati piramiskoncepció jelentette, amely a táj adottságainak megfelelően határozta meg a használat és a védelem intenzitását, egymáshoz viszonyított arányát (ÁNGYÁN et al. 2003). A zónarendszer alapját az agrár-környezetgazdálkodási értékkála képezte, amely a területek agrártermelési alkalmasságának és környezeti érzékenységének térinformatikai egyesítésével, területi integrációjával keletkezett. Ez alapján kerültek kialakításra a földhasználati zónák: az agrártermelési, a kettős- illetve a környezetérzékenységi meghatározottságú területi kategóriák (ÁNGYÁN 2003). A vizsgálathoz nagyszámú környezeti változót használtak fel, amelyet szakértők segítségével súlyoztak. A környezeti változók csoportosítása a két fő értékelési cél, a környezetérzékenység és az agráralkalmasság szerint történt.

Az Európai Unió Egyesített Kutatóközpontjának (JRC) koordinálásával készülő Európai Földhasználati Információs Rendszer (ELISA) fő célkitűzése – immár európai szinten – az intenzív és extenzív (védelmi) funkciók térbeli megjelenítése, a szükséges tájhasználat-váltásokra vonatkozó javaslatok megtétele. Az elemzés során, a természetvédelmi szempontú értékelésnél a KIPA-eljárás is alkalmazásra került, a mezőgazdasági értékelésnél az úgynevezett ESCAPE (Expert System for Constraints to Agricultural Production in Europe) módszer használták (PODMANICZKY et. al. 2005).

A földhasználat-váltás iránt megfogalmazódó újabb igények szükségessé, az azóta felhalmozódott tapasztalatok pedig lehetségessé tették a zónaelemzés adatbázisának újragondolásán túl annak módszertani fejlesztését is. A földhasználati zónarendszer továbbfejlesztésének legfontosabb célkitűzése az agráralkalmassági és környezetérzékenységi értékelés során felhasznált változók (és azok felvehető kategóriáinak) súlyozásának új alapokra helyezése volt. Ehhez meg kellett teremteni az egységes matematikai háttérrel, amelyet a következő fejezetben bemutatásra kerülő, a KIPA-eljárás során a használt Guilford-módszer biztosított. A Guilford-módszer lehetővé tette, hogy a számszerűsítés széles szakértői kör véleménye alapján legyen elvégezve. Továbbá új elemként jelent meg, hogy a minősítési vizsgálatokat a súlyozás eredményeinek-felhasználásával, a későbbiekben bemutatásra kerülő KIPA-mátrixok alkalmazásával végeztük el. A módszertani fejlesztésekhez jó lehetőséget adott a Váti Kht. és az Állami Erdészeti Szolgálat

(ÁESZ) megbízása, amely alapján a felülvizsgálatra került az Országos Területrendezési Terv „erdőgazdálkodási térség” területfelhasználási kategóriája és a „kiváló termőhelyi adottságú szántóterület” övezete. A lehatároláshoz készült földhasználati elemzés során a területek minősítése a szántóföldi alkalmasság, az erdőtelepítési alkalmasság és a környezet érzékenysége alapján történt. Mivel a vizsgálat az Országos Területrendezési Tervhez kapcsolódóan készült, a felhasznált adatbázisok kiválasztása és térinformatikai elemzés elkészítése 1:100000 méretarányban történt.

A fenti, konkrét alkalmazáshoz kötődő vizsgálaton túl a megbízás – az informatikai fejlesztések megvalósításán keresztül – lehetőséget teremtett a földhasználati zónaelemzések egészére vonatkozóan módszertani fejlesztés elvégzésére, amely a szántóföldi alkalmasság szerinti rangsorolás mellett a környezetérzékenység és a területhasználat-váltások elemzését is magában foglalta.

### Anyag és módszer

A KIPA-eljárás a Budapesti Műszaki Egyetem Ipari Üzemgazdaságtan Tanszékén elvégzett kutatások eredménye. Elnevezése a kutatást irányító Kindler József és Papp Ottó nevének kezdőbetűiből alkotott betűnév: KIndler-PApp. A KIPA-eljárás komplex rendszerek összemérésére alkalmas (KINDLER és PAPP 1977). Kindler és Papp komplex rendszereknek az olyan rendszereket tekinti, amelyeknek egyidejűleg több tulajdonságát veszik figyelembe és a tulajdonságok egyidejű és együttes értékelése problémát jelent, azaz nem triviális feladat.

Komplex rendszerek összeméréséről (rangsorolásáról) akkor beszélünk, ha az egyes rendszerekhez egy adott cél szerint és meghatározott szabályok alapján számokat rendelünk. A komplex rendszerek összemérése mindig tulajdonságaik együttes és egyidejű értékelése alapján történik, amelynek során a következő nehézségek jelentkezhetnek:

- az összemérés (rangsorolás) általában nagyszámú tulajdonság alapján történik, melyek relatív fontosságát az esetek többségében nem ismerjük,
- az egyes tulajdonságok értékei nem minden esetben számszerűek.

A fenti problémák megoldására a KIPA-eljárás során a Guilford-módszert használják (EYSENCK 1977, TENBERGE 1989, GIAMPIETRO és CAVALLERA 2007).

Kindler és Papp szerint ez a legmegalapozottabb módszer pszichológiai és matematikai szempontból is. A módszer nem egyedül Guilford nevéhez fűződik csupán egy speciális transzformáció okán nevezték el róla. A mai formájában történő kidolgozása és matematikai vonatkozásainak igazolása hosszú éveket vett igénybe és számos kutató eredményeit tükrözik (KINDLER és PAPP 1977).

A Guilford-módszer ad lehetőséget a korábban felsorolt nehézségek megoldására, lehetővé téve egy meghatározott cél szerint, az értékelésnél felhasznált tulajdonságok és az azokhoz tartozó felvehető kategóriák – 0–100-ig terjedő intervalluskálán történő – súlyozását, számszerűsítését. A KIPA-eljárás részeként alkalmazott Guilford-módszer legfontosabb jellemzője az, hogy a számszerűsítések szakértői döntések eredményein alapulnak. A szakértői rendszerek lényege, hogy egy tudományos probléma megoldásakor a témában érintett, de nem teljesen azonos háttérrel rendelkező, elméleti és gyakorlati szakértők tudását valamilyen módon beépítsék a rendszerbe, s a felhasználók számára

is hozzáférhetővé tegyék (LÓCZY 2002). A szakértők szubjektívnek nevezett – és ezzel bizonyos értelemben degradált (legalábbis a „tudományosság” szempontjából) – véleményei általában nagyon is objektív tapasztalatai szintézisének eredményeként születnek (KINDLER és PAPP 1975). A Guilford-módszer technikai alapját a Thurstone-féle páros összehasonlítás jelenti, a transzformáláshoz, pedig a standardizált normális eloszlást használja fel.

A szűkebb értelemben vett KIPA-eljárás ad lehetőséget a Guilford-módszer folyamán előállított súlyszámok felhasználásával a komplex rendszerek összemérésére és rangsorolására. Ennek technikai alapját a későbbiekben bemutatásra kerülő KIPA-mátrix jelenti.

Kindler és Papp a KIPA-eljárás alkalmazási lehetőségeit, példáit többek között a következő területeken mutatták be:

- gyártmánystruktúra és gyártmányszínvonal vizsgálatok,
- vállalati célok megválaszolása,
- beruházási változatok vizsgálata,
- termelésprogramozás, munkakör-értékelés.

Látható tehát, hogy az eljárást főként a műszaki és a gazdasági rendszerek esetében alkalmazták. A jelen cikk szerzőinek véleménye szerint a KIPA-eljárás a korábbi alkalmazások mellett a mezőgazdasági területek többcélú értékelésénél, minősítésénél, területfelhasználási konfliktusok feltárásánál és tájhasználat-váltásra vonatkozó javaslatok megtételénél is jól alkalmazható, hiszen:

- az eltérő adottságú mezőgazdasági-, ezen belül a szántóterületek komplex rendszereknek nevezhetők, hiszen különböző célok szerint (pl. szántóföldi növénytermesztés alkalmassága, talajvédelmi szempontú érzékenység, erdőtelepítési alkalmasság) több tulajdonság (környezeti változó) felhasználásával értékelhetők,
- a területi értékelésnél jelentkeznek a komplex rendszerek értékelési problémái, amelyeket az előző részben már említettünk.

A szántóföldek értékelésénél felhasznált tulajdonságok elsősorban környezeti változók, ezért a következőkben már ezzel a megnevezéssel szerepelnek. Komplex rendszereken pedig az értékelésnél felhasznált változók tekintetében eltérő adottságú területeket, területváltozatokat értjük. A továbbiakban ezt a megnevezést használjuk.

A KIPA-eljárás részleteit az OTRT-hez készült szántóföldi növénytermesztési alkalmasság, mint értékelési cél szerinti minősítés példáján keresztül mutatjuk be. (Az eljárás azonban független a méretaránytól és az adatbázisoktól, így véleményünk és tapasztalataink szerint más léptékben, más adatbázisokkal és különböző értékelési céloknál is jól alkalmazható.) Az elemzés öt részvizsgálatra, öt növénytermesztési alkalmasságának értékelésére tagolódik. Első lépésben egy szűk, négy főből álló szakértői kör segítségével kiválasztottuk azokat a változókat, amelyek az öt növénytermesztési alkalmasságát befolyásolhatják. Korábbi vizsgálatok tapasztalatait is figyelembe véve arra törekedtünk, hogy minél kevesebb változót használjunk fel a végső értékelés során. Ennek legfőbb oka az előállításra kerülő területváltozatok indokolatlanul magas számának elkerülése. A végső elemzésbe az M=1:100000-es méretarányú agrotopográfiai térkép által ábrázolt alábbi három változó került kiválasztásra (1. táblázat).

1. táblázat Változók és kategóriák  
Table 1. Variables and categories

<i>Talajok fizikai félesége változóhoz tartozó kategóriák</i>	<i>Kód</i>	<i>Talok kémhatása és mészállapota változóhoz tartozó kategóriák</i>	<i>Kód</i>	<i>Talajok vízgazdálkodása változóhoz tartozó kategóriák</i>	<i>Kód</i>
Homok	1	Erősen savanyú talajok	1	Igen nagy víznyelésű és vízvezető-képességű, gyenge vízraktározó-képességű, igen gyengén víztartó talajok	1
Homokos vályog	2	Gyengén savanyú talajok	2	Nagy víznyelésű és vízvezető-képességű, közepes vízraktározó-képességű, gyengén víztartó talajok	2
Vályog	3	Felszíntől karbonátos talajok	3	Jó víznyelésű és vízvezető-képességű, jó vízraktározó-képességű, jó víztartó talajok	3
Agyagos vályog	4	Nem felszíntől karbonátos szikes talajok	4	Közepes víznyelésű és vízvezető-képességű, nagy vízraktározó-képességű, jó víztartó talajok	4
Agyag	5	Felszíntől karbonátos szikes talajok	5	Közepes víznyelésű és gyenge vízvezető-képességű, nagy vízraktározó-képességű, erősen víztartó talajok	5
Tőzeg, kotu	6			Gyenge víznyelésű, igen gyenge vízvezető-képességű, erősen víztartó, igen kedvezőtlen, extrémén szélsőséges vízgazdálkodású talajok	6
Nem, vagy részben mállott durva vázrészek	7			Igen gyenge víznyelésű, szélsőségesen gyenge vízvezető-képességű, igen erősen víztartó, kedvezőtlen vízgazdálkodású talajok	7
				Jó víznyelésű és vízvezető-képességű, igen nagy vízraktározó- és víztartó-képességű talajok	8
				Sekély termőrétegűség miatt szélsőséges vízgazdálkodású talajok	9

A kiválasztott tényezők mind az öt részvizsgálat esetében ugyanazok voltak. A súlyozásuk növényenként történt, így részvizsgálatonként eltérő súlyokat kaphattak. A kiválasztott környezeti változók és felvehető kategóriáik számszerűsítéséhez növényenként 11 szakértőt kértünk fel. A súlyozást a következőkben az őszi búza példáján keresztül mutatjuk be.

A kvantifikáció első lépése a szakértői vélemények rögzítése volt. Ez az úgynevezett Thurstone-féle páros összehasonlítás táblázatok alkalmazásával történt, amely során a környezeti változók, illetve változónként a hozzájuk tartozó felvehető kategóriák összes lehetséges páros (kételemes) kombinációját felírtuk egy olyan táblázatba, melynek első két oszlopa a tényezőpárt tartalmazza másik két oszlopa pedig a döntésre hogy lehetőséget. A páros kombinációk kiszámolására a megfelelő kombinatorikai képletet használtuk. A párok felírása véletlen elrendezésben történt. A munkába bevont szakértők minden egyes páros esetében döntést hoztak, azaz kiválasztották a kérdésnek (mérési céloknak) megfelelően azt a tényezőt, amelyiket fontosabbnak tartottak. A szakértő(k) a választás közben a többi tényezőpár esetében meghozott döntéseiket nem vehették figyelembe. Az őszi búza esetében (és később a többi növényenél is) egy szakértőnek négy páros összehasonlítás táblázatot kellett kitölteni, ugyanis egyfelől értékelni kellett a termesztési alkalmasságot befolyásoló környezeti változókat, másfelől pedig változónként a felvehető kategóriákat is. Ez utóbbi három értékelést jelent, mivel három változót használtunk. A környezeti változók esetében a szakértőknek arra kellett választ adniuk, hogy a minősítés (jelen esetben a búzatermesztési alkalmassága) szempontjából melyik tényező a fontosabb. A kategóriák számszerűsítése során a szakértőknek azt kellett eldönteniük, hogy egyes kategóriák mennyire szolgálják az adott minősítési célt (jelen esetben az került értékelésre, hogy az egyes kategóriák mennyire kedvezőek a búza termesztése szempontjából). Példaként az őszi búza változóinak Thurstone táblázatát mutatjuk be (2. táblázat).

2. táblázat A Thurstone-féle páros összehasonlítás  
Table 2. Thurstone's conjugate comparison

Melyik változót tartja fontosabbnak abban az esetben ha az őszi búza termesztési alkalmasságát kell minősíteni?

Kérjük, hogy választását a megfelelő oszlopban 1-sel jelölje meg!

A	B	A	B
Talajok fizikai félesége	Talajok vízgazdálkodása		×
Talajok fizikai félesége	Talajok kémhatása és mészállapota	×	
Talajok vízgazdálkodása	Talajok kémhatása és mészállapota	×	

A következő lépésben a szakértők döntései átvezetésre kerültek az egyéni preferencia mátrixokba (EPM). A Thurstone-táblázatoknak megfelelően egy adott növény esetében szakértőnként négy EPM-et kellett létrehozni. Az egyéni preferencia mátrix egy szakértő véleményét tartalmazza úgy, hogy az adott szakértő által kitöltött páros összehasonlítás táblázatának eredményeit átvezetjük a szakértő egyéni mátrixába. A preferencia mátrix oszlopainak és sorainak jele (neve) megegyezik az értékelési tényezők jelével (nevével). Az eredmények átvezetését (maradva a korábbi példánál) a 3. táblázat mutatja.

3. táblázat Egyéni preferencia mátrix  
Table 3. Individual preference matrix

Megnevezés	Talajok fizikai félesége	Talajok vízgazdálkodása	Talajok kémhatása és mészállapota	a	a <sup>2</sup>
Talajok fizikai félesége			1	1	1
Talajok vízgazdálkodása	1		1	2	4
Talajok kémhatása és mészállapota				0	0

A Thurstone-féle páros összehasonlítás során – ahogy az 1. táblázatban is látható – az adott szakértő a „talajok vízgazdálkodása” változót előnyben részesítette a „talajok fizikai félesége” változóval szemben. Ez a preferencia mátrixban úgy jelenik meg, hogy egy 1-es kerül abba a cellába, ahol a „talajok vízgazdálkodása” változó sora metszi a „talajok fizikai félesége” oszlopát. A preferált tehát a sor, a deferált pedig az oszlop. A többi választást is az előbbieken leírtak szerint vezettük át, majd a mátrix minden egyes sorában összeadva az 1-eseket megkaptuk, hogy a páros összehasonlítások során az egyes értékelési tényezők hányszor lettek előnyben részesítve az adott szakértő esetében. Ezt nevezzük preferencia gyakoriságnak, amely jele: „a”.

A következő lépés a szakértők véleményének együttes figyelembe vétele. Ilyenkor az egyes változók (kategóriák) esetében a szakértőnkénti preferencia gyakoriságot összeadjuk (a), amely alapján már kiszámítható a változókhoz (kategóriákhoz) tartozó súlyszám. Az őszi búza környezeti változóihoz tartozó csoportos preferencia mátrixt a 4. táblázat mutatja.

4. táblázat Csoportos preferencia mátrix  
Table 4. Aggregate preference matrix

Tényezők (kritériumok) / Bírálok (minősítők, döntéshozók)	Talajok fizikai félesége	Talajok vízgazdálkodása, Pufferzóna	Talajok kémhatása és mészállapota
aa (An)	11	22	0
Eredő rangsor	1	2	2
P%	50	83	17
U	0	0,95	-0,95
Súly	50	100	0

A súlyszám kiszámításához első lépésben a preferencia százalékot kell kiszámolni. A preferencia százalék (P) a a érték alapján a következő képlettel számolható:

$$P = \{(a + s/2)/s \cdot n\} \cdot 100,$$

ahol a a szakértőnkénti preferencia gyakoriságok összege, az S a szakértők száma, az N pedig a változók száma.

Az U érték a P érték alapján a megfelelő segéd táblázat alapján számolható. A súlyszám (S) a következő képlettel kapható meg (ez a tulajdonképpeni Guilford-eljárás):

$$SX = [U_x - (U_{\min}) / U_{\max} - (U_{\min})] * 100$$

A 4. táblázatban látható, hogy a legmagasabb értéket a leginkább preferált „a talajok vízgazdálkodása” változó vette fel, amelyet a „talajok fizikai félesége” követ, míg a legkisebb súlyt a „talajok kémhatása és mészállapota” kapta. A változók súlyozását követően a kategóriák súlyozását is el kellett végezni.

A súlyozást követően az eljárás második részében, „a szűkebb értelemben vett KIPA-eljárásban” az értékelésnél használt változókhoz tartozó felvehető kategóriáinak kombinációjával előállítjuk a lehetséges területváltozatokat. A talajok fizikai féleségéhez hét, a talajok vízgazdálkodásához kilenc, a talajok kémhatása és mészállapota változóhoz pedig öt kategória tartozik. A lehetséges területváltozatok száma tehát:  $7 \times 9 \times 5 = 315$ .

Az előállított területváltozatokat ezt követően az úgynevezett KIPA-mátrixok felhasználásával mértük össze. A mátrix struktúrája jól tükrözi, hogy lényegében páros összehasonlításról van szó, amelynek során minden változatot (komplex rendszert) páronként összehasonlítottunk a többivel – kivéve természetesen saját magát. A mátrix minden egyes mezőjében (tehát minden összehasonlítás során) kiszámoljuk az előny- és hátránymutatókat. A mátrix szerkezetét a 5. táblázat mutatja:

5. táblázat KIPA-mátrix szerkezete  
Table 5. Structure of KIPA-matrix

<i>Területváltozat</i>	<i>TV1</i>	<i>TV2</i>	<i>...</i>	<i>TVN</i>
TV1				
TV1				
...				
TVN				

A preferencia- vagy előnymutató (jelölése XY%) azt mutatja, hogy a TV (területváltozat, komplex rendszer)X a változók hány %-ában (figyelembe véve a változók súlyát is) preferált vagy indifferens a TV(területváltozat, komplex rendszer)Y -hoz képest, vagyis a TVX és TVY preferencia (indifferencia) relációt tükrözi. Operatívén úgy számítjuk ki, hogy mindazon változók súlyszámának százalékarányát határozzuk meg, amelyek tekintetében TVX? TVY, tehát a TVX előnymutató kiszámolása TVX és TVY (fontos a sorrend, hiszen TVY és TVX sorrend esetén a TVY előnymutatóját számoljuk) összehasonlítása esetén:

$$= (STVX?TVY/S)*100,$$

ahol a S az összes értékelésnél felhasznált változó súlyszámainak az összege, a STVX?TVY pedig azon változók súlyszámainak összege, ahol a TVX rendszerváltozó kedvezőbb vagy legalább ugyanolyan jó értéket vesz fel, mint TVY. Ha XY%=100, akkor ez nyilvánvalóan azt jelenti, hogy a szóban forgó rendszerpárosban TVx minden



változó vonatkozásában preferált, illetve indifferens TVY-hoz képest, vagyis egyetlen olyan változó sincs, amelynél az ellenkező preferenciareláció állna fenn.

A diszkvalifikancia (hátrány) mutató a TVX TVY-nal szembeni maximális hátrányát jelzi. A hátránymutató kiszámítása a következőképpen történik a TVX és TVY rendszer esetében:

$$XY = [(hy-hx)_{\max}/H_{\max}] * 100,$$

ahol  $(hy-hx)_{\max}$  a két változat minősítésének maximális eltérése intervallumskálán mérve,  $H_{\max}$  pedig a maximális súlyszámmal rendelkező maximális skálaterjedelme. A képletből látható, hogy a lehető legnagyobb hátrányhoz viszonyítjuk a tényleges hátrányt. Ha tehát  $XY\% = 100$ , ez azt jelenti, hogy az ellenkező preferencia tényleges hátránya a legnagyobb súlyszámu változó teljes skálaterjedelmével azonos.

Az előny és hátránymutatók kiszámolását követően minden egyes rendszer esetében az előnymutatókat összeadva, majd ebből a hátránymutatók összegét levonva egy adott értéket (különbség) kapunk, amely alapján felállítható a területváltozatok adott cél szerinti sorrendje. A legmagasabb különbségtérrel rendelkező területváltozat teljesíti leginkább az adott minősítési célt (pl. a búza termesztési alkalmasságát).

A KIPA-eljárás automatizálásához számítógépes programot készítettünk, mely lehetővé tette az adatfeldolgozást és az eljárás során szükséges nagy mennyiségű számítás elvégzését. Egy külön számítógépes program biztosította a szakértői vélemények Interneten keresztül történő rögzítését is.

Az adatrögzítés és -feldolgozás lépései a következők voltak. A számítógépes műveletek során elsőként rögzítettük és kódoltuk az értékelés során felhasznált tényezőket és az azokhoz tartozó kategóriákat. Ezt követően a program előállította a páros összehasonlítás táblázatokat mind a tényezőkre, mind pedig azok felvehető kategóriáira. A felkért szakértők az Interneten felhasználói névvel és jelszóval érték el a táblázatokat, majd pedig a kitöltést követően rögzítettük az adatokat. A következő lépésben a program egyfelől a szakértői vélemény alapján súlysámokat rendelt a tényezőkhöz és azok felvehető kategóriáihoz, másrészt a tényezők és a kategóriák alapján előállította a lehetséges területváltozatokat. Az előállított kombinációkat a program a KIPA-eljárás során az adott mérési cél szerint és a tényezők, illetve kategóriák súlysámai alapján rangsorolta. Végül az elméleti területváltozatokat a térinformatikai rendszerrel való összekapcsolással szűkítettük le a ténylegesen létező változatokra.

A környezet erőforrásainak és adottságainak minősítése nagy adattömeg gyors és egzakta feldolgozását igényli, a térbeli adatbázisok felépítéséhez és kezeléséhez földrajzi információs rendszereket használata szükséges (GRÓNÁS et al. 2006). Jelen vizsgálathoz a térinformatikai programok közül az ArcGIS 9 változatát használtuk. A térinformatikai feldolgozás során ténylegesen létező változatok azonosítása és területi elhelyezkedésük ábrázolása érdekében a KIPA eredménytáblázatot térinformációs rendszerek megfelelő attribútum táblázatával kapcsoltuk össze. Ehhez térképi formában is elő kellett állítani a szükséges területváltozatokat. Ezt az Agrotopográfia megfelelő paramétereinek kódolásával valósítottuk meg. A kódolás során minden területváltozatot három számjeggyel azonosítottunk. Az első számjegy a talajok fizikai féleségét, a második számjegy a kémhatás és a mészállapotot, a harmadik a vízgazdálkodási típust azonosította úgy, hogy felhasználásra kerültek az 1. táblázatban szereplő kódok. Példaként a 333-as területváltozat esetében:

- a talaj fizikai félesége = vályog (3),
- a talajok kémhatása és mérszállapota = felszíntől karbonátos talajok (3),
- a talajok vízgazdálkodása = jó víznyelésű és vízvezető-képességű, jó vízraktározó-képességű, jó víztartó talajok (3).

A lehetséges vagy elméleti területváltozatok közül nem mindegyik található meg a valóságban. (Pl. az a változat, ahol a fizikai féleség változó „homok”, a vízgazdálkodás változó pedig „jó víznyelésű és vízvezető-képességű” kategóriát vesz fel, a valóságban nem fordul elő.) Ennek eredményeképpen megállapítottuk, hogy a vizsgált területen a 315 elméleti változathoz csak 85 fordult elő ténylegesen.

### Eredmények és megvitatásuk

A súlyozás eredményei széles szakértői kör döntésein alapszanak. A szakértők véleménye a környezeti változókkal és a kategóriákkal kapcsolatban is egységesnek mondható. Az öt növény között a változók fontossága esetében nem voltak eltérések, a változókhoz tartozó kategóriák esetében azonban kisebb különbség adódott (6. táblázat).

A további feldolgozás során előállítottuk a területváltozatok integrált (öt növény szerinti) rangsorát, majd a rangsorban való elhelyezkedés alapján öt minőségi osztályba soroltuk az eltérő adottságú területeket, amelyek a következők voltak: kiváló-, jó-, közepes-, gyenge- és igen gyenge termőhelyi adottságú területek. A vizsgálat eredményét Corine Land Cover szerinti szántóterületekre (kis- és nagytáblás szántók és öntözött szántók kategória) szűkítettük (1. ábra).

Az osztályozás az integrált rangsorban való elhelyezkedés, másrészt a különbség-értékek statisztikai jellemzői alapján történt. Kivétel volt ez alól a kiváló szántó kategória, mivel ez az osztály képezte a „kiváló szántó övezetének” alapját, így bizonyos, a kiterjedésre vonatkozó követelményeknek is meg kellett felelnie. A kiváló termőhelyi adottságú szántó lehatárolása során végül is a korábbiakban leírt 333-as kódszámú területváltozat került az első helyre (7. táblázat). Területi kiterjedése önmagában meghaladta az 1 millió ha-t. Az így lehatárolt terület kiterjedése nagyjából megegyezett a 2003-as törvényben szereplő övezetével, azonban a térbeli eloszlás eltért attól (2. ábra).

A bemutatott szántóföldi alkalmasság elemzése egy része volt a zónaelemzések megújítását célzó, illetve az OTrT felülvizsgálatát megalapozó munkáknak, amelyek során lehetőség nyílt az agráralkalmasság értékelése mellett a környezeti érzékenység szerinti rangsorok felállítására és a két szempont együttes vizsgálatára, valamint az erdőtelepítési alkalmasság értékelésére is. Az eredmények alapján megállapíthattuk, hogy jóllehet a KIPA-eljárást eredetileg közgazdasági jellegű döntési helyzetekre fejlesztették ki, az jól használható területi jelleggel bíró problémák megoldásánál is. A módszer azáltal, hogy javítja a nehezen számszerűsíthető – elsősorban a mezőgazdaság környezeti funkcióihoz tartozó – térfunkció-értékelés pontosságát és megbízhatóságát, alapul szolgálhat a szakszerű földhasználati javaslatok kidolgozásához. A módszer szakértői döntéseken alapul, ezért a participatív tervezés terén nem lebecsülhető előnyei és kihasználatlan lehetőségei rejlenek.

6. táblázat A kvantifikáció eredménye  
Table 6. Result of the quantification

<i>Tényezők</i>	<i>A tényezőkhöz tartozó kategóriák</i>	<i>Őszi búza</i>	<i>Kukorica</i>	<i>Napraforgó</i>	<i>Lucerna</i>	<i>Cukorrépa</i>
Talajok fizikai félesége		50	50	50	50	50
	Homok	30	18	33	31	20
	Homokos vályog	65	68	75	73	66
	Vályog	100	100	100	100	100
	Agyagos vályog	65	61	58	82	82
	Agyag	40	32	24	42	51
	Tőzeg, kotu	0	0	7	12	38
	Nem, vagy részben mállott durva vázrészek	1	0	0	0	0
Talok kémhatása és mészállapota		0	0	0	0	0
	Erősen savanyú talajok	0	0	0	0	0
	Gyengén savanyú talajok	100	100	96	72	65
	Felszíntől karbonátos talajok	100	81	100	100	100
	Nem felszíntől karbonátos szikes talajok	43	47	53	63	31
	Felszíntől karbonátos szikes talajok	50	23	43	46	25
Talajok vízgazdálkodása		100	100	100	100	100
	Igen nagy víznyelésű és vízvezető-képességű, gyenge vízraktározó-képességű, igen gyengén víztartó talajok	21	33	37	36	50
	Nagy víznyelésű és vízvezető-képességű, közepes vízraktározó-képességű, gyengén víztartó talajok	50	53	52	56	58
	Jó víznyelésű és vízvezető-képességű, jó vízraktározó-képességű, jó víztartó talajok	100	100	100	100	100
	Közepes víznyelésű és vízvezető-képességű, nagy vízraktározó-képességű, jó víztartó talajok	79	81	71	79	85
	Közepes víznyelésű és gyenge vízvezető-képességű, nagy vízraktározó-képességű, erősen víztartó talajok	51	59	54	56	66
	Gyenge víznyelésű, igen gyenge vízvezető-képességű, erősen víztartó, igen kedvezőtlen, extrémén szélsőséges vízgazdálkodású talajok	13	0	4	7	25
	Igen gyenge víznyelésű, szélsőségesen gyenge vízvezető-képességű, igen erősen víztartó, kedvezőtlen vízgazdálkodású talajok	14	21	21	17	33
	Jó víznyelésű és vízvezető-képességű, igen nagy vízraktározó- és víztartó-képességű talajok	72	89	87	86	89
	Sekély termőrétegtűség miatt szélsőséges vízgazdálkodású talajok	0	6	0	0	0

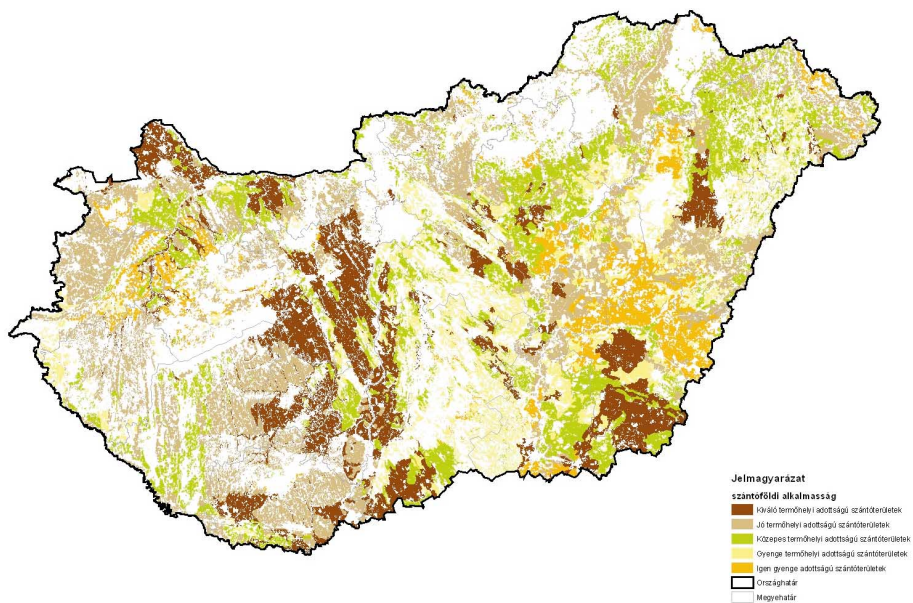
7. táblázat A területváltozatok rangsora  
Table 7. Gradiation of the area variables

Területváltozat kód	Különbségérték	Minőségi osztály	Terület (ha)	Területváltozat kód	Különbségérték	Minőségi osztály	Terület (ha)
333	47182278.13	Kiváló	1080000.0	329	25686771.29	Gyenge	18089.1
323	45919134.32	Jó	444600.0	357	25652212.20	Gyenge	33699.2
433	45425101.91	Jó	180.6	131	25635818.53	Gyenge	211400.0
233	44823793.46	Jó	14844.9	112	25583204.74	Gyenge	689.8
423	44161972.14	Jó	182.8	436	25537718.62	Gyenge	38963.8
313	43916544.46	Jó	29754.0	427	25283565.42	Gyenge	38.5
223	43560665.60	Jó	64302.3	346	25244895.92	Gyenge	16665.1
213	41558365.17	Jó	13093.3	439	25193295.51	Gyenge	1255.1
334	39694783.70	Jó	83044.5	236	24938358.65	Gyenge	39515.6
324	38432204.79	Jó	454600.0	356	24646594.20	Gyenge	6846.9
434	37938104.79	Jó	78403.8	239	24594523.15	Gyenge	3541.7
638	37404006.14	Jó	18286.9	447	24496406.45	Gyenge	38723.6
234	37336973.53	Jó	12706.4	121	24374746.93	Gyenge	115000.0
424	36675532.25	Jó	237800.0	426	24277232.86	Gyenge	96636.8
314	36432530.15	Jó	71672.7	316	24052780.98	Gyenge	37623.7
628	36141270.80	Jó	29472.0	429	23933079.76	Gyenge	4342.7
224	36074409.78	Jó	12706.4	457	23897657.59	Gyenge	11271.5
414	34676091.14	Jó	36562.2	536	23743084.10	Gyenge	539.3
335	34593109.39	Jó	5450.8	319	23709621.86	Gyenge	1099.4
724	33598098.75	Jó	196.0	226	23677875.37	Gyenge	57.6
325	33331182.12	Jó	571.4	446	23490510.88	Gyenge	49832.1
332	33248213.73	Jó	6.8	229	23334307.35	Igen gyenge	24709.4
435	32837261.40	Közepes	21925.8	257	23298058.96	Igen gyenge	6930.5
322	31986300.73	Közepes	64.4	136	22892362.23	Igen gyenge	1575.8
714	31599696.86	Közepes	196.0	456	22892215.58	Igen gyenge	7774.0
425	31575346.72	Közepes	155700.0	547	22701067.53	Igen gyenge	27461.3
432	31492513.99	Közepes	12699.6	139	22553482.55	Igen gyenge	70.4
535	31037914.56	Közepes	2148.2	526	22482618.28	Igen gyenge	85473.7

7. táblázat folytatása  
Contd. Table 7.

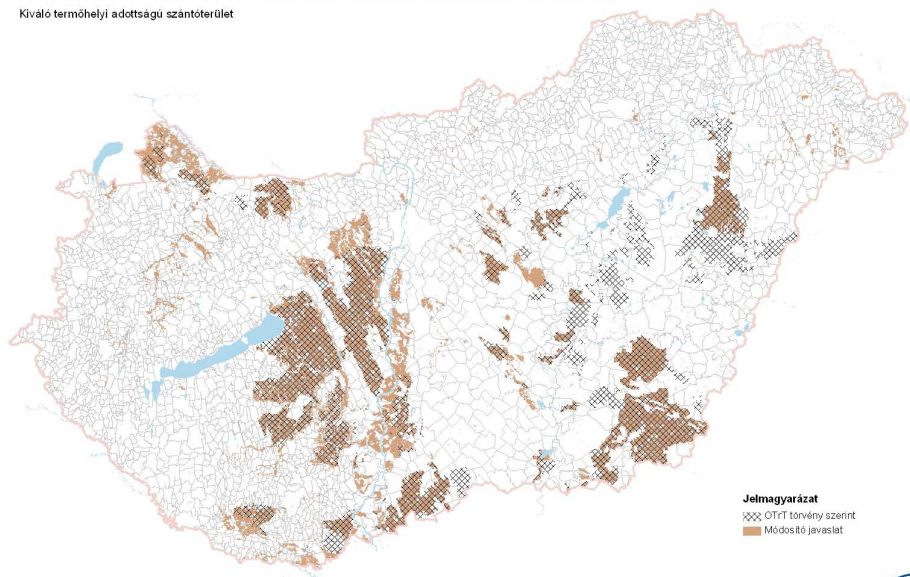
<i>Területváltozat kód</i>	<i>Különbségérték</i>	<i>Minőségi osztály</i>	<i>Terület (ha)</i>	<i>Területváltozat kód</i>	<i>Különbségérték</i>	<i>Minőségi osztály</i>	<i>Terület (ha)</i>
232	30892165.45	Közepes	257100.0	111	22387736.63	Igen gyenge	497.0
422	30230606.93	Közepes	12699.6	416	22298426.08	Igen gyenge	32247.5
525	29776035.35	Közepes	15154.3	256	22292854.91	Igen gyenge	171.5
222	29630263.26	Közepes	130900.0	739	22147049.84	Igen gyenge	19939.2
415	29581367.66	Közepes	99020.5	557	22102350.15	Igen gyenge	968.1
132	28838309.80	Közepes	20207.9	419	21955980.79	Igen gyenge	1533.3
515	27782427.62	Közepes	58870.4	546	21695938.32	Igen gyenge	41247.4
231	27686923.15	Közepes	205.8	219	21357203.18	Igen gyenge	2567.0
212	27636567.08	Közepes	6625.5	129	21293274.40	Igen gyenge	9323.4
122	27576449.67	Közepes	200200.0	157	21250460.43	Igen gyenge	188.6
336	27292133.62	Közepes	191400.0	556	21097658.05	Igen gyenge	159.1
339	26946984.74	Közepes	4809.0	729	20886849.43	Igen gyenge	27261.1
221	26425821.78	Közepes	205.8	516	20503923.14	Igen gyenge	158000.0
347	26250974.03	Közepes	3775.1	719	18909918.03	Igen gyenge	25738.3
326	26031649.47	Közepes	54362.5				

## Szántóföldi alkalmasság



1. ábra Szántóföldi alkalmasság  
Figure 1. Land suitability

AZ ORSZÁGOS TERÜLETRENDEZÉSI TERVRŐL SZÓLÓ 2003. ÉVI XXVI. TÖRVÉNY MÓDOSÍTÓ JAVASLATA  
Kiváló termőhelyi adottságú szántóterület



2. ábra Kiváló termőhelyi adottságú szántók területi változása  
Figure 2. Spatial alternation of high-quality arable land

## Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretnénk köszönetünket kifejezni Podmaniczky Bélának az informatikai háttér megteremtéséért, valamint a Szent István Egyetem Térinformatika Tanszék munkatársainak az adatok feldolgozásában nyújtott segítségéért.

## Irodalom

- ABDULLAH S. A., NAKAGOSHI N. 2006: Changes in landscape spatial pattern in the highly developing state of Selangor, peninsular Malaysia. *Landscape and Urban Planning* 77: 263–275.
- AGROTOPOGRÁFIAI TÉRKÉP MTA TAKI 1:100 000
- ÁNGYÁN J., MENYHÉRT Z. 2004: Alkalmazkodó növénytermesztés, ésszerű környezet- és tájgazdálkodás. Szaktudás Kiadó Ház, Budapest, p. 134.
- ÁNGYÁN J. 2003: A környezet- és tájgazdálkodás agroökológiai, földhasználati alapozása. MTA doktori értekezés, Gödöllő, p. 66., 83.
- ÁNGYÁN J., TARDY J., VAJNÁNE MADARASSY A. 2003: Védett és érzékeny természeti területek mezőgazdálkodásának alapjai. *Mezőgazda Kiadó*, Budapest.
- CARDOZA A. L. 1981: The story of Tuscan agriculture in the 19th and 20th centuries – the detailed Lorraine cataster compared with the 1929 agrarian cataster. *American Historical Review* 86: 167–168.
- CHAGAS C. D., JUNIOR W. D., PEREIRA N. R., FERNANDES E. I. 2006: Testing ALES (Automated Land Evaluation System) in the microregions Chapeco and Xanxere western Santa Catarina state, for bean crop. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo* 30: 509–522.
- CORINE Land Cover Felszínborítási Adatbázis 1:50 000
- DÖMSÖDI J., MIZSEINÉ NYÍRI J. 1997: A földminősítés helyzete és fejlesztési lehetőségei Magyarországon. *Gazdálkodás* 41: 35.
- EYSENCK H. J. 1977: Personality and factor analysis – reply to Guilford. *Psychological Bulletin* 84: 405–411.
- FAO 1976: A framework for land evaluation. International Institute for Land Reclamation and Improvement (ILRI), Wageningen, pp. 12–13.
- GIAMPIETRO M., CAVALLERA G. M. 2007: Morning and evening types and creative thinking. *Personality and individual differences* 42: 453–463.
- GOURNELLOS TH., EVELPIDOU N., VASSILOPOULOS A. 2004: Developing an Erosion risk map using soft computing methods (case study at Sifnos island). *Natural Hazards* 31: 39–61.
- GRÓNÁS V., CENTERI CS., MAGYARI J., BELÉNYESI M. 2006: Agrár-környezetgazdálkodási programok bevezetésének hatása a kijelölt mintaterület földhasználatára és természeti értékeinek védelmére. *Tájökológiai Lapok* 4: 277–289.
- KERTÉSZ Á., CENTERI CS. 2006: Hungary. In: BOARDMAN, J., POESEN, J. (eds): *Soil erosion in Europe*. John Wiley & Sons, Ltd, London, pp. 139–153.
- KINDLER J., PAPP O. 1975: Komplex rendszerek egyes összemérési módszerei. A KIPA-eljárás módszertana és alkalmazástechnikája. Budapest.
- KINDLER J., PAPP O. 1977: Komplex rendszerek vizsgálata, összemérési módszerek. Műszaki Könyvkiadó. Budapest.
- LÓCZY D. 2002: Földértékelés, tájértékelés. Dialóg Campus Kiadó, Budapest-Pécs.
- LOUWAGIE G., STEVENSON C. M., LANGOHR R. 2006: The impact of moderate to marginal land suitability on prehistoric agricultural production and models of adaptive strategies for Easter Island (Rapa Nui, Chile). *Journal of anthropological Archeology* 25: 290–317.
- OLARIETA J. R., BESGA G., RODRIGUEZ-OCHOA R., AIZPURUA, A. USON, A. 2006: Land evaluation for forestry: a study of the land requirements for growing *Pinus radiata* D. Don in the Basque Country, northern Spain. *Soil Use and Management* 22: 238–244.
- PODMANICZKY L., VOGT J., SCHNELLER K., ÁNGYÁN J. 2005: Land suitability assessment methods for developing a European Land Information System for Agriculture and Environment (ELISA) Multifunctional Land Use (ed. Ülo Mander). Springer Verlag (megjelenés alatt)
- TENBERGE J. M. F. 1989: Correction of an orthogonal procrustes rotation procedure described by Guilford and Hoepfner. *Applied Psychological Measurements* 13: 105–106.
- THINH XUAN N., WALCZ U., SCHANZE J., FERENCsik I., GÖNCZ A. 2004: GIS-based multiple criteria decision analysis and optimization for land suitability evaluation : J. WITTMANN, R. WIELAND (eds): *Simulation in Umwelt- und Geowissenschaften*. Shaker Verlag, pp. 208–223.
- Az Országos Területrendezési Tervről szóló 2003. évi XXVI. törvény  
http1: <http://www.demeter.vein.hu>

## THE KIPA METHOD FOR THE ASSESSMENT OF LAND SUITABILITY

K. SCHNELLER, L. PODMANICZKY

Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management,  
Dept. of Environmental Economy  
H-2100, Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: kschneller@freemail.hu

**Keywords:** land assessment, experts' system, Guilford-method, KIPA-method, area-variables

In order to review the regions and determine the land use categories of the National Spatial Plan (NSP), a land-use survey was carried out. This allowed us to conduct a study towards improving the methodology of area function and area suitability analyses. Setting the suitability of lands for arable production as an example, this paper presents the potential of the so-called KIPA-method in the field of land assessment. Being based on experts' strategies, KIPA is suitable for ranking complex systems. Our KIPA-analysis studied fields (areas) with different environmental variables. The analysis ranked these different areas on the basis of their suitability to the production of various (in this study: five) arable crops. Environmental variables, weighed according to experts' opinion were the basis of the KIPA-analysis, which involved the composite comparison of the studied areas. In order to evaluate and rank the areas, we calculated the difference between preference (advantage) and incompetence (disadvantage) figures for each area per each environmental variable. The studied areas (area-variables) were classified and evaluated according to their ranking in the before-mentioned analysis. These field studies resulted in helping us to determine what would the qualifications of the rating 'high-quality arable land' be in the context of NSP.



## A SZENT ISTVÁN EGYETEM KÖRNYEZETTUDOMÁNYI DOKTORI ISKOLA HALLGATÓI FÓRUMÁNAK ELŐADÁSAI

(2007. JANUÁR 31.)

TÁJÖKOLÓGIA, TERMÉSZET- ÉS TÁJVÉDELMI TUDOMÁNYÁGI RÉSZTERÜLET)

Összeállította: PENKSZA KÁROLY

BELLAAGH MÁTYÁS: *Taxonómiai és konzervációbiológiai vizsgálatok a hazai haragossikló-populációkon*

A Magyarországon található haragossikló-populációk a faj tőlünk délkeletre húzódó összefüggő elterjedési területéről leszakadt törzspopulációinak legészakibb, elszigetelt állományai. Az 1998 óta zajló kutatásaink legutóbbi szakasza szerves részét képezte egy NKTH projektnek is, amely a Kárpát-medence faunájának postglaciális genezisével, rekolonizációjával foglalkozik. A 2006 évi munkánk során főként a hazánkban élő és a szomszédos (Szerbia, Montenegró), illetve távolabbi országban található (Törökország, Görögország) haragossikló-állományok genetikai különbségeinek feltárásával foglalkoztunk.

A 2006 évben célunk volt a lehető legtöbb haragos sikló populációból megfelelő számú friss szövetminta gyűjtése, majd e szövetminták molekuláris genetikai módszerekkel (ISSR analízis, cit-B szekvenálás) való feldolgozása az egyes populációk közötti esetlegesen fennálló genetikai eltérések kimutatása érdekében. A populációk közötti kimutatható genetikai eltérések mértéke alapján következtetni kívánunk a Kárpát-medence jégkorszak utáni rekolonizációjának útjára.

Munkánk során 5 országból összesen 119 darab szövetmintából álló szövetgyűjteményt állítottunk össze, mely mind közgyűjteményi, mind terepen gyűjtött mintákat tartalmaz. Első lépésként az ISSR elemzéshez alkalmas mennyiségű és minőségű DNS-t tartalmazó mintákat kellett kiválogatnunk, majd minden országból a lehető legtöbb mintából DNS-t izoláltunk. A kinyerhető DNS mennyisége és minősége alapján 40 minta felelt meg a további vizsgálatokhoz. Ezután 14 ISSR primerrel [SSR1, SSR2, SSR12 (Liu et al. 2006), valamint (GACA)<sub>4</sub> és (CA)<sub>10</sub>] végeztünk PCR reakciót. A PCR-termékeket agaróz-gélen futtattuk, majd a kapott eredményeket, a DNS és a primer kapcsolódásától függően 0-1 mátrixon ábrázoltuk. Ez a mátrix képezi az UPGMA elemzés alapadatait, mely segítségével az esetlegesen fennálló genetikai különbségek alapján az egyes populációk közötti kapcsolatokat dendrogramokon illetve kladogramokon ábrázolhatjuk.

HERCZEG EDINA: *Dél-Tiszántúli löszgyepek botanikai feltárása és tájhasznosítási lehetőségei*

A Dél-Tiszántúlon, ahol intenzív mezőgazdasági tevékenység folyt, és jelenleg is folyik, részben a megmaradt vagy regenerálódott gyepterületek vizsgálata rendkívül fontos. A területek flórájának, vegetációs egységeinek, élőhelyeinek feltárása a jelenlegi gazdálkodási formák részletes megismerése alapvető fontosságú a ritka, védett növényfajok megmaradását, a természetes és természetközeli élőhelyek fenntartását biztosítva. Ebben a törekvésben a degradálódás csökkentését biztosító természetkímélő gazdálkodás (legeltetés, kaszálás, extenzív szántóművelés) kialakításához fontos az értékek felmérése.

Rendszer elvárásai alapján, és számos felvétel készítettünk és összehasonlító vizsgálatokat is folytattunk, amelyeknek eredményeit publikáltuk. A legeltetés és kaszálással kapcsolatban más hazai területen is végeztünk összehasonlító vizsgálatokat, amelyeknek eredményi szintén publikálás alatt áll.

KISS TÍMEA: *Alföldi gyepterületek cönológiai vizsgálata a mezőgazdasági hasznosítás és a természetvédelem összehangolásának céljából*

A természetes illetve a féltermészetes füves területek igen jelentős élőhelyeket képviselnek Európa-szerte. Hazánkban a gyepek kiemelt jelentőséggel bírnak védett területeink között. Ezekben a gyepeken sok esetben legeltetést folytatnak. Fontos feladat ezek természetközeli állapotban való fenntartása, és a rájuk jellemző hagyományos gazdálkodási módok megőrzése. A legeltetés a gyepek kezelésének egyik legelterjedtebb módja. Az optimális állatlétszám és legeltetési időszak tervezésének megvalósításához számos tényezőt kell figyelembe venni. Napjainkban a mezőgazdasági gyakorlatra a termelés központú mezőgazdasági művelés a jellemző, hiszen a természetvédelmi értékek megóvása több szempont figyelembe vételét igényli, viszont egyre inkább érdeke a gazdálkodóknak is a természetvédelmi és gazdasági igények megfelelő összehangolása.

A kutatás célja a legeltetés hatására bekövetkezett vegetáció változás vizsgálata az Alföld különböző gyepterületein, különös tekintettel az intenzív igénybevétel által bekövetkezett változásokra, és annak vizsgálata, hogy ezek a változások hogyan hatnak az adott tájra jellemző eredeti vegetáció arculatára és fajösszetételére. Cél az alkalmazott kezelési mód feltérképezése, majd annak megállapítása, hogy ezek biztosítják-e a természetközeli füves területek társulásainak fennmaradását. A hagyományos gazdálkodási formák felkutatásával és értékelésével a jövőbeni hasznosítási lehetőségekre, módszerekre való javaslatlattétel. A vizsgált társulásokban fellelhető védett, illetve ritka növényfajok feltérképezése, és fajlistájuk elkészítése.

Az Alföld különböző területein, így a Bugac melletti homokon, a Hódmezővásárhely melletti homokos-szikes régióban és a Hortobágyon (Máta szikesén) készültek cönológiai felvételek 2005-ben, amely megismétlései voltak a területeken elvégzett 1997-es felvételezéseknek. Vizsgáltuk még a vegetációban az állattartás következtében bekövetkezett térbeli és időbeli változásokat is. Eredmények: a területek leromlása figyelhető meg; megjelentek az agresszív, tájidegen növények; megváltoztak az uralkodó pászirtfűfajok dominanciai viszonyai. 2006-ban újabb területeket vontunk a vizsgálatba, ahol az előzőekhez hasonlóan szintén jellemzően legeltetést folytatnak.

A 2006-ban kapott adatok feldolgozása és kiértékelése, valamint a vizsgálat kiterjesztése olyan területekre is ahol a jellemző kezelési mód a kaszálás. A kapcsolódó szakirodalmi anyagok tanulmányozása és rendszerezése. A hagyományos állattartási módok felderítése irodalmi forrásokra és a régmúltba visszanyúló pásztor hagyományokkal rendelkező emberek elbeszéléseire támaszkodva.

PETŐ ÁKOS: *A Magyarországon előforduló meghatározó jelentőségű és gyakori talajtípusok fitolit profiljának katasztere*

A szervesetlen biomorf részecskék közül az ún. *fitolitok* vizsgálatával a szárazföldi körülmények között fejlődött és konzerválódott ősi növényzet, illetve környezet elemzése végezhető el, amelynek eredményei táj- és talajfejlődési kérdésekre adnak választ. Ezen, eddig hazánkban kevésbé alkalmazott módszer segítségével informatív új adatok révén járulhatunk hozzá a Kárpát-medence, illetve Magyarország talajainak fejlődéstörténetéhez. A módszer gyakorlati jelentősége abban áll, hogy a talajok fitolit profiljának feltérképezése, illetve az ebből készült, határozókulcs jelleggel alkalmazható kataszter talajvédelmi (*erózió, defláció*) és tájhasználati kérdéseket segíthet tisztázni. Mindazonáltal a régészet és az öskörnyezettan vizsgálatának fókuszában álló kultúrrétegek és eltemetett talajszelvények környezeti jellemzőit, múltbeli változásait segít detektálni.

A kutatás célja, hogy a természet- és tájvédelmi szempontból értékes, valamint a mezőgazdasági és földhasználati szempontból jelentős talajtípusokat kiválasztva, meghatározza azok fitoliteloszlását a biomorf elemzés módszerével. Az összeállított kataszter elkészítése során hozzájárulunk a magyarországi viszonyokat tükröző fitolitismereti bázis felállításához, amely a mai napig még egyelőre nem áll rendelkezésre.

Az újonnan feltárt szelvények esetében számítani lehet azok későbbi oktatásban, kutatásban betöltött szerepére.

A földtörténeti közelmúlt (negyedidőszak) vegetációtörténeti változásainak ismerete az elméleti tájrekonstrukciók megalapozottságát is elősegíti, mert ezen ismeretekre támaszkodva okszerű tájrehabilitációs koncepciók dolgozhatók ki. A módszerrel nyert eredmények kielégítik azt az elmúlt időszakban jelentkező tudományos igényt, amely a régészeti lelőhelyek, illetve feltárások környezettudományi elemzésével kapcsolatos.

A munka jelen stádiumában a kutatás irodalmi háttérének feldolgozása és magyar viszonyokra való átültetése folyik. Ezzel a tevékenységgel párhuzamosan a már meglévő mintavételi helyek (talajszelvények) felkutatása és a szelvénynyitások helyszínének terepbejárásai munkálatai folynak, különös figyelemmel az egyes helyszínek táj- és földhasználati módjára.

A biomorf elemzést a Tájékológiai Tanszéken folyó kunhalom-kutatási programban folyamatosan alkalmazzuk, így az elmúlt időszakban több korábban megmintázott halom anyagain végeztük el a tárgyalat vizsgálatokat, továbbá újonnan megvett minták laboratóriumi preparálása is folyik.

A mintavételi helyek meghatározása maga után vonja a már megnyitott szelvények leírását és megmintázását, valamint új szelvények feltárását.

HECKER KRISTÓF: *A magyarországi pelefafajok (Gliridae) populációinak elterjedéskökológiai vizsgálata a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer alapján*

Hazánkban három pelefafaj fordul elő: a nagy pele (*Glis glis*), az erdei pele (*Dryomys nitedula*) és a mogyorós pele (*Muscardinus avellanarius*). Országos elterjedésükről már számos adat rendelkezésünkre áll, melyek alapján a leggyakoribb fajnak a mogyorós-, míg legritkábbnak az erdei pele tekinthető. Azonban a hosszú távú és sikeres fajvédelmi program kidolgozása érdekében pontosabb képet kell kapnunk élőhely-igényükről, együttes és önálló előfordulásuk ökológiai tényezőiről. A téma aktualitását jelzi, hogy a 2006-os évben a Környezetvédelmi- és Vízügyi Minisztérium Természetvédelmi Hivatala nemzeti parkjainkra kiterjedő pelemonitorozási vizsgálatokat indított el. Ennek következtében a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer pelefafajok tekintetében országos szintűnek tekinthető.

A munka célja minél pontosabb képet kapni a hazai pelefafajok elterjedésének ökológiai viszonyairól, a fajok igényeiről, hogy ezen ismeretek birtokában konkrét faj- és élőhelyvédelmi programokat lehessen készíteni.

Mindhárom hazai pelefafaj elterjedési térképét országos szintű vegetációs térképpel vettem össze. A kapott eredmények csak hozzávetőleges tájékozódást nyújtanak a fajok elterjedése és az erdőtüpusok közötti kapcsolatról. Az országos elterjedési adatok gyűjtése mellett ezért lokális vizsgálatok elvégzésére is szükség van. Két odútelepen (Vác mellett a Naszály-hegyen és a Gödöllő melletti Domony-völgyben) összesen 450 odúval, 2, illetve 7 év alatt gyűjtött adatok feldolgozását végezzük, melyek a fajok időbeli és vegetációtüpusok szerinti megoszlását szemléltetik. A pelék által használt odú környezetében található növényzet fajösszetétele és szerkezete segít megérteni a pelék élőhely-igényét. Emellett vizsgáljuk a módszer hatását is: kétféle – fából és műanyagból készült – odútípussal dolgozunk, melyek eltérő betelepdedési mutatóval bírnak. Emellett a több éve kihelyezett odúk befolyással lehetnek a populációk összetételére, egyedszámára.

Mindezen kérdések megválaszolásával a kutatás célja a hazai pelefafajok védelmének hosszú távú megalapozása.

NAGY ANITA: *Élőhelytérképezések és természetességi mutatók alkalmazhatósága különböző hazai tájítüpusokban*

Egy terület természetességének megőrzése felé az első lépés a múltbéli állapot felkutatása és a jelenlegi állapot rögzítése. A vegetáció jó indikátora a környezetben végbement változásoknak, ennek nyomon követése fontos célkitűzése a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszernek (NBmR). Az élőhely-térképezés eredményei jó alapot szolgáltatnak arra, hogy a térképezett területekről átfogó és szemléletes természetességi értékelést végezzünk. A természetességi értékeléshez rendelkezésre álló mutatószámok és kategóriarendszerek mindegyike fontos információkat ad a természetességi állapotról, de egymásnak való megfeleltetésük és térképi ábrázolásuk gyakran nehézségekbe ütközik. Hasznos volna egy olyan természetességi értékelési rendszer létrehozása, amely térképes formában megjeleníthető, több mutatót és kategóriarendszert integrál és egyszerű, ugyanakkor átfogó képet ad egy terület természetességi-degradáltsági viszonyairól, beleértve a gazdálkodás hatása alatt álló területeket is.

Elsődleges céloom olyan térképes megjeleníthetőségre alapozott értékelési rendszer kidolgozása, mely több értékelési rendszert ötvözve a táj egészére vonatkozóan képet ad az élőhelyek természetességéről, állapotáról. Mivel a természetességi állapot-értékelési rendszer összeállításának, illetve az állapot-térképek alapját az élőhelyfelvételezés-térképezés képezi, céloom minél több mintaterület bevonásával élőhelytérképek és ehhez kapcsolódóan a természetességre vonatkozóan élőhely-jellemzés készítése, részletes fajlista megadásával. A természetességi állapot-értékelési rendszer lehető legpontosabb összeállításához a vizsgálatba bevont területeken a természetességi viszonyok értékelése különböző értékelési módszerekkel. A kidolgozásra kerülő természetességi állapot-értékelési rendszer alapján a mintaterületek természetességi állapot-térképének elkészítése, kiértékelése.

A kutatás keretében Dél-Tiszántúlon és Veresegyház környékén végeztünk élőhely-felvételezéseket. Ehhez kapcsolódóan az élőhelytérképek jelentős része elkészült. A térképezett területek természetességi vizsgálatát – különböző mutatószámok, kategóriarendszerek alapján – megkezdtük, melynek megfelelően diagramos és térképes formában ábrázolt eredményeket kaptunk.

BALLA GÁBOR: *A belvízzel veszélyeztetett területek hasznosításának vízgazdálkodási megalapozása térinformatikai módszerrel*

Szükséges időjárás esetén – a belvízrendszerek jelentős fejlesztése ellenére – napjainkban is kialakulhatnak „katasztrófális” méretű belvíz elöntések. A belvizek gyakran árvizekkel egy időben jelentkeznek, ez megnöveli a keletkező belvíz mennyiségét és megnehezíti a védekezési munkát. Az árhullámok levonulását nagymértékben befolyásolja a hullámtér vízvezető-képessége és területhasználata.

Országosan mintegy háromszázezer hektárra tehető az a terület, amelyet öt évnél gyakrabban borít belvíz. Ezek a területeken kell megfontolni a földhasználat jelenlegi rendszerének megváltoztatását. Ezekben a területeken az erdősítés, kaszálók és legelők kialakítása, halastavi, jóléti tározóként, rizstelepként való hasznosítás jelenthet alternatívát. A területkivonással vizes-élőhely kialakításra adódik lehetőség.

A fölbomlott mezőgazdasági nagyüzemek csatornái, drénhálózatai és a települések belterületén húzódó csatornarendszerek állapota sok kívánnivalót hagy maga után. Az állami – vízügyi, társulati, önkormányzati – kezelésben lévő csatornák, szivattyútelepek, tározók és egyéb létesítmények is komoly rekonstrukcióra ill. fejlesztésre szorulnak, hogy a megváltozott birtokszerkezet következtében jelentkező új igényeknek megfeleljenek. Mindezekhez nem könnyű előteremteni a szükséges forrásokat. Hogy ez megvalósítható legyen, pontosan ismernünk kell a helyi adottságokat – így pl. a meteorológiai, talajtani-és tulajdonviszonyokat –, a belvízrendszerek jellemzőit, kiépítettségét, jelenlegi állapotát stb. Ezek alapján határozhatók meg/becsülhetők a szükséges ráfordítások, a várható eredmények, illetve a ráfordítások elmaradása miatt bekövetkező károk.

Miközben a nedves periódus problémáinak megoldására törekszünk nem szabad megfeledkeznünk a száraz, vízhiányos periódusban szükségessé váló vízkészlet-gazdálkodási teendőkről. A belvízrendezés stratégiáját össze kell hangolni az aszálystratégiával és egy olyan területi rendszer létrehozására, és működtetésére – vízgyűjtő-gazdálkodás – kell törekednünk, mely egyrészt a többletvíz elvezetését, másrészt a hiányzó víz pótlását is szolgálja.

A térinformatikai rendszerek alkalmazása lehetőséget nyújt a vizsgálandó területek sokoldalú értékelésére. Több digitalizált térképreteg egymásra helyezésével, a hozzátartozó információk lekérdezésével lehetővé válik ugyanannak a tereppontnak több szempontból történő elemzése.

Az adatbankba összegyűjtött alfanumerikus, grafikus adatok és információk a speciális igényeknek megfelelően lekérdezhetők, elemezhetők, ezzel széleskörű felhasználási lehetőséget biztosítva a mezőgazdasági gyakorlat, a kutatás, a vízgazdálkodási feladatok tervezési és döntés-előkészítési munkáihoz. A vizsgált paraméterek további súlyozásával a döntés-előkészítő munka finomítható.

Céлом egy olyan felhasználóbarát rendszer megvalósítása, amelyet a gyakorlati szakemberek különösebb számítástechnikai ismeretek nélkül is tudnak használni; könnyen, gyorsan megjeleníthetik a munkájukhoz szükséges adatokat-információkat, elemezhetik azokat, és eredményeiket tematikus térképeken ábrázolhatják.

A belvízzel veszélyeztetett területek agroökológiai vizsgálata a földhasználat új megoldásokat hozhat a mezőgazdasági területhasználatban. Ilyenek lehetőségek a vizes élőhely kialakítás, a rekreációs hasznosítás, védett állat és növényvilág életterének biztosítása, belvíztározás, ezáltal értékes haszonnövények védelme, aszálykár enyhítés. A kialakuló élővilága kellemes változatosságot biztosít a környezetének, bolygatatlan állapotban a területre jellemző természetes növény és állatvilág alakulhat ki.

Eddigi munkámban a Körös-Berettyói VGT területén az EU Víz Keretirányelvvel harmonizáló, vizes élőhely rehabilitáció lehetőségét mutattam be. Feltártam azokat a területeket melyek alkalmasak vizes élőhely rehabilitációra, melyeken lehetőség nyílik a káros víz tározására.

A területek lehatárolása lehetőséget nyújt a belvízkárok csökkentésére, a belvizek területen nyúlására, az aszályos időszakok problémáinak csökkentésére. A vizes élőhely rehabilitációra javasolt területek elhelyezkedéséről egy szintézistérkép hoztam létre, mely használatával könnyen azonosíthatóvá válnak a módszer alkalmazói és a területen gazdálkodók számára a különböző szempontrendszereknek legjobban megfelelő területek.

ERDŐS SAROLTA: *Az intenzív gazdálkodás hatása a földön fészkelő madarak szaporodási sikerére*

Az Európai Unió csatlakozásunk óta zajló gazdasági változások értelemszerűen maguk után vonzzák a hazai mezőgazdasági termelés átalakulását is. Ez azonban – mint az Nyugat-Európában már tapasztalható volt – jelentős hatással van az élővilágra.

Magyarország növény- és állatvilága sok tekintetben egyedülálló Európában, amit az is jelez, hogy a kontinensünk 11 biogeográfiai régiója között a Pannon biogeográfiai régió önálló egység, és túlnyomórészt hazánkat foglalja magába. Éppen ezért kötelességünk, hogy e jelenleg gyorsan változó környezetben nyomonkövessük az élővilág változásait, lehetővé téve a gyors beavatkozást.

Mivel a madarak érzékenyen reagálnak a környezet apróbb megváltozásaira is, így jól alkalmazhatók, mint mezőgazdasági indikátorok.

Célunk volt egyrészt a mezőgazdasághoz erőteljesen kötődő madarak szaporodásának vizsgálata eltérő művelés alatt álló mezőgazdasági területeken. Másrészt mezőgazdasági élőhelyek természeti állapotának vizsgálata és értékelése a madarak állományváltozásai alapján.

A 2003, 2004, 2005 tavaszán vizsgált mezei pacsirta fészkek adatainak értékelésekor kiderült, hogy a legeltetés befolyásolhatja e faj szaporodását. Ezeket az eredményeimet hazai és nemzetközi konferenciákon is bemutattam.

2006 tavaszán újabb madárfaj, a mezei veréb szaporodási sikerét kezdem el vizsgálni különféle szántó- és gyepterületeken. Kihelyezett odúk segítségével lehetővé vált a folyamatos megfigyelés a költési időszakban.

A terepen végzett munka mellett eddig megvizsgáltam, hogy három, jellegzetesen a mezőgazdasághoz kötődő madárfaj, a mezei pacsirta, a sordély illetve a mezei veréb esetében a tájszerkezet és a különféle gazdálkodás alatt álló mezőgazdaság területek, hogyan befolyásolják e fajok élőhelyválasztását. Előzetes eredményeink szerint e három faj eltérően reagál az élőhelyek szerkezetére. Az eredményeimet egyrészt hazai, másrészt nemzetközi konferencián is bemutattam.

*POTTYONDY ÁKOS: A pannonhalmi világörökségi terület komplex természeti feltárása és tájhasznosítási lehetőségei – összehasonlítva hazai és nemzetközi példákkal*

A Pannonhalmi Bencés Főapátság és közvetlen természeti környezete 1996 óta a világörökség része. Az épített műemlékekkel a természeti és tájképi örökség szorosan összekapcsolódik, vele összetett rendszert képez, fenntartása és fejlesztése kizárólag komplex szemlélettel lehetséges. Az érintett terület kezelési tervének első változata 2006-ban elkészült. A természeti és táji környezet kutatása, hasznosítási lehetőségeinek feltárása a terv kiemelt céljai között szerepel. A kidolgozandó monitoring rendszer az UNESCO és az IUCN munkatársainak is felkeltette az érdeklődését.

Él volt a világörökségi helyszín, valamint az ezt övező műemléki környezet természeti értékeinek komplex feltárása, lehetőséghez mérten teljes fajlisták készítése, a terület talajtípusainak feltárása, térképezése, a történeti és jelenkori tájhasználati formák felkutatása, értékelése és összehasonlító elemzése, a terület kezelési tervének témabavágó fejezeteihez monitoring rendszer kidolgozása, a világörökség természeti területeire vonatkozó bemutató program kidolgozása.

Az eddigi kutatás során elkészült az Apátsági Arborétum teljeskörű botanikai felmérése, újbóli kitáblázása, a kezelési tervhez szükséges természeti felmérések elvégzése, monitoring rendszer kialakítása, a világörökségi helyszín és a műemléki környezet talajtérképezése, erózió monitoring, a területen vett talajminták laboratóriumi vizsgálata, a természeti területek bemutatását szolgáló bemutató útvonal tervének elkészítése, irodalmi adatok, képtári gyűjtemények, légi és űrfotók felkutatása és feldolgozása, a térképészeti adattárak vonatkozó anyagainak feldolgozása.

*VONA MÁRTON: A galgahévízi láprét tájökölógiai értékelése és a tájalkotók összefüggés vizsgálata*

A vizsgált láprét a Galga patak mentén Galgahévíz település közigazgatási területén található. Jelentős védett növényállományok található a lápréten. A láprét egyik része már a Duna-Ipoly Nemzeti Park tulajdonában áll, és országos jelentőségű védett területnek nyilvánították, jelentős lépést téve a védelme, fenntartása felé.

A Galgát szegélyező láprétek ökológiai stabilitásainak mértéke nincs feltárva. Értékelnél szükséges azon veszélyeztető tényezőket, melyek ezen értékes ökológiai folyosókat degradálhatják-degradálják.

Kutatásunk egyik célja az volt, hogy felmérjük a még meglévő lápi növényállomány foltok alapján a láprét védendő természeti értékeit. Célkitűzésünk a terület tájökölógiai jellemzésének elkészítése.

Az eddigi kutatás során elkészült a galgahévízi láprét vízháztartási viszonyainak feltárása, értékelése. Elkészült a láprét vízmérlegének, elemzése 1995, 2002-2005 hidrológiai évekre, és a láprét sekélyföldtani jellemzőinek bemutatása, domborzatmodell készítése, talajviszonyainak feltárása 250 talajmintavételi pont, valamint talajminták, sekélyföldtani minták laboratóriumi vizsgálatai alapján. A láprét tájváltozásának feltárása megtörtént a történelmi adatok, vízrendezési tervek, történeti térképek (I–III. katonai felmérés), valamint légifotó (1952, 1970, 1982, 1990, 2000, 2005) alapján. Értékelésre került a láprét vegetációváltozásának, talajtani adottságainak értékelése, a természetvédelmi kezelés, éghajlatváltozás alapján 2002-2005 években.

TÜRKE ILDIKÓ JUDIT: *Természetvédelmi kezelések hatásának vizsgálata száraz gyepek esetében az Északi-középhegység hegylábi és hegylábperemi részein*

Napjainkban a természetvédelem kiemelkedő feladata lett egyes természetes élőhelyek aktív kezelése, használata, amely a tapasztalatok szerint hozzájárulhat az adott élőhely állapotának fenntartásához. A természetvédelmi kezelések bevezetésével a korábbi leíró, rendszerező tudományágak helyett a vegetációs változások folyamatát (vegetációdinamika) és okait vizsgáló kutatások kerülnek előtérbe. Ilyen jellegű, a tudományos köröket és a természetvédelem céljait egyaránt kiszolgáló kutatómunka ma még kevés helyen folyik az országban. Napjainkban a gyakorlati természetvédelmi munkák során az egyik legnagyobb problémát az jelenti, hogy nem tudjuk, egyes élőhelyek esetén milyen kezelési stratégia szükséges azok természetes állapotának fenntartásához, biodiverzitásának megőrzéséhez. Ezért nagy szükség van hosszú távú, természetvédelmi kezelések hatásait monitorozó kutatásokra, amelyek elősegítik azt, hogy egy adott élőhely természetszerű állapotának fenntartásához a szükséges hatékony kezelési stratégiákat kidolgozhasuk.

Munkám során a kaszálás és a cserjeirtás hatásának monitorozásával foglalkozom több helyszínen vizsgálódva. Célom, hogy a természetvédelmi kezelések megalapozásához konkrét területek tájhasználat-történetét mélységeiben feltárjam. A kezelésekkal kapcsolatos céljaim, hogy a löszpusztagyepek és irtásrétek esetében megállapítsam a kaszálás gyakoriságának hatását, valamint, hogy nyomon kövessem a cserjeirtás utáni a gyepek regenerálódását.

Vizsgálataimmal remélem, hogy hatékonyan segítem a természetvédelem munkáját és a kezelési tervek kidolgozásához tudományosan megalapozott eredményekkel járulok hozzá.

KOMÁROMINÉ KUCSÁK MONIKA: *Modifikált zeolitok alkalmazása a biológiai szennyvíztisztításban*

Az elmúlt 10-15 évben – a befogadók eutrofizációs veszélyének csökkentése érdekében – előtérbe került a tápanyag-eltávolítás kérdése. A hatékony nitrogén- és a foszfor-eltávolítás megoldására számos, egy- és többlépcsős technológiai eljárást fejlesztettek ki. Ilyenek a bioszűrők, mozgó-áramló biotöltetek, és az eleveniszapos rendszerbe adagolt szuszpenzió jellegű hordozóanyag örlemények. Ez utóbbiak közé tartozik az az új zeolitos szennyvíztisztítási eljárás, mely kutatásom alapjául szolgál. Kutatásom célja e technológia kialakításának lehetőségeit, hatásait tanulmányozni a próbauzemi kísérlet során, valamint a kapcsolódó témák összegyűjtésével, részletes elemzésével egy átfogó képet alkotni a technológia működőképességéről előnyeiről, hátrányairól.

Cél volt a laborvizsgálatok alapján elért mérési eredmények összehasonlítása az üzemi kísérletekkel, a nitrifikáció sebességének mértékének megállapítása. Kérdés volt, hogy megnő-e a szerves nitrogén vegyületek (fehérjék) lebontási sebessége, az elfolyó, tisztított szennyvízre előírt össz-nitrogén koncentráció (15 mgN/l) könnyebben tartható-e, a Zeolit alkalmazása esetén az anoxikus reaktorok nitrát hasznosítási sebessége (denitrifikációs sebesség) növekszik-e. Vizsgálat tárgya volt, hogy a mikroorganizmus populáció hogyan változik a modifikált zeolit adagolás hatására.

Az eddigi munkák során elvégzésre kerültek az üzemi kísérletek, azok eredményeinek értékelése, szennyvíz kémiai paraméterek (KOI, BOI, N, P, lebegő szervesanyag, iszapüledés) párhuzamos sorok közötti összehasonlító elemzése, illetve ezen eredmények összehasonlítása a laboratóriumi körülmények között mért adatokkal.

BALOGH ÁKOS: *Összehasonlító élőhelyvizsgálatok dél-tiszántúli területeken különös tekintettel az agrárpotenciálra és a természetességi állapotokra*

A fenntarthatóság fontosságának hangsúlyozása napjainkban egyre több fórumon hallható. Tudjuk, és egyre többen érezzük: a jövő nemzedékének sorsa a mi kezünkben van. De mi az, amit tehetünk annak érdekében, hogy a természet szépségeire unokáink is rácsodálkozhassanak? Egy-egy terület természetességének megőrzése felé az első lépés a múltbéli állapot felkutatása és a jelenlegi állapot rögzítése. Ezen jellemzők birtokában meghozhatók azok a célkitűzések, tervek, döntések és intézkedések, amelyek közelebb vihetnek az élővilág hosszú távú megőrzéséhez.

Ugyanakkor azt is fontos megvizsgálunk, hogy a fent említett részekkel határos mezőgazdasági táblákon, legelőkön a terület hasznosítási típusa mennyire felel meg a táji adottságoknak, és milyen társadalmi tevékenység helyezhető el a legkisebb kockázattal a tájban.

A kutatás célkitűzése volt a botanikai élőhelyfelmérés és térképezés témakörén belül a természetességi állapot elemzésére, valamint a mezőgazdasági területekkel határos részek szerkezetét vizsgálva az agrárpotenciál meghatározása mellett egy komoly veszélyt jelentő invazív növény, a selyemkóró védett gyepekben kialakult sarjtelepei elleni védekezési lehetőségek kidolgozására fektetjük a fő hangsúlyt.

A selyemkóróról (*Asclepias syriaca*: vaddohány, selyemfű, papagájvirág) közlünk adatokat biológiájával és az ellene való védekezés lehetőségeivel kapcsolatban szántóföldi kísérleti tapasztalatokból merítve, valamint a Körös-Maros Nemzeti Parkban való elterjedéséről, és ezen kezdetleges inváziós centrumok sorsának jövőbeni alakulásáról. A kapott eredmények révén pedig megtervezhetjük a Körös-Maros Nemzeti Park területére betört közel 200 *Asclepias*-folt elleni beavatkozásainkat, hogy a terület jelenlegi természetességi állapotát a továbbiakban is fenntarthatassuk. A veszélyes gyomok visszaszorítása, főleg amíg lehetséges fontos feladat. A védekezési eljárásokat évekre kell megterveznünk, hogy a megfelelő időben történő bolygatással vagy éppen a vegyszerezéssel a gyökérrügyek folyamatos kihajtását indikáljuk, ez ugyan pillanatnyilag a selyemkóró felszaporodásához vezethet, a gyakori beavatkozás ugyanakkor ezzel ellentétesen – a gyökérzet tápanyagtartalmának csökkentése révén – a már kialakult sarjtelepek gyengülését fogja eredményezni.

Az eddigi kutatások során megtörténtek a terepbejárások, a növények borítási értékeinek felvétele. Fajlista készült a mintaterületekről. Az adatok egy része feldolgozásra került. A feldolgozás során nagy hangsúlyt esik *Asclepias* előfordulási helyekre. Mintaterületen történő gyomszabályozási kísérlet beállítása (6 kezelés 3 ismétlésben), értékelése, eredmények közlése is megtörtént, illetve folyamatban van.

FALUSI ESZTER: *A makrofita vegetáció összehasonlító térképezése és monitorozása németországi és magyarországi vízfolyásokban*

Európában napjaink egyik központi kérdése a vizek természetközeli állapotba való visszaállítás, legyen szó akár természetes, akár mesterséges vízfolyásokról. Az Európai Unió Víz Keretirányelvének (2000/60/EK) egyik célja, hogy az EU tagállamok területén a felszíni és felszín alatti vizek „jó állapotban” legyenek, ezen belül meghatározza a folyóvizek „jó ökológiai állapotának” - mesterséges víztestek esetében „jó ökológiai potenciáljának” – követelményét is. A folyóvizek minőségi jellemzésében valamint tájökológiai és vízügyi problémák megoldásában segítséget nyújt az egyes vízi növényfajok elterjedésének pontos ismerete. A Duna-Tisza közén húzódó csatornarendszer gerincét képező Dunavölgyi-főcsatornán és mellékágain az emberi tevékenység hatása alatt egy igen sajátos hidrológiai, biológiai rendszer jött létre. A Kiskunsági Nemzeti Parkhoz tartozó szikes tőrendszerek fenntartása és védelme nem működhethet a csatornarendszer ökológiai állapotának ismerete és összehangolt használata nélkül.

A Duna-Tisza közti csatornarendszerben az első Kohler-féle szakasztérképezési módszerrel (EN 14184 szabvány) végzett, a folyóvizek biológiai elemei közé tartozó makrofiton (szemmel jól látható vízinövény) felmérésére és hosszú távú monitoringjának első lépésére 1998–2001. között került sor. Erre az adatállományra építve célom, az új florisztikai felmérések és vegetáció térképezések adatainak összehasonlítása, és a hosszú távú monitoring hálózat kiépítése. A második, az előbbtől jelentősen eltérő mintaterületen (Friedberger Au síkság, Németország) 1972 óta folyó monitoring nyolcadik felmérését a stuttgarti Hohenheim Egyetem Táj- és Növényökológiai Intézetével közösen végeztük. Célom a kiválasztott vízfolyásokban kialakult különböző élőhelyek és növényzeti értékek feltárása, és az ezeket meghatározó morfológiai viszonyok, jelenlegi területhasználatok leírása. A vizsgált vízfolyások térképezett szakaszaira statisztikailag kiértékelhető, kvantitatív adatbázis és elterjedési térképet kívánok elkészíteni, így a korábbi felmérések adataival összekapcsolva a területen végbemenő változások tendenciáit is meghatározhatom.

BESZÁMOLÓ A 6. NEMZETKÖZI FITOLITKUTATÁSI TALÁLKOZÓRÓL  
6<sup>th</sup> INTERNATIONAL MEETING ON PHYTOLITH RESEARCH (IMPR)  
2006. SZEPTEMBER 12–15., BARCELONA, SPANYOLORSZÁG  
<http://prehistoria.urv.net/6IMPR/>

A Fitolitkutatási Társaság (Society for Phytolith Research – SPR) két évente megrendezésre kerülő, soron következő nemzetközi találkozója 2006 őszén került sor. Madrid (1996), Aix en Provence (1998), Brüsszel (2000), Cambridge (2002) és Moszkva (2004) után a 6. nemzetközi találkozóan Barcelona városa adott otthont.

Az SPR nem titkolt célja, hogy egy olyan intra- és interdiszciplináris platformot teremtsen – többek között a találkozók szervezésével – ahol fitolitkutatással foglalkozó szakemberek számára lehetőség nyílik kutatási eredményeik megvitatására, illetve a kapcsolatépítésre egyaránt.

A találkozó és kerekasztal-konferencia megszervezését az alábbi személyek és intézmények vállalták magukra:

- ROSA MARIA ALBERT  
Catalan Institution for Research and Advanced Studies (ICREA) / Department of Prehistory, Ancient History and Archaeology, Research Group for Palaecological and Geoarchaeological Studies, University of Barcelona.
- MARCO MADELLA  
Catalan Institution for Research and Advanced Studies (ICREA) / Institució Milà i Fontanals, Department of Archaeology and Anthropology, Spanish Council for Scientific Research (CSIC).
- DAN CABANES  
Prehistory section, Department of Geography, History and History of Art, University Rovira i Virgili, Tarragona. Fundació Atapuerca. IPHES.
- MARTA PORTILLO  
Research Group for Palaecological and Geoarchaeological Studies, Department of Prehistory, Ancient History and Archaeology, University of Barcelona.
- DEBORA ZURRO  
Institució Milà i Fontanals, Department of Archaeology and Anthropology, Spanish Council for Scientific Research (CSIC).
- ALEXANDRA GOLYEVA  
Department of Soil Studies, Geographical Institute of the Russian Academy of Sciences (RAS), Moscow (Russia).

A négy napos találkozó során az alábbi, egymás után következő szekciókban hangzottak el előadások:

1. *A fitolitkutatás módszertani és botanikai alkalmazási területei*
2. *A fitolitkutatás alkalmazása a régészetben*
3. *A fitolitkutatás alkalmazása az öskörnyezet tudományterületén és humán-környezeti interakciókban*

A konferencia mindenkor küldetése a fitolitkutatással foglalkozó (a világ minden szegletében, sokszor 'elzártságban' dolgozó) tudományos műhelyek munkájának bemutatása. Ezen alkalommal egy 'közös nyelv' kialakításának, használatának és elfogadtatásának fontosságára hívták fel a résztvevők figyelmét, illetve bocsátották megvitatásra a témát. A találkozó Terry BALL (Brigham Young University, USA) felkért előadásával kezdődött, aki a Nemzetközi Fitolit Nomenklátúra (International Code for Phytolith Nomenclature – ICPN) elkötelezett híveként és egyben nagyköveteként beszélt a 'közös nyelv' fontosságáról és arról, hogy az országoként és intézményeként változó elnevezési rendszerek egységesítése elősegíti a tudományterület művelői közti kommunikációt és egymás közleményeinek megértését. Ennek szellemében tartották az ICPN bizottsági tagok külön megbeszélését a találkozó végeztével.

A konferencia ideje alatt került sor az SPR tisztújítására és tagfelvételére is.

Az előadások egyoldalas összefoglalói és a tematikus program az SPR rendszeresen megjelenő kiadványában (Bulletin for the Society for Phytolith Research) tekinthető meg.



A BRIEF SUMMARY ON THE 6<sup>th</sup> INTERNATIONAL MEETING  
ON PHYTOLITH RESEARCH (IMPR)  
12<sup>th</sup>–15<sup>th</sup> SEPTEMBER 2006, BARCELONA, SPAIN

The latest, the 6<sup>th</sup> International Meeting on Phytolith Research (IMPR) in row took place in the autumn of 2006 in Barcelona, Spain.

These international meetings are biannual occasions organised by member institutions of the Society for Phytolith Research (SPR). The overall goal of the society is to create an international platform for those undertaking phytolith studies and to gather a worldwide audience of archaeologists, botanists, plant physiologists, environmental scientists, geologists and researchers dealing with environmental and natural science. These conferences and workshops give space for the dissemination of multi- and interdisciplinary studies, which improve the communication and co-operation among the above mentioned disciplines, beside building the discipline of phytolith studies.

The specific aim of the conference in Barcelona has been to discuss the development of the International Code for Phytolith Nomenclature (ICPN). The ICPN serves as a common language for phytolith researchers to understand each other's publication, results and helps to unify the interpretation of the various analysis. As the 'ambassador' of the ICPN, in his invited talk, Terry BALL (Brigham Young University, USA) introduced the advantages of the 'common language' as a foreword of the meeting.

The scientific programme of the conference consisted of 3 presentation sessions and a poster session ending with a daytrip to Tarragona on the coast, near the city of Barcelona. Titles of the sessions (as announced) was as follows:

**1. Phytoliths in Methodology and Botany:**

Among many, presentations were held in the field of phytolith classification methodologies and botanical aspects such as the differentiation of given taxas by the implementation of phytolith morphometric methods.

**2. Phytoliths in Archaeology:**

Presentations focused on the implementation of phytolith analysis and their interpretation in archaeological, archaeobotanical studies of cultural layers, artefacts from different historical and prehistorical times, soils and various sediments.

**3. Phytolith in Palaeoecology and Human-Environment Relationships:**

Intra- and interdisciplinary studies were presented on the investigations of (ancient) human activities and behaviour effecting the environment.

**4. Poster session:**

Posters were on display showing various phytolith research studies from more continents.

Abstracts of the presented papers were published in October 2006 in the *Society for Phytolith Research Bulletin* and can also be downloaded from the official website of the 6<sup>th</sup> IMPR, which is: <http://prehistoria.urv.net/6IMPR/>

Altogether 47 participants from 16 different countries (**Europe:** Spain, France, Ireland, Germany, United Kingdom, Sweden, Hungary, Switzerland, Belgium; **Middle East:** Israel; **Asia:** India; **North America:** USA, Canada; **South America:** Argentina; **Africa:** Republic of South Africa; **New Zealand**) participated on the 6<sup>th</sup> International Meeting on Phytolith Research.

NAPJAINK KÖRNYEZETI PROBLÉMÁI – GLOBÁLISTÓL LOKÁLISIG  
SÉRÜLÉKENYSÉG ÉS ALKALMAZKODÁS  
2006. NOVEMBER 30. – DECEMBER 1., KESZTHELY

A Pannon Egyetem Georgikon Mezőgazdaságtudományi Kar, Meteorológia és Vízgazdálkodás Tanszék szervezésében a Balatoni Integrációs és Fejlesztési Ügynökség Kht. támogatásával a résztvevők napjaink környezeti problémáiról tanácskoztak. A szervezők szándéka szerint az első alkalommal megrendezett konferencia hagyományt teremt, és a jövőben évente megrendezésre kerül.

Anda Angéla köszöntője után Kovács Kálmán államtitkár szólta a résztvevőkhöz. A két nap folyamán 65 előadás hangzott el és 30 posztert tettek közzé a szervezők. A plenáris ülés előadásain a magyar nyelvű előadások mellett a környező országokból érkezett szakemberek angol nyelven tartottak előadásokat. A szekció-ülések között szintén voltak angol nyelvű előadások.

A Plenáris ülés mellett az alábbi szekciókban hallhattunk előadásokat: A globális klímaváltozás és hatásai; A víz környezeti vonatkozásai, vízminőség és vízvédelem; Térségfejlesztés, igazgatás és ön-kormányzás; Környezeti problémák talajtani vonatkozásai; A környezet élő elemeit veszélyeztető folyamatok; Gazdaságtudományok; Társadalomtudományok.

A résztvevők a videókonferencia lehetőségeit felhasználva élő előadásokat hallgattak meg Svédországból, illetve az Egyesült Államokból.

A konferencia Keszthelyen, a Georgikon Kar „D” épületében zajlott. A helyszínből adódóan sok előadás foglalkozott a Balaton helyzetével, ezenkívül többször felmerült a biotechnológia hatása napjaink mezőgazdaságára. Az előadók és szervezők jóvoltából a környezeti problémákat ezúttal nem csak természettudományos vagy csak gazdasági, társadalmi szempontból, hanem komplex módon láthattuk. E nagyobb tudományterületek együttműködése jóval hatékonyabbá teheti a kutatásokat és sokkal inkább megvalósítható eredményekkel szolgál. A konferencián elhangzott előadások és poszterek írott formában az ISBN-10: 963-9639-14-1 számú CD kiadványban jelentek meg.

JAKAB GERGELY

MTA – Földrajztudományi Kutató Intézet

## AZ EMBERI BIODIVERZITÁSTÓL RÉGI GYÜMÖLCSFAJTÁINK GÉNMEGŐRZÉSÉN KERESZTÜL A NÖVÉNYKERT TÖRTÉNETÉIG

– A MAGYAR BIOLÓGIAI TÁRSASÁG XXVI. VÁNDORGYŰLÉSÉRŐL –

Az elmúlt őszelel immár huszonhatodik alkalommal került megrendezésre a Magyar Biológiai Társaság vándorgyűlése. A kétnapos találkozónak a Fővárosi Állat- és Növénykert Barlangterme adott otthont.

A Magyar Biológiai Társaság a magyar biológusok és a határterületi tudományokkal foglalkozó szakemberek több mint fél évszázada – 1952 óta – működő tudományos egyesülete. Tagsága jelenleg mintegy 3000 főt számlál. A Társaság céljai közé tartozik: a biológia és határtudományainak művelése, e tudományok fejlődésének és társadalmi elismerésének segítése, a biológiaoktatás színvonalának emelése, valamint a magyar biológusok érdekképviselete. Az MBT szakmai tevékenységét 11 szakosztályán és helyi csoportjain keresztül szervezi. Az egyes szakosztályok a szakmai ágazatok szerint szerveződnek, néhány közülük több mint száz éves múltra tekint vissza. A Botanikai és az Állattani Szakosztály jogelődei például már az 1852-ben megalakult Királyi Magyar Természettudományi Társulatban is működtek. A szakosztályok és a csoportok saját működési rendjük szerint előadói üléseket és egyéb rendezvényeket tartanak.

A 2006. november 9–10-én tartott Vándorgyűlés előadásai a következő témakörökhöz kapcsolódtak:

- A biológiai sokféleség és a megőrzés lehetőségei.
- Az állatkertek természetvédelmi, tudományos és oktatási tevékenysége.
- 140 éves a Fővárosi Állat- és Növénykert.

A gyűlés szakmai programját – a megnyitót követően – három plenáris előadás vezette be. Hahn István (ELTE) a botanikai monitoring módszertani kérdéseit, valamint az azzal kapcsolatos problémákat mutatta be. Példákon keresztül világított rá arra, hogy nagyon pontos tervezést igényel a monitoring vizsgálatok módszereinek, helyszínének, időléptékének stb. megválasztása és ezzel együtt a vizsgált terület diverzitás-értékének helyes kiszámítása. Előadása zárásaként a felsorolt problémák kiküszöbölésére alkalmas megoldásokat is felsorakoztatta.

A második plenáris előadás keretében Zsigmond Vince (FÁNK) az Állat- és Növénykert történetével és jövőbeni lehetőségeivel ismertette meg a hallgatóságot. Az előadást a régmúlt időköt idéző fotók, kiadványok és sok érdekes történet színesítette.

A plenáris előadásokat Gyenis Gyula (ELTE) humán biodiverzitásról tartott bemutatója zárta. Nagy érdeklődéssel ismertük meg az emberi sokféleség genetikai alapjait, a rasszok kialakulásának történetét, valamint az alkat és a bőrszín evolúciós adaptációját.

A plenáris-szakaszt követően öt szekció szerint tematizált előadások következtek. A kétnapos rendezvény összesen huszonhat előadás hangzott el, minden előadás után lehetőség volt a hozzászólásra, vitára. A bemutatott témák között hallhattunk a biodiverzitás megőrzésének lehetőségéről zöldtetők vonatkozásában; legeltetett gyepek fajkészletének változásáról; Magyarország gyümölcs-géntartalékairól; a régi haszonállatfajták génvédelméről; a Pannonhalmi Arborétum botanikai vizsgálatáról; az állatkertek, mint informális tanulókörnyezetek szerepéről stb. A vándorgyűlésre a résztvevők poszteres bemutatóanyaggal is készültek, természetesen szintén a fentebb említett három témakörben. A tizenhárom posztert a gyűlés helyszínén, a Barlangteremben tekinthették meg az érdeklődők.

### Érdekeségek az elhangzottakból

„...az Állatkertben is megtaláljuk történetének lenyomatát: az idős fehér nyárok, magas kőrisek, kocsányos tölgyek vagy vénicszilek valószínűleg az Intézmény területén eredetileg található folyómenti galériaerdők utolsó hírnökei. Az eredetileg ligeterdei növénytakarót igazolja az is, hogy számos, e társulásokra jellemző légyszárú faj, mint pl. a hóvirág, a ligeti csillagvirág vagy a gyöngyvirág jelenleg is kiválóan, sőt helyenként túl jól érzi magát a Kertben, és terjeszkedik.”

„Az a génállomány, amely az Afrikából kivándorolt *Homo sapiens* csoport génkészletéhez a legközelebb áll, valószínűleg azokban a csekélyszámú populációkban található meg, amelyek még a 20. században is viszonylagos izolációban éltek, csak csekély mértékben vették át a „civilizáció áldásait” és többé-kevésbé megőrizték a tradicionális kultúrájukat. Ilyenek például az afrikai busmanok és hadzák, az észak-szibériai mongoloidok egy része, a szibériai és grönlandi eszkimók, az Indiai-óceán andamáni és nicobari szigetein élő őslakók és dél-amerikai indiánok néhány törzse.”

„A 2002-es országos felmérés szerint a selyemkóró fertőzöttség az észlelési szintű előfordulást is figyelembe véve több mint 200 000 ha-t érint.”

„Az atmoszférába kerülő üvegház-gázok (metán és dinitrogén-oxid) körülbelül 15%-a mezőgazdasági eredetű.”

„A gyepgazdálkodás számára ismertté vált egy „csodafű” a *Poa humilis*... a leginkább igénybe vett, ember által taposott területen is, amikor már alig van valami, ez a növény megtalálható.”

„A magyar nép a Kárpát-medencében az elmúlt másfél évezredben nemcsak jól használta a meglévő ismereteiből adódó eredményeket a természet használatában, hanem gazdagította is azt számos természetes és kultúrfaj gyümölcsféle kultivárjainak elterjesztésével. A nagytájunk gazdagon kínálta az erdős sztyeppék övében, a hegyvidéki melegkedvelő tölgyesekben, valamint az alföldi és déli fekvésű lejtők erdős sztyepp övezetében a legkülönbözőbb honos gyümölcsfajokat...”

NAGY ANITA  
Szent István Egyetem  
Tájökológiai Tanszék

## BESZÁMOLÓ A 6. ERÓZIÓS KEREKASZTAL ELŐZMÉNYEIRŐL ÉS ESEMÉNYEIRŐL

1998. okt. 1-én, Budapesten a MTESZ Székházban került megrendezésre a „Fiatal kutatók az agrár-környezetvédelemben” című ankét. Itt több eróziós előadás is elhangzott, olyan szerzőktől, akik diploma vagy PhD dolgozatuk készítése előtt álltak. Ekkor született az ötlet, hogy hozzunk létre egy olyan műhelyt, ahol megismerhetjük egymás erózióval foglalkozó munkáját, rövid előadásokkal bemutatva azokat, amelyről szabadon lehet vitázni. Ezért lett kerekasztal a találkozó formája!

Az Eróziós Kerekasztal vándorgyűlés-szerűen működik. A rendezvények eddigi helyszínei:

1. MTA-Földrajztudományi Kutató Intézet (FKI) (Andrássy út, 1999), az első rendezvény szervezője, a Kerekasztal értelmi szerzője, Dr. Huszár Tamás volt, aki az EPIC modell hazai bevezetésén dolgozott;
2. Szent István Egyetem-Gödöllő, Humán Stúdió, 2002 (a Kerekasztal a MAE-Talajtani Társaság Talajtechnológiai, valamint az Oktatási- és Ismeretterjesztési Szakosztályának szervezésében került megrendezésre, szervezők: Dr. Tóth Tibor és Dr. Centeri Csaba);
3. Szegedi Tudományegyetem, 2003 (szervező: Dr. Barta Károly);
4. Szent István Egyetem-Gödöllő, Tájökológiai Tanszék, 2004 (szervező: Dr. Centeri Csaba);
5. MTA-FKI, Budapest, Budaörsi út, 2005. A rendezvényt Stefanovits Pál akadémikus is megtisztelte. Az elhangzott előadások magyar és angol nyelvű absztraktjai a Tájökológiai Lapok 3. évfolyamának 1. számában jelentek meg (szervező: Jakab Gergely).

A hatodik alkalommal megrendezett kerekasztal 2006. november 28-án, 10 órai kezdettel zajlott a Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézetben (MTA-TAKI), a MAE Talajtani Társaság Talajtechnológia Szakosztály és az Oktatási- és Ismeretterjesztési Szakosztály szervezésében. Az elhangzott előadások magyar és angol nyelvű absztraktjait a Tájökológiai Lapok jelenlegi számában olvashatjuk. A rendezvény házigazdája László Péter volt, ő nyitotta meg a kerekasztalt, majd Dr. Kertész Ádám (MTA-FKI) számolt be a „Soil Erosion in Europe” című könyv megjelenéséről, és tartalmáról. Erről bővebben a Tájökológiai Lapok jelenlegi számában olvashatunk összefoglalót Jakab Gergely tollából (MTA-FKI). A kerekasztal rendezvényén a következő előadások hangzottak el:

- Jordán Győző, Szilassi Péter, Anton Van Rompaey, Csillag Gábor: Mire tanít bennünket a területhasználat történeti változása? A WATEM/SEDEM eróziómodell alkalmazása a Káli-medencében;
- Hegedűs Krisztián, Karancsi Zoltán, Horváth Gergely: Eróziós vizsgálatok egy homokkőszurdokban a Medves-vidéken;
- Kovács Ferenc, Rakonczai János, Szatmári József: Szikpadka erózió mérése az Alföldön;
- Hegymegi Péter, Szegi Tamás, Szeder Balázs: Az erózió európai szintű nyomon követésének tervezése az ENVASSO projektben;
- Jakab Gergely: Vonalas erózió vizsgálata a Tetves-patak vízgyűjtőjén;
- Centeri Csaba, Kristóf Dániel, Bucsi Tamás: A Lyukas-halom eróziós vizsgálata az USLE modellel.

Az előadásokat részletes vita követte, amely lehetőséget adott arra, hogy részletesen megismerkedjünk egy adott problémával és annak megoldási lehetőségeivel. A kerekasztal áttekintést adott a jelenleg hazánkban folyó talajvédelmi jellegű kutatások sokszínűségéről. A kerekasztal utolsó programpontja a következő találkozó idejének és helyének megbeszélése volt. A tervek szerint 2007 novemberének előreláthatólag utolsó hetében Szegeden fogunk találkozni. Minden kedves érdeklődőt szeretettel várunk előadással is vagy csak hallgatóként!

DR. CENTERI CSABA  
Szent István Egyetem  
Természetvédelmi Tanszék

## MIRE TANÍT BENNÜNKET A TERÜLETHASZNÁLAT TÖRTÉNETI VÁLTOZÁSA? A WATEM/SEDEM ERÓZIÓMODELL ALKALMAZÁSA A KÁLI-MEDENCÉBEN

JORDÁN GYŐZŐ<sup>1</sup>, SZILASSI PÉTER,<sup>2</sup> VAN ROMPAEY ANTON<sup>3</sup>, CSILLAG GÁBOR<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Magyar Állami Földtani Intézet, Stefánia út 14, Budapest 1143, email: jordan@mafi.hu

<sup>2</sup>Szegedi Tudományegyetem Juhász Gyula Pedagógiai Kar Földrajz Tanszék, Szeged

<sup>3</sup>Physical and Regional Geography, K.U.Leuven, Belgium & Fund for Scientific Research Flanders (Belgium)

**Kulcsszavak:** történelmi, területhasznosítás, erózió, térszerkezet

**Összefoglalás:** A történelmi területhasznosítási változások jelentős hatással lehetnek az erózióra és a talajok egyes tulajdonságára, mint például a talajok savasodása, tápanyag kimosódás vagy szervesanyag veszteség. A Balaton-felvidéki Nemzeti Parkban található Káli-medence történelmi mezőgazdaságával, illetve az elmúlt 200 évre visszatekintő történelmi területhasznosítási adataival kitűnő lehetőséget nyújt a történelmi terület-hasznosítási változások talajerózióra és talajromlásra gyakorolt hatásának tanulmányozására. A vizsgálatok a mért adatokkal kalibrált és térinformatikai módszerekkel verifikált WATEM/SEDEM térbeli erózió és transzport modellel történtek. A modell alkalmazása megmutatta, hogy a vízgyűjtőből való alacsony összes talajvesztés ellenére a történelmi területhasznosítási változások csökkentették az átlagos eróziót, ugyanakkor növelték Balatonba beáramló üledék mennyiségét. Ez annak köszönhető, hogy megváltozott a felszínborítottság térszerkezete, amely az üledékek patakokba történő transzportját segítette. Az eredmények azt mutatják, hogy nemcsak az egyes területhasznosítási típusok vízgyűjtőbeli aránya, hanem a térszerkezet is meghatározó, melynek figyelembevétele a területgazdálkodási tervezésnél kulcsfontosságú a Káli medencében.

## LESSONS LEARNT FROM HISTORICAL LAND USE CHANGES? APPLICATION OF THE WATEM/SEDEM EROSION MODEL TO THE KALI BASIN, BALATON HIGHLANDS, HUNGARY

G. JORDAN<sup>1</sup>, P. SZILASSI<sup>2</sup>, A. VAN ROMPAEY<sup>3</sup>, G. CSILLAG<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Geological Institute of Hungary, Budapest 1143, Hungary, email: jordan@mafi.hu

<sup>2</sup>Szeged University, Faculty of Juhász Gyula Teacher's Training College,  
Department of Geography, Hungary

<sup>3</sup>Physical and Regional Geography, K.U.Leuven, Belgium & Fund for Scientific  
Research Flanders (Belgium)

**Keywords:** historical, land use, erosion, land use pattern

Historical land use changes may have significant impact on erosion and agricultural soil properties, including soil degradation by acidification, nutrient leaching and organic matter depletion. The Kali Basin, situated in the area of the Balaton Uplands National Park, with its historical agricultural records, together with the available unique historical land use data for the last 200 years, provides an excellent opportunity to study and model impacts of historical land use changes on erosion and agricultural soil properties. Application of the SEDEM/WATEM distributed erosion and sediment transport model showed that, despite the low overall sediment export from the catchment, the land use changes introduced by property ownership and agricultural changes have decreased the average soil erosion in the catchment but have increased the amount of sediment exported to the Lake Balaton. This is due to changes in the land cover pattern that allow more sediment to be transported to the river system. The overall conclusion of this study is that besides the size and area proportion of land use types, land use pattern seems to be equally important in soil erosion and degradation processes, thus land use pattern is a key factor for landscape planning and development in the Kali Basin.

## SZIKPADKA ERÓZIÓ MÉRÉSE AZ ALFÖLDÖN

KOVÁCS FERENC, RAKONCZAI JÁNOS, SZATMÁRI JÓZSEF

Szegedi Tudományegyetem Természettudományi Kar, Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék  
H-6720 Szeged, Egyetem u. 2–6.

**Kulcsszavak:** szikpadka, talajerózió, geoinformatika, tájváltozás

**Összefoglalás:** Az Alföldön a talajerózió mértéke elmarad a dombsági területeken tapasztaltaktól, de vizsgálataink is ráirányítják a figyelmet arra, hogy annak mértékét nem szabad lebecsülni. A padkás felszínek kutatása lehetőséget ad a síkvidéki erózió mértékének a meghatározásához. A szárazodási folyamatokra érzékeny szikes talajoknál az utóbbi évtizedekben talaj és vegetációs változások is valószínűsíthetők, melyek befolyásolják a formakincs fejlődését. A padkahátrálás mérésére három fő irányt jelöltünk ki, amikor a GPS-szel és digitális mérőállomással végrehajtott terepi mérésekkel, légifelvételék vizsgálatával, valamint a régi és mai képi-térképi adatokat elemző geoinformatikai módszerekkel foglalkoztunk. A Duna-menti, szoloncsák szikes területen az 1882–2003 közötti időszak alapján határoltuk le a nagy és a gyors talajerózióval jellemezhető helyszíneket. A pusztuló padkák esetében átlagosan 10–15 cm/év-es padkahátrálás állapítható meg. A területi lepusztulás a III. katonai felméréshez viszonyítva átlagosan 40%-os. A tájhasználat miatt felgyorsulhat a padkahátrálás, amit jól bizonyítanak az úthálózat-sűrűségi számítások és az aktuális légifotók. Napjainkban újabb helyeken erősödik az erózió. Tiszántúli szolonycsák szikes mintaterületeinken a padkahátrálás mértéke kisebb: 0–15 cm/6év, de 25 év terepi megfigyelései szerint a szárazodással együtt járó talaj és a vegetációs változások rendkívül előrehaladtak. A 100 éves hosszú, a 20 éves rövidebb és a 3 éves legrövidebb időközökben elemzett és további pontosításra szoruló vizsgálatok szerint a degradáció mértéke jelentősen nem változott. Tapasztalataink alapján a padkás talajerózió értékelésénél a mérőállomással, sztereo-képpárokcal 3 évenként ismételt mérősorozatok adhatnak választ a felmérés jelenlegi pontatlanságaira.

## SURVEYING OF BENCH EROSION ON THE GREAT HUNGARIAN PLAIN

F. KOVÁCS, J. RAKONCZAI, J. SZATMÁRI

University of Szeged, Faculty of Science, Department of Physical Geography and Geoinformatics  
H-6720 Szeged, Egyetem u. 2–6.

**Keywords:** soil erosion, bench erosion, GIS, landscape changes

The degree of soil erosion in the Great Hungarian Plain is far more below the value experienced in hilly areas. However, our investigations also call the attention to the fact that its potentials must not be underestimated. Investigating surfaces with bench erosion gives an opportunity to determine the degree of erosion in plane areas. This unique type of erosion, complemented by gradually increasing aridity, may cause significant changes in the specific formations of saline soils and the vegetation growing in these environments. We have assigned three main measurement methods: 1. field measurement with GPS and geodesic stations; 2. measurements based on fotogrammetric data; 3. transforming and analysing data from different time frames and mapping systems into a uniform system using GIS. Based on the data from the period between 1882 and 2003 from the large area with solonchak soil near the Danube river were large test areas with high degree of erosion selected. In the case of degrading bench ridges an average 10–15 cm/y bench retreat was calculated. The degree of erosion for individual benches compared to the data on the 3<sup>rd</sup> military survey was 40% in average. Another characteristic feature was the dissection of bench ridges by roads, canals and flock paths leading to the formation of new isolated bench islands. The density of roads, canals and flock paths is getting higher. Erosion becomes more intensive these days in other regions. In the solonetz alkaline type study area of the Trans-Tisza region the degree of erosion is slightly lighter: approximately 0–15 cm/6 years, however, according to the results of field examinations in the last 25 years the soil and vegetation changes due to aridification were highly significant. When analysing a 100 years, a shorter 20 years and the shortest 3 years period during our investigations, that may still require further revisions, the degree of bench erosion was not significant. Based on our experiences so far with evaluating bench erosion, analysing a series of stereo-orthophoto images and field survey with geodesic station in every 3 years may help to eliminate the inaccuracies of the current survey.

## A LYUKAS-HALOM ERÓZIÓS VIZSGÁLATA AZ USLE MODELLEL

CENTERI CSABA<sup>1</sup>, KRISTÓF DÁNIEL<sup>2</sup>, BUCSI TAMÁS<sup>3</sup><sup>1</sup>Szent István Egyetem, MKK, KTI, Természetvédelmi Tanszék  
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: centeri.csaba@kti.szie.hu<sup>2</sup>Szent István Egyetem, MKK, KTI, Térinformatikai Tanszék  
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: kristof.daniel@kti.szie.hu<sup>3</sup>Pest Megyei Növényegészségügyi és Talajvédelmi Szolgálat  
2100 Gödöllő, Kotlán Sándor u. 3., e-mail: tamasbucsi@yahoo.com**Kulcsszavak:** kunhalom, talajerózió, GIS, USLE

**Összefoglalás:** A talajerózió mértéke az Alföldön nem került ábrázolásra a korabeli (1970-es évek) térképeken, mert a domborzati viszonyok miatt nem tekintették fontosnak foglalkozni vele. A mai informatikai ismeretek és eszközök lehetőséget adnak arra, hogy a kisebb mértékű eróziót is ábrázolhassuk különböző eróziós modellek alkalmazásával (USLE, RUSLE, WEPP, EUROSEM, MEDRUSH stb.). A kunhalmok több száz évesek. Kutatásuk során felmerült a kérdés, hogy milyen mértékben pusztulhat egy ilyen, több mint ezer évvel ezelőt felépített mesterséges domb. Konkrét mintaterületünk a Lyukas-halom volt. Az USLE modellel (A= R K L S C P) számítottuk ki a talajvesztéséget a jelenlegi történeti és klímakutatások eredményeire alapozva, természetes (ember által nem bolygatott) növényzetre vonatkozóan. A bemeneti paraméterek a következők voltak: R = 140 (MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> év<sup>-1</sup>), K = 0,018 (t ha h ha<sup>-1</sup> MJ<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup>), L, S = 3 D modell, C = 7 értéket vettük alapul (0,025-0,175), P = talajvédelmi eljárások tényezője. A modellezés eredményei alapján elmondható, hogy a halom csúcsától 10–15 méteren belül érte el a talajvesztés a maximumot. A különböző C-tényezőkre futtatott modell maximálisan 0,2–2 t ha<sup>-1</sup> év<sup>-1</sup> értékeket eredményezett. A halomra jellemző térfogattömeget feltételezve (1,5 g/cm<sup>3</sup>) kiszámítható a lepusztult talajvastagság, amely 2 t ha<sup>-1</sup> év<sup>-1</sup> maximális talajvesztés értékre és 1000 évre számítva 13 cm. Nyilvánvaló, hogy a modellezés során nem megfelelően vettük figyelembe a halom használatának intenzitását (amely a növénytakaró gyérülésével és a tömődöttség növekedésével járt). Ezek a tényezők mind a talajpusztulást növelő tényezők közé tartoznak, azaz a számított 13 cm-es talajvesztés ezer év alatt akár tízszeres értéket is elérhetett.



## EXAMINATION OF THE EROSION ON THE LYUKAS KURGAN WITH THE USLE MODEL

CS. CENTERI<sup>1</sup>, D. KRISTÓF<sup>2</sup>, T. BUCSI<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Szent István University, MKK, KTI, Dept. of Nature Conservation  
H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: centeri.csaba@kti.szie.hu

<sup>2</sup>Pest County Plant Health and Soil Protection Station  
H-2100 Gödöllő, Kotlán Sándor u. 3., e-mail: tamasbucsi@yahoo.com

<sup>3</sup>Szent István University, MKK, KTI, Dept. of Geoinformatics  
H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: kristof.daniel@kti.szie.hu

**Keywords:** kurgan, soil erosion, GIS, USLE

The amount of soil erosion was not signed on the Great Hungarian Plain on the maps of the 1970s because the relief did not suggest it. Our knowledge and tools in informatics today gives opportunity to outline areas with erosion models (USLE, RUSLE, WEPP, EUROSEM, MEDRUSH etc.) where smaller erosion rate occurs. Kurgans are hundreds of years old. During their research an important question is important to answer: "How fast can a more than a thousand year old artificial mound erode?" Our research site was the Lyukas Kurgan in the present investigation. We calculated the soil loss with the USLE model ( $A = R K L S C P$ ), assuming natural vegetation and no human disturbance. Input parameters are as follows:  $R = 140$  ( $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{h}^{-1} \text{y}^{-1}$ ),  $K = 0,018$  ( $\text{t ha h ha}^{-1} \text{MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$ ),  $L, S = 3 D$  model,  $C = 7$  values as scenarios (0,025-0,175),  $P = 1$ . Based on the results of the modeling, it can be stated that soil loss reached its maximum in a 10-15m distance from the top of the kurgan. Maximum soil loss values with the different input C values were 0.2–2  $\text{t ha}^{-1} \text{y}^{-1}$ . With an average assumed bulk density ( $1.5 \text{ g cm}^3$ ) of the topsoil of the kurgan, the thickness of the soil loss can be calculated. With the maximum value of 2  $\text{t ha}^{-1} \text{y}^{-1}$  and calculating for 1000 year period, the soil loss was 0.13m. It is obvious that these values are very low, and input parameters are not taking into account the intensive use of the kurgan that caused less dense vegetation and higher compaction (thus higher amount of runoff). These factors highly increase the amount of soil loss, so the final values can be significantly higher.

## AZ ERÓZÍÓ EURÓPAI SZINTŰ NYOMON KÖVETÉSÉNEK TERVEZÉSE AZ ENVASSO PROJEKT BEN

HEGYMEGI PÉTER<sup>1</sup>, SZEGI TAMÁS<sup>1</sup>, SZEDER BALÁZS<sup>1</sup>

<sup>1</sup>SzIE-Gödöllő, MKK, Talajtani és Agrokémiiai Tanszék  
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: Hegymegi.Peter@mkk.szie.hu

**Kulcsszavak:** ENVASSO, erózió, monitoring

**Összefoglalás:** Az Európai Bizottság „Egy tematikus talajvédelmi stratégia felé” című közleményének 2002. évi közzé tétele után, 2006. szeptember 22.-én elfogadta az európai talajvédelmi stratégiára vonatkozó javaslatot, és egyben megfogalmazta a talajdirektívára vonatkozó előterjesztést is. A 2002-es közleményben meghatározott talajokat legjobban veszélyeztető nyolc tényező (erózió, szervesanyag tartalom csökkenés, szennyezés, lefedés-beépítés, tömörödés, biodiverzitás csökkenés, szikesedés, árvizek-földcsuszamlások) közül, az ember által gyorsított erózió okozta éves becsült veszteség (0,7-14 milliárd euró) a legnagyobb károk között szerepel. A sürgős cselekvés igénye több átfogó, európai szintű kutatási programot hívott életre, így a 37 tagország (köztük négy magyar intézmény) részvételével működő ENVironmental ASsessment of Soil for mOnitoring (ENVASSO) projektet is. A program céljai között szerepel egy európai, egységes, jól definiált indikátor és kritériumrendszer létrehozása, amely alapjául szolgál egy széleskörű, harmonizált európai talajinformációs rendszernek. A cél megvalósítására öt munkacsoport jött létre, amelyek az indikátorok kiválasztását, az adatgyűjtést-feldolgozást, az egységes adatbázis megtervezését, a módszertani kézikönyv létrehozását és a rendszer tesztelését végzik, az összes veszélytényezőre kiterjedően. A talajerózióra kiválasztott kulcsproblémák és indikátorok (számos közül a legfontosabb hármat megtartva): a víz erózió, a szél erózió és a művelési rendszerek, felszín-átalakítások által okozott talajveszteség ( $t\ ha^{-1}\ év^{-1}$ ). Megjegyzendő, hogy a monitoring számára rendelkezésre álló 77633 európai mérőpont 0,01%-án végeznek eróziós méréseket, az összes többi becsült adat. Remélhetőleg a talajvédelem hasonló programok által nemzetközi előtérbe kerül, ami egy kedvező periódus kezdetét jelentheti hazánkban is.

## PLANNING OF A EUROPEAN LEVEL EROSION MONITORING SYSTEM IN THE ENVASSO PROJECT

P. HEGYMEGI<sup>1</sup>, T. SZEGI<sup>1</sup>, B. SZEDER<sup>1</sup>

<sup>1</sup>SIU-Gödöllő, MKK, Dept. of Soil Science and Agricultural Chemistry  
H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: Hegymegi.Peter@mkk.szie.hu

**Keywords:** ENVASSO, erosion, monitoring

After the European Commission published the Communication titled: „Towards a Thematic Strategy for Soil Protection”, in 22<sup>nd</sup> of September 2006 they adopted the Thematic Strategy and also published a directive about establishing a framework for the protection of soil. The official Soil Communication in 2002 identifies eight principle threats to soils of Europe such as erosion, organic matter loss, soil contamination, soil sealing, soil compaction, decline in soil biodiversity, salinisation, floods and landslides. Accelerated erosion is one of the most harmful processes (estimated annual cost is 0.7–14.0 billion euro). The common needs of trans-national soil protection resulted many European wide research projects. One of them is the ENVironmental ASsessment of Soil for mOnitoring (ENVASSO) with 37 participants (including four Hungarian institutes) from the enlarged EU and Candidate Countries. The project will design and test a single, integrated, EU-wide and operational set of measurable criteria and indicators as a basis for a harmonised comprehensive European soil and land information system. The structure of the project is five working groups, with the following tasks: indicator and criteria selection, inventory and monitoring, database design and selection, create a manual of procedures, and prototype evaluation for all the major threats. The selected key issues and candidate indicators for soil erosion (keeping the top three from many indicators) are: estimated soil loss by water erosion (rill, inter-rill, gully), wind erosion and tillage erosion (loss of soil by tillage practices, land levelling and crop harvest) ( $t\ ha^{-1}\ yr^{-1}$ ). It should be noted, that while the geographical density is 77633 monitoring sites in Europe, then the coverage of the erosion indicators is only 0,01% of the monitoring sites, almost all the data are estimated. Hopefully better scientific information will ensure that soil is managed well at local, regional, and continental levels as well.

## A VONALAS ERÓZIÓ VIZSGÁLATA A TETVES-PATAK VÍZGYŰJTŐJÉN

JAKAB GERGELY

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

**Kulcsszavak:** Vonalas erózió, vízmosás, sankoló, feltöltődés

**Összefoglalás:** A talaj degradációjának folyamatai közül a talajerózió meghatározó szerepű. Jelentősége nem csak az élelmiszertermelés, hanem egyre inkább a természetvédelem szempontjából is felmerül. A Balaton D-i vízgyűjtőterületéhez tartozó Tetves-patak vízgyűjtőjén (kb. 120 km<sup>2</sup>) vizsgáltuk a talajerózió mértékét és ezen belül a vonalas erózió által lehordott talaj arányát. A patakon létesített hordalékfogó (sankoló) feltöltődését elemezve megállapítottuk, hogy az 1970 és 2000 közötti időszakban átlagosan mintegy 4000 t talajmennyiség hagyta el a vízgyűjtő területét. Ezt az értéket visszaosztva a vízgyűjtő mezőgazdasági területeire 0,8 t ha<sup>-1</sup> év<sup>-1</sup> talajvesztés adódik. A szediment vizsgálatával megállapítottuk, hogy a lepusztult talaj mintegy fele az eredeti talajszelvények mélyebb rétegeiből származik. Ezen talajrészek lepusztítását csak a vonalas erózió végezhette, és valószínűleg jelentős szerepet játszott a felszínről erodált talajrészek ekkora távolságra történő elszállításában is. A mintavízgyűjtő talajpusztulásában tehát jelentős szerepet játszik a vonalas erózió. Ezt támasztja alá a területen felmért 140 db vízmosás. A vizsgálatok során három időpontban (1968, 1984 és 2004) határoztuk meg a vízmosások fontosabb paramétereit. Ezen vizsgálatok adatait a sankoló vizsgálatának eredményeivel összevetve megállapítható, hogy a vonalas erózió aktivitásának maximuma 1984-1995 közötti időszakban volt. Erre az időszakra tehető a TSZ rendszer felbomlása, illetve a hosszútávra tervezés teljes hiánya, ezért itt egyértelműen gazdasági és társadalmi hatásokkal szembesülünk a talajerózió fokozódásában.

## GULLY EROSION ON THE TETVES CATCHMENT

G. JAKAB

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

**Keywords:** gully, linear erosion, sediment reservoir, fills up

Soil erosion has primary importance in soil degradation processes. Its role is considerable not only from the point of view of crop production, but also of nature protection. Both the total volume of soil loss and the ratio of gully-originated sediment were measured at the outlet of the Tetves catchment (approx. 120 km<sup>2</sup>) next to Lake Balaton. With the investigation of the sediment from the sediment reservoir at the outlet of the catchment it was concluded that during the lifetime of the reservoir (1970–2000) ~4000 t sediment were delivered out of the catchment. This volume of soil loss divided by the area of agricultural land on the catchment is 0.8 t ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>. According to the results of the sediment analysis approximately half of the soil loss arrived from deeper horizons of the original soil profile. These particles were probably eroded due to linear erosion. This type of erosion is also a very effective link between slopes and the stream from the point of view of sediment delivery. Therefore in case of the Tetves catchment gully erosion plays an important role in recent soil degradation. In order to find more details of linear erosion in the Tetves catchment 140 gullies were surveyed. The most important parameters of each gully were determined in three years 1968, 1984 and 2004. To compare the results of these surveys with the data of the sediment reservoir analysis the following statements can be made. The maximum activity of gully erosion was between 1884 and 1995 in the investigated catchment. In this period in Hungary the disintegration of the collective farms happened and total anarchy in land property could be observed. In this case the change in economical and social factors indicated the increase of gully erosion.

## ERÓZIÓS VIZSGÁLATOK EGY HOMOKKŐSZURDOKBAN A MEDVES-VIDÉKEN

HEGEDŰS KRISZTIÁN<sup>1</sup>, KARANCSI ZOLTÁN<sup>1</sup>, HORVÁTH GERGELY<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Szegedi Tudományegyetem Juhász Gyula Pedagógusképző Kar, Földrajz Tanszék  
6725 Szeged, Hattyas sor 10., e-mail: hegekrisz@freemail.hu, karancsi@jgytf.u-szeged.hu

<sup>2</sup>Eötvös Lóránd Tudományegyetem TTK Földrajz- és Földtudományi Intézet,  
Környezet- és Tájföldrajzi Tanszék  
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/c., e-mail: horvathg@ludens.elte.hu

**Kulcsszavak:** erózió, homokkőszurdok, Medves-vidék

**Összefoglalás:** Az Északi-középhegységben található a Karancs–Medves Tájvédelmi körzet, melynek felszínfejlődését, különleges természeti értékeit a földrajzi szakirodalomban számos kutató vizsgálta. A Északi-középhegységhez tartozó Medves-vidék kistájon jelentős számú lineáris erózió által kialakított forma található, melyek közül több látványos szurdokvölgy akár turista attrakcióként is megállná a helyét. Ezek közül választottunk ki egy homokkőszurdokot, amelyet a Medves-fennsík DNY-i pereméről eredő Csobán-berek-patak alakított ki, és amelynek helyi neve: Ravasz-lyuk. A kutatási terület egy nagyjából 1 km<sup>2</sup>-es, részben fedett homokkőfelszín. A tanulmány alapját képező terepi mérések hat hónapon keresztül folytak a mintaterületen. Vizsgálataink során a kijelölt keresztzelvényekben rámutattunk a völgyalak változásainak sajátosságaira, a szurdokon lefolyó csapadékvíz anyagmozgató tevékenységére, illetve a völgy egyéb szakaszain jellemző tömegmozgási folyamatok jellegzetességeire. A keresztzelvényeket acél jelzőrudak kihelyezésével jelöltünk ki a szurdok fővölgyében, melyek segítségével a völgyalak változásának viszonylag pontos dokumentációja vált lehetségessé. Az anyagmozgás vizsgálata a mintaterületre jellemző kőzetek (homokkő, bazalt) egyes megfestett darabjai segítségével valósult meg. Fontos szerepet kapott az egyes keresztzelvényekben felhalmozódott vagy lehordódott anyagmennyiség megállapítása, amelynek mérésére több módszer is alkalmaztunk. A keresztzelvényeken kívüli völgyszakaszokat több időpontban felvett fényképek összehasonlításával elemeztük, amelyek néhány esetben látványosabban érzékeltették a bekövetkezett változásokat, mint más bonyolultabb, időigényesebb módszerek. Munkánk során elvégeztük a szurdokvölgy ágai felvételezésének GPS segítségével történő pontosítását, melyhez alapként a területről az 1980-as évek végén készült 1:10000 méretarányú topográfiai térképet használtuk fel. Az eredményeket táblázatos formában, grafikonon, tematikus térképeken, illetve fotósorozatokon jelenítettük meg.

A kutatást az OTKA (T 048734) támogatta.

## EROSIONAL RESEARCHES IN A SANDSTONE GULLY IN THE MEDVES REGION

KRISZTIÁN HEGEDŰS<sup>1</sup>, ZOLTÁN KARANCSI<sup>1</sup>, GERGELY HORVÁTH<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Univ. of Szeged, Faculty of Juhász Gyula Teacher Training, Depart. of Geography  
H-6725 Szeged, Hattyas sor 10., e-mail: hegekrisz@freemail.hu, karancsi@jgytf.u-szeged.hu

<sup>2</sup>Eötvös Lóránd University, Faculty of Science, Institute of Geography and Earth Science,  
Department of Environment and Landscape Ecology  
H - 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/c., e-mail: horvathg@ludens.elte.hu

**Key words:** erosion, sandstone gully, Medves Region

The Karancs – Medves Landscape Protection Area is founded in the Northern Middle Mountain. The development of its surface, special natural beauties have already been studied by several researchers. The Medves territory is part of the Northern Middle Mountain where we can find several landforms formed by linear erosion. Some of these gullies can be tourist attractions as well. We chose a sandstone gully out of them as our study area. This gully is formed by Csobán-Berek stream, which flows from the South-Western edge of the Medves Plateau. The local name of this small gully is Ravasz-Lyuk. The studied area is partially covered by sediment and its spreading is about 1 km<sup>2</sup>. Field measurements, which are the basis of the research, have been

doing for six months every second week. Using assigned measuring points in the main line we could point out the changes of the water-course's figure, rain water ability for sediment transportation and other geomorphological processes (crumbling, sliding etc.), which are typical for the lines of the studied gullies. The measuring points were assigned by steel bars, with which we could document the changes relatively precisely. The observation of the sediment transportation was completed by painted rocks (sandstone, trap). Finding out the rate of accumulation and the brought down sediment played important role in our research. We used different methods to calculate the rate as punctually as it is possible. Territories, which are not part of the assigned areas are studied by photographs taken different times. This method sometimes more efficiently shows the differences between two landforms than complicated methods. We fulfilled the correction of the gully lines with the help of GPS during our work. We used a topographical map (1:10 000), made at the end of the 1980's, as the basis of data correction. Our results are presented by tables, diagrams, thematic maps and ranges of photos.

The study was supported by OTKA (T 048734).