

# TÁJÖKOLÓGIAI KUTATÁSOK 2010



# TÁJÖKOLÓGIAI KUTATÁSOK 2010

**IV. Magyar Tájökológiai Konferencia**

**Kerekegyháza, 2010. május 13–15.**

MTA Földrajztudományi Kutatóintézet

Budapest, 2010

Főszerkesztő  
KERTÉSZ ÁDÁM

Szerkesztette  
JAKAB GERGELY  
MADARÁSZ BALÁZS  
ŐRSI ANNA  
PÁLINKÁS MELINDA

Technikai szerkesztő  
GARAI-ÉDLER ESZTER

ISBN: 978-963-9545-31-1

Minden jog fenntartva, beleértve a sokszorosítás, a nyilvános előadás, a rádió- és televízióadás, valamint a fordítás jogát, az egyes tanulmányokat illetően is.

Nyomdai munkálatok: Pannónia-Print Kft.

Borítóterv  
GARAI-ÉDLER ESZTER

Felelős kiadó: © KOCSIS KÁROLY MTA FKI igazgató

A kiadvány a Syngenta és a DigiTerra támogatásával készült.



## TARTALOM

<i>ANTAL ZSUZSANNA–JUHÁSZ LAJOS–ANTAL BALÁZS: A Debreceni Erdőpuszták tájtörténeti értékelése térinformatikai módszerek alkalmazásával, különös tekintettel a Nagycserrei ligeterdőre.....</i>	<i>7</i>
<i>BARCZI ATTILA–BUCSI TAMÁS–CSANÁDI ATTILA–CZINKOTA IMRE–DANI JÁNOS ALEXANDRA GOLYEVA–HORVÁTH TÜNDE–JOÓ KATALIN–MOLNÁR MIHÁLY M. TÓTH TIVADAR–PENKSZA KÁROLY–PETŐ ÁKOS–LINDA SCOTT CUMMINGS SÜMEGI PÁL–K. ZOFFMANN ZSUZSANNA: A Lyukas-halom komplex tájökölógiai értékelése .....</i>	<i>15</i>
<i>BARNA GYÖNGYI–MARGÓCZI KATALIN: A Szabadkígyósi puszta tájváltozásának vizsgálata .....</i>	<i>23</i>
<i>CSECSERITS ANIKÓ–BOTTA-DUKÁT ZOLTÁN–RÉDEI TAMÁS–KRÖEL-DULAY GYÖRGY–SZABÓ REBEKA SZITÁR KATALIN–CZÚCZ BÁLINT: Van-e kapcsolat a táji környezet és a parlagfű különböző élőhelyeken való jelenléte közt a Kiskunságban? .....</i>	<i>29</i>
<i>CSIMA PÉTER–DUBLINSZKI-BODA BRIGITTA: A hazai tájökölógiai kutatások módszertani összehasonlítása.....</i>	<i>35</i>
<i>CSÜLLÖG GÁBOR–HORVÁTH GERGELY: Kultúrtájkonfliktusok Salgótarján térségében .....</i>	<i>43</i>
<i>DEÁK JÓZSEF ÁRON: Ártéri tájtipusok, élőhely-komplexek a Dél-Alföldön .....</i>	<i>51</i>
<i>DOBOS ANNA–GALI ZOLTÁN: A szandai Várhegy földtudományi értékeinek felvételezése és azok Településrendezési Tervbe illesztési javaslata.....</i>	<i>59</i>
<i>DOBOS ANNA–GULYÁS GÁBOR: Az egerszalóki Betyár-bújó egyedi tájértékeinek kataszterezése .....</i>	<i>69</i>
<i>DUBLINSZKI-BODA BRIGITTA: A Szentendrei-sziget mezőgazdasági tájkarakterének jellemzése.....</i>	<i>77</i>
<i>EGYED ADRIENN: Egyedi tájérték kataszter, mint az ember és a természet harmóniájának fokmérője .....</i>	<i>85</i>
<i>FAGGYAS SZABOLCS: A hulladékgyűjtés, valamint a táj- és természetvédelem konfliktusa és a lehetséges megoldások.....</i>	<i>93</i>
<i>GÉCZI RÓBERT: Az agrárkörnyezeti monitoring-rendszer néhány módszertani kérdése..</i>	<i>101</i>

<i>HOMONNAI FERENC: A fenntartható városfejlesztés lehetőségei és gyakorlata Magyarországon a 2007–2013 programozási időszakban .....</i>	107
<i>HOYK EDIT–KASZALA RITA: Karszttalajok természetközeli állapota hazai karsztokon.....</i>	111
<i>KELEMEN ESZTER–BELA GYÖRGYI–BODORKÓS BARBARA–KALÓCZKAI ÁGNES–MEGYESI BOLDIZSÁR PATAKI GYÖRGY–PODMANICZKY LÁSZLÓ: A Natura 2000 fenntartási tervek részvételi tervezésének és párbeszédén alapuló kommunikációjának tapasztalatai.....</i>	117
<i>KEVEINÉ BÁRÁNY ILONA: Tájhasználat változások hatása a karsztokon.....</i>	125
<i>KOVÁCS FERENC: MODIS műholdkép alapú monitoring vizsgálat erdőterületeken .....</i>	133
<i>LADÁNYI ZSUZSANNA–DEÁK JÓZSEF ÁRON: Tájhatár és tájváltozás az Illancson .....</i>	139
<i>LÓCZY DÉNES: Az árterek tájökológiai jelentősége .....</i>	147
<i>MIKA JÁNOS: A városi hősziget jellemzői és lehetséges kapcsolatuk a klímaváltozással..</i>	155
<i>MIKA JÁNOS–VARGA GÁBOR–ÚTASI ZOLTÁN–PAJTÓKNÉ TARI ILONA: Az éghajlat változásai Európában a következő 50 évben a MAGICC SCENGEN 5.3 program alapján..</i>	163
<i>MÓDOSNÉ BUGYI ILDIKÓ–CSIMA PÉTER: Felhagyott és helyreállított külszíni bányák szerepe a tájkarakterben .....</i>	171
<i>MÓGA JÁNOS–MARI LÁSZLÓ–KISS KLAUDIA–KÉRINÉ BORSODI ANDREA–KÉRI ANDRÁS KNÁB MÓNIKA–SZABÓ MÁRIA–DARABOS GABRIELLA–VARJU ZSUZSANNA EGERVÁRI NÓRA: A karsztos táj változásainak (degradációjának) vizsgálata a Tapolcai-karszton .....</i>	177
<i>NYILAS ISTVÁN: Tájökológiai vizsgálatok a Kékesi szolonyeces szikes pusztán (Hortobágy).....</i>	187
<i>ORTMANN-NÉ AJKAI ADRIENNE: Vízfolyások és vízgyűjtők táji környezetének vegetáció alapú jellemzése több térléptékben.....</i>	195
<i>ŐRSI ANNA: Geodiverzitás-vizsgálat egy nyugat-bükki mintaterületen.....</i>	201
<i>PAJTÓKNÉ TARI ILONA: Bolygónk földrajzi medencéi, a „medence jelleg” vizsgálatának első lépései.....</i>	209
<i>PALLAG ORSOLYA–FARAGÓNÉ HUSZÁR SZILVIA–GÖNCZ ANNAMÁRIA–KELEMEN ESZTER PATAKI GYÖRGY–PODMANICZKY LÁSZLÓ: Új tervezési módszerek alkalmazása a Natura 2000 területek fenntartási terveinek készítésénél.....</i>	217

<i>PÉ CZ TIBOR</i> : Természeti értékek a Riha-tavon (vegetáció).....	225
<i>PINKE ZSOLT–SZABÓ BEATRIX</i> : A klímaváltozás hatása a Hortobágy-Sárrét középkori településhálózatára .....	231
<i>SAMU ANDREA–KISS MÁRTON–TANÁCS ESZTER</i> : Környezeti változások modellezése Bayes-hálók segítségével, karsztos tavak eutrofizációjának példáján .....	239
<i>SZABÓ GYÖRGY–CZELLÉR KRISZTINA</i> : Nehézfémtranszport vizsgálata a talaj-növény rendszerben különböző talajtípusokon.....	247
<i>SZABÓ MÁRIA–KÉRINÉ BORSODI ANDREA–KISS KLAUDIA–KNÁB MÓNICA–KÉRI ANDRÁS HAJDUNÉ DARABOS GABRIELLA–MÓGA JÁNOS</i> : Hazai karszttavak tájökológiai szemléletű állapotfelmérése.....	255
<i>SZUHI ATTILA</i> : A légszennyezettség okozta mortalitás a Sajó-völgyben.....	263
<i>UTASI ZOLTÁN</i> : A Vajdavár-vidék homokkőformáinak természeti értékei .....	269
<i>VARGA ÁDÁM</i> : A növényzet és talaj kapcsolata egy dél-kiskunsági mintaterületen.....	281
<i>VINCE TÍMEA (VINTSE TIMEO)–HEVESI TIBOR</i> : Ammónium-, nitrát- és nitrittartalom vizsgálata Beregszász ásott talajvíz kútjaiban.....	287



## **A Debreceni Erdőpuszták tájtörténeti értékelése térinformatikai módszerek alkalmazásával, különös tekintettel a Nagycserei ligeterdőre**

ANTAL ZSUZSANNA<sup>1</sup>–JUHÁSZ LAJOS–ANTAL BALÁZS

### **Összefoglalás**

A nagycserei reliktum keményfa ligeterdő egy, a Dél-Nyírségben fennmaradt értékes erdőfolt, amely a korábban összefüggő erdőséget alkotó Erdőpuszták tájegység részét képezi. Habár ez a keményfa liget kiemelkedő természetvédelmi értékekkel bír a vizsgált térségben, a napjainkban tapasztalható globális klímaváltozás kedvezőtlen részfolyamatai itt is éreztetik hatásukat. Ezek a negatív hatások gyors beavatkozást, aktív természetvédelmi hozzáállást sürgetnek.

A lehető legmegfelelőbb élőhely-helyreállítási beavatkozásokhoz azonban nem elegendő csupán a terület jelenlegi állapotának alapos ismerete, szükséges a múltbéli állapotokat is feltárni. Ennek a munkának a megalapozásaként a térségről készült történelmi térképeket tanulmányoztuk térinformatikai módszerekkel. Eredményeinkkel hozzá kívánunk járulni a nagycserei védett reliktum erdőfolt természetvédelmi kezelési stratégiájának kidolgozásához.

### **Bevezetés**

A hazánk keleti-északkeleti részén fennmaradt keményfa ligeterdő foltok természetvédelmi értéke igen jelentős, hiszen a hajdani természetes növény- és állattani értékek utolsó mentsvárjai (JUHÁSZ és VAS, 1996). A keményfa ligeterdők az egykori vízfolyások mentén, a magasabb fekvésű területeken voltak megtalálhatóak. A folyószabályozások során az erdőket elvágták természetes vízutánpótlásuktól, csupán a talajvízből tudtak nedvességhez jutni (GENCSI, 1994). Mára csupán mélyebb foltokban találkozhatunk ilyen erdőrészekkel, de ezek sincsenek biztonságban, hiszen a folyamatos felmelegedés, és a csapadék mennyiségének csökkenése, ill. az utóbbi évek csapadékos időszakainak kedvezőtlen, egyenetlen eloszlása miatt továbbra is egyre szárazabbak lesznek.

---

<sup>1</sup>Debreceni Egyetem Mezőgazdaság- Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási Kar Természetvédelmi Állattani és Vadgazdálkodási Tanszék, H-4032 Debrecen, Böszörményi út 138. E-mail: antalzs@agr.unideb.hu



Vizsgálataink helyszínéül a debreceni Erdőpusztákat választottuk, érdeklődésünk középpontjában, egy Debrecentől pár kilométerre található erdőfolt áll Nagycsere település mellett. Bár a közel negyvenhektáros itteni tölgy-kőriszil ligeterdőt kerítés védi az emberektől, szemmel láthatóan sújtja a folyamatos kiszáradás, értékeit számba véve azonban nem hagyhatjuk, hogy eltűnjön. A biológiai sokféleséget, a biodiverzitást azonban nem lehet csupán populációs és faji szinten megvédeni, komplex tájvédelemre van szükség (BÁNSZEGI *et al.*, 2000) és szükség lehet a terület helyreállítására is (HALASSY, 2001). A lerontott, leromlott élőhelyek természetközeli állapotba való visszaalakulását a restaurációs ökológia hivatott lehetővé tenni. A restaurációs ökológiai beavatkozások tulajdonképpeni célja az érintett terület korábban meglévő, kedvezőbb természeti állapotának visszaállítása (CHOI *et al.*, 2008). Ezt a tevékenységet azonban sokszor nem kizárólag anyagi források, hanem az elérni kívánt állapotot mutató referenciaterületek hiánya is nehezíti (TÖRÖK és TÓTMÉRÉS, 2005).

E referenciaterületek megállapítása érdekében az adott táj történetének feltárása mindenképpen fontos, hiszen sikeresnek csak akkor tekinthető a restauráció, ha a helyreállított ökoszisztéma hasonlít az eredetire. PALLÁS (1975) szerint az aktuális kérdések megértése, megoldása nem nélkülözheti az előzmények, a múlt, a fejlődés ismeretét, voltaképpen azért kell a tegnapot ismernünk, hogy lássuk fejlődésünk irányát, ütemét, eredményeit, és hogy ezek ismeretében jobban elő tudjuk készíteni a holnap megoldásra váró feladatait. Ehhez nyújtanak segítséget a tájtörténeti vizsgálatok, amelyek részben a mostani állapot felméréséből, másrészt pedig régebbi adatok, például az egyes katonai térképészeti felmérések feldolgozásából állnak. Jelen munkánkat megkönnyíti, hogy tanszékünkön több éve kiemelt figyelemmel kísérjük a terület változásait, így a jelenlegi állapot leírásához korábbi eredményeinket alapul vehettük. Az így elvégzett vizsgálataink alapján levonható következtetésekkel, ill. az ezek alapján megfogalmazható javaslatokkal hozzá kívánunk járulni a terület hosszú távú megőrzéséhez, természeti értékeinek tartós fennmaradásához.

## A vizsgálatok anyaga és módszere

Tekintettel a Nagycserei ligeterdő kiemelkedő természetvédelmi értékére, ennek okán pedig megőrzésének jelentőségére, vizsgálatainkat eleinte kizárólag ebben a maradvány erdőfoltban kívántuk végezni. Ahhoz azonban, hogy valóban feltárjuk, hogy a tájváltozás, ill. a tájatalakítások hatása hogyan érintette a Debrecen környéki természeti környezetet, így megérthessük a Nagycserei ligeterdőben lezajló folyamatok hátterét is, vizsgálatainkat kiterjesztettük a nagycserei reliktum keményfa ligeterdőt is magában foglaló Debreceni Erdőpusztákra.

## *A vizsgálati terület bemutatása*

Az Erdőpuszták mai területe közel 20 000 ha (JUHÁSZ *et al.*, 1993), amelynek jelentős része, Debrecen közigazgatási határán belül található. Növényföldrajzilag az Alföld flórávidékének, a Nyírségense flórajárásnak a része (JUHÁSZ, 1994), éves középhőmérséklete 9,6–9,7°C, éves csapadékmennyisége hozzávetőleg 580 mm. Talaját a Tisza Pleisztocén kori üledéke alkotja, döntően homokos, löszös. Az Erdőpuszták jellemző természetes erdőtársulásai a tölgy-kőrisztil ligeterdők (*Fraxino pannonicae-Ulmetum* Soó in Aszód 1935 corr. 1963) (KEVEY, 1999), pusztai tölgyesek, gyöngyvirágos tölgyesek, fűz- és égerlápok. Az Erdőpuszták jelenlegi fafaj összetétele azonban korántsem mondható természetesnek, mára a faállománynak csupán 18%-át teszi ki a kocsányos tölgy (*Quercus robur* L.) állomány (SZEMERÉDY, 2002).

A Nagycserén található ligeterdő-maradványa a maga 38 hektáros területével még ma is az egykori flóra menedékhelye (refúgiuma) és emlékeztet az egykor lehetséges állapotokra (JUHÁSZ, 1996). A klímazonális erdőpuszta mélyebb, nedvesebb helyén kialakult tölgy-kőrisztil ligeterdők egykori reliktum foltja (JUHÁSZ és VAS, 1996), az erdő szélén, a tisztások mentén a dús cserjeszint alkot összefüggő állományt. Ez a változatos cserjeszint és az öregfás erdőállomány a harkályok és az odúban lakó madarak, valamint a poszátafélék, a rigók és a fülemülék, ill. a madarakon kívül más állatok, így kételtűek és a lombhullató erdőkhez kötődő emlősök valóságos mentsvárai. A Nagycserői ligeterdő bőséges táplálkozási lehetőségekkel és búvóhelyekkel zöld szigetekként ékelődik a sivár ökológiai viszonyokkal jellemezhető akácosok, nyarasok és fenyvesek közé. A nagycserői ligeterdő nagy diverzitású, fajban gazdag állattársulást tart fenn, és egyben részt vesz a természetes fajutánpótlás biztosításában a környező, kedvezőtlenebb ökológiai helyzetű élőhelyek számára (JUHÁSZ, 1992). Ezek után érthető, hogy természetvédelmi szempontból rendkívül fontos szerepet tölt be.

## *Tájtörténeti vizsgálatok*

Vizsgálataink során a történelmi visszatekintéshez az I. (1782–1785), II. (1819–1869) és III. (1872–1884) Katonai Felmérések megfelelő szelvényeit vettük alapul, a jelenkori állapot ábrázolásához pedig egy, az 1990-es évek elején készített, nagy részletességű topográfiai térkép szolgált. A térképi adatok feldolgozásához az I. Katonai Felmérést tekintettük kiindulási alapállapotnak, a vizsgálati időszak alatt a tájhasználatban bekövetkezett változásokat ehhez a térképműhöz hasonlítottuk. A területbejáráshoz, a referenciapontok felvételéhez Garmin Legend HCx típusú kézi GPS készüléket használtunk, NaviGuide és TopoGuide térképekkel. A területbejárások során felvételezett

referenciapontokat az 1. táblázat tartalmazza. A megfelelő térképszelvények kivágásához, összeillesztéséhez az Adobe Photoshop CS4 szoftverét használtuk, a térképek georeferálása, ill. az adatok feldolgozása az ESRI ArcGIS 9.3 szoftvercsomag segítségével történt. Munkánk során EOV koordináta rendszert használtunk.

1. táblázat. Az egyes térképszelvényekhez felvételezett referenciapontok és azok koordinátái

Referenciapont	Referált felmérés	EOV koordináták	
Nagytemplom, Debrecen	I., II., Jelenkori	843 988	246 312
Csonka templom, Debrecen	I., II., Jelenkori	844 065	245 959
Református templom, Vámospércs	I., II., Jelenkori	864 626	246 387
Református templom, Hajdúszoboszló	I., II., Jelenkori	826 594	235 935
Híd, Hajdúszoboszló	III.	826 864	233 665
Nagyállomás, központi épület, Debrecen	III.	844 189	245 038
Útkereszteződés, Vámospércs	III.	864 636	246 441

## Eredmények és megvitátásuk

A történelmi térképek, és a jelenkori topográfiai térképszelvények, valamint hazánk Digitális Alaptérképének feldolgozásának egyes fedvényeit az 1. ábra szemlélteti.

Az egyes művelési ágak területi kiterjedését a georeferált térképszelvények alapján, ESRI ArcGIS 9.3 szoftver segítségével számoltuk (2. táblázat).

A térképi adatokból és a táblázatból jól láthatóak a vizsgálati időszak alatt a tájhasználatban bekövetkezett változások. A felmérések elemzésével és a kapott eredmények összehasonlításával egyértelműen látszik, hogy az eredeti tájkép teljesen átalakult, és ez törvényszerűen maga után vonta az élővilág változását is.

2. táblázat. A művelési ágak területi kiterjedésének változása az 1780-as évektől napjainkig Debrecen közigazgatási határos területén belül

Területhasználati kategória	Területhasználati kategória nagysága/ Adatfelvétel ideje (év)							
	1782–1785		1819–1869		1872–1884		1995–2010	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Szántó	10724,49	23,12	24966,08	53,82	24774,04	53,41	22439,24	48,38
Gyep	17414,44	37,54	2678,39	5,77	2474,24	5,33	0,00	0,00
Erdő	16960,55	36,56	17103,74	36,87	16954,85	36,55	17824,78	38,43
Kert/szőlő	866,42	1,87	1260,24	2,72	1529,85	3,30	142,23	0,31
Művelés alól kivett	34,52	0,07	0,00	0,00	108,75	0,23	0,00	0,00
Vízborítás	32,88	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	403,67	0,87
Beépített terület	351,40	0,76	377,04	0,81	544,27	1,17	5578,04	12,03
<i>Összesen</i>	<i>46385,85</i>	<i>100,00</i>	<i>46385,85</i>	<i>100,00</i>	<i>46385,85</i>	<i>100,00</i>	<i>46385,85</i>	<i>100,00</i>

Forrás: saját adatok ESRI ArcGIS 9.3 számítások alapján

I. Katonai felmérés



II. Katonai felmérés















III. Katonai felmérés



Jelenkori állapot



## Jelmagyarázat

	Szántó
	Gyep
	Település
	Erdő
	Kert, szőlő
	Vízzel borított terület
	Művelés alól kivett terület
	Tanya
	Vasút
	Út
	Folyó
	A Nagycserei ligeterdő határa



0 5 10 Kilométer

1. ábra. A vizsgálati területre létrehozott térképi adatok az I., II. és III. Katonai Felmérés, ill. a jelenkori állapotok alapján

A vizsgálat által felölelt, mintegy 220 év alatt a táj arculata teljesen megváltozott. A legszembetűnőbb a beépített területek térhódítása, melynek következtében hozzávetőleg tizenötszörösére emelkedett a belterület. Ugyanilyen feltűnő a gyepterületek teljes felszámolódása. Ez elsősorban a mezőgazdasági területek növekedésével, másodsorban a város fejlődésével magyarázható. A kertek megítélése természetvédelmi szempontból kettős. Ezek egyrészt az ember által erősen befolyásolt területek, ahol az eredeti ökoszisztéma nagymértékben sérülhetett, azonban mégis természetközelibbnek tekinthetők, mint a beépített területek. A térképek tanulsága szerint a kert és a szőlő művelési ág területei a város részeivé váltak, ami természetvédelmi szempontból hátrányosabbnak mondható, mint pusztá meglétük.

Az erdő művelési ág területe az adatok szerint megközelítőleg 5%-os növekedést mutat. Irodalmi források (DÖMSÖDI, 2006; SZEMERÉDY, 2002) és területbejárások azonban bizonyíthatják, hogy természetközeli állapotú erdő már alig található a térségben. A teljes faállománynak az eredeti kocsányos tölgy (*Quercus robur* L.) állomány mára mindössze mintegy 14%-át adja, míg több mint felét a tájidegen fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.) (SZEMERÉDY, 2002) teszi ki. A 19. század közepén megjelenő akác idővel felváltotta az őshonos fajokat, elsősorban a tölgyet (WELLMANN, 1961). Habár földhasználati szempontból az erdő művelési ágba tartoznak az Erdőspuszták egyenlő távolságra ültetett, kitisztított aljú telepítései is, nyilvánvaló, hogy a természetvédelem számára csak az előbbi erdő tekinthető valódi erdőnek.

## Összegzés

Vizsgálatainkkal igyekeztünk feltárni, hogy a nagycseri reliktum keményfa ligeterdő kiemelkedő természetvédelmi értékkel bír az Erdőspuszták térségében, a globális klímaváltozás kedvezőtlen részfolyamatai azonban itt is éreztetik negatív hatásukat. A vízhiány miatt tapasztalható élőhelyi változások megszüntetéséhez és a korábban fennálló kedvezőbb ökológiai állapotok helyreállítására vonatkozó javaslatunk megalapozásához végzetük a mintegy 220 éves időszakot átfogó tájtörténeti vizsgálatainkat. Tekintve, hogy a történelmi információk kétségkívül jó alapot szolgáltatnak az élőhely-helyreállítási munkálatok tervezéséhez és végrehajtáshoz (CHOI *et al.*, 2008), ismertetett tájtörténeti vizsgálataink gyakorlati jelentőséggel bírnak, hozzájárulnak a természetvédelmi kezelési és restaurációs ökológiai munkálatokhoz, amelyek döntő fontossággal bírnak a biodiverzitás megőrzésében (TÖRÖK *et al.*, 2003).

## IRODALOM

- BÁNSZEGI, Z.–BÁLDI, A.–BANKOVICS, A. 2000. Fajszám-terület összefüggés és közösségek egymásba ágyazottsága védett területeken. – *Ornis Hungarica*, 10. 1–2, 17–26.
- CHOI, Y.D.–TEMPERTON, V.M.–ALLEN, E.B.–GROOTJANS, A.P.–HALASSY, M.–HOBBS, R.J.–NAETH, M.A.–TÖRÖK, K. 2008. Ecological restoration for future sustainability in a changing environment. – *Ecoscience*, 15, pp. 53–64.
- DÖMSÖDI, J. 2006. A mezőgazdasági, erdészeti és természetvédelmi földhasználati adottságok Magyarországon. – In: DÖMSÖDI, J. (szerk.): *Földhasználat. Dialóg Campus Kiadó, Budapest–Pécs*, pp. 70–85.
- GENCSI, Z. 1994. Védett erdők a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatási Területén. – In: PALOTÁS, G. (szerk.): *II. Kelet-Magyarországi Vad- és Halgazdálkodási, Természetvédelmi Konferencia Debrecen*, pp. 299–301.
- HALASSY, M. 2001. A restaurációs ökológia alapjai. – In: SZABÓ, M. (szerk.): *A természetes életközösségek megóvásának és monitorozásának aktuális problémái, ökológiai*

- alapja, a természetvédelem feladatai. – ELTE-TTK – SZIE-KGI – KöM-TvH, Budapest–Gödöllő–Madrid–Fort Collins, pp. 233–238.
- JUHÁSZ, L. 1992. Madárdal az Erdőpusztán. – Természetbúvár, 4. 20–23.
- JUHÁSZ, L. 1994. A Bátorligeti Fényi erdő területének egyes védett és védendő természeti értékei. – In: PALOTÁS, G. (szerk.): II. Kelet-Magyarországi Vad- és Halgazdálkodási, Természetvédelmi Konferencia Debrecen, pp. 327–333.
- JUHÁSZ, L. 1996. Egy természetközeli cserjés tisztás természeti értékei Debrecen–Nagycsere területén. – Calandrella, 10.1–2.
- JUHÁSZ, L.–MADARÁSZ, I.–VAS, A. 1993. A harangláb (*Aquilegia vulgaris*) előfordulása a Hajdúsági Erdőpusztákon. – Botanikai közlemények, 80. 2. pp. 111–112.
- JUHÁSZ, L.–VAS, A. 1996. Odúlakó madárfajok populációdinamikai változása és diverzitása egy mesterséges fészekodútelepen Debrecen–Nagycserén. – Déri Múzeum Évkönyve 1994, pp. 7–24.
- KEVEY, B. 1999. Alföldi tölgy-kőris-szil ligetek. – In: BORHIDI, A.–SÁNTA, A. (szerk.): Vörös könyv Magyarország növénytársulásairól 2. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 151–155.
- PALLÁS, I. 1975. Beköszöntő. – In: DANKÓ, I. (szerk.): Bagosi Krónika. Hajdúbagos, 6, 1975.
- TÖRÖK, K.–HALASSY, M.–SZABÓ, R. 2003. Restoration strategy for endemic grasslands in a low productive region of Hungary Proceedings of the VII<sup>th</sup> International Rangeland Congress, Durban, South Africa, 26 July – 1 August 2003, pp. 1132–1138.
- TÖRÖK, P.–TÓTMÉRÉS, B. 2005. A debreceni Nagyerdő növényzetének természetessége aktuális és történeti adatok alapján. – In: LENGYEL, S.–SÓLYMOS, P.–KLEIN, Á. (szerk.): A III. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia program és absztrakt kötete. Magyar Biológiai Társaság Budapest, 218 p.
- SZEMERÉDY, M. 2002. A Debreceni Erdőpuszták parkerdei. Nyomdaipari Szolgáltató KKT Debrecen.
- WELLMANN, I. 1961. Tessedik és a magyar agrárfejlődés. Agrártörténeti szemle. 3. 22. pp. 206–222.



## A Lyukas-halom komplex tájökológiai értékelése<sup>1</sup>

BARCZI ATTILA<sup>2</sup>–BUCSI TAMÁS–CSANÁDI ATTILA–CZINKOTA IMRE–DANI JÁNOS,  
ALEXANDRA GOLYEVA–HORVÁTH TÜNDE–JOÓ KATALIN–MOLNÁR MIHÁLY  
M. TÓTH TIVADAR–PENKSZA KÁROLY–PETŐ ÁKOS–LINDA SCOTT CUMMINGS  
SÜMEGI PÁL–K. ZOFFMANN ZSUZSANNA

### Előzmények

A Lyukas-halom nevű kurgánt 1993 tavaszán azonosították be a debreceni Déri Múzeum régészei, Sz. MÁTHÉ Márta és HAJDÚ Zsigmond. Megfigyelték, hogy a kurgán D-i oldala erősen bolygatott, tekintélyes részét elhordták. 2003. tavaszán Fodor István régész újra konstatálta a kurgán erős és folyamatos megrablását. Az ügy sürgősségére való tekintettel interdiszciplináris kutatócsoport szerveződött a halom rendezése és esetleges további feltárása céljából (régészet, talajtani és tájtani kutatások, paleoökológiai vizsgálatok, ásványtan és geokémia, valamint radiokarbon vizsgálatok). 2004-ben kutatócsoportunk elsődleges feladatának a földrablás után feltáruló Ny–K-i irányú keresztmetszet teljes kihúzását, tisztázását, preparálását tűzte ki célul. 2009-ben lehetőségünk volt újra felkeresni a halmot, ekkor további feltárással a régészeti feltárás folytatása, a központi temetkezés megkeresése volt a cél. Ezt követően a halomtest helyreállítása, rekultivációja következett.

### Anyag és módszer

Első lépésben beszereztük a kutatáshoz szükséges természetvédelmi és régészeti engedélyeket, értesítettük a feltárást felügyelő természetvédő, illetve régész szakembereket.

A kiválasztott kurgánon és környezetében cönológiai felvételezést és Pürckhauer-féle szűrőbotos talajtani térképezést hajtottunk végre. A térképező szűrőbotos felvételezést követően láttunk neki a keresztmetszeti feltárásnak, munkagéppel feltárt kutatóárok (a megrabolt oldal mélyítése, kiegyenesítése), illetve kézi tisztítás módszerével. A morfológiai vizsgálatoknál Munsell-

---

<sup>1</sup> Az előadás plenáris előadásként hangzott el. Jelen anyagban is elsősorban eredményeinket, a talált összefüggéseket kívánjuk bemutatni, az irodalmi – módszertani hivatkozások korábbi cikkeinkben fellelhetők.

<sup>2</sup> Szent István Egyetem, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék. E-mail: barczy.attila@mkk.szie.hu



színskála segítségével színmeghatározást végeztük el, rögzítettük a fizikai féleséget, a szerkezetességet, a tömődöttséget és az aktuális nedvességállapotot. Rétegektől és/vagy szintektől függetlenül 10 cm-ként ellenőriztük a mészlapotot. Leírtuk a látható konkréciók, morfológiai jegyek elhelyezkedését (gyökerekkel való átszőttég, állatjáratok, vaskiválások, mész- és kovásv-kiválások, csontok, stb.). A morfológia alapján a fúrások anyagát szintekre/rétegekre bontottuk. A mintavétel általában a morfológiai leírások alapján megállapított szintekből (esetleg geológiai vagy antropogén rétegekből) történt, egyes vizsgálatok azonban (ásványtani, geokémiai, stb.) megkövetelték a sűrített, 10 cm-ként történő mintavételt. A talajok leírására a genetikus talajosztályozást választottuk. A talajtani laboratóriumi vizsgálatokat során kialakult az az elégséges, de minden esetben szükséges vizsgálati kör, amelyet talajtulajdonságok rögzítéséhez használtunk. Ezek a humusz, az izzítási veszteség, a pH (H<sub>2</sub>O és KCl-ban mért), a szénsavas mésztartalom, a vezetőképesség (EC<sub>2,5</sub>), az Arany-féle kötöttség, valamint a teljes mechanikai elemzés vizsgálatok. Az összes foszfor- és vastartalom mérését is fontosnak ítéltük. A keresztmetszeti falból történt ismételt mintavételnél az egy adott genetikai szintből vett minták mérési eredményeit ismétlésként kezeltük, ezekből szórás értékeket számítottunk, hogy a szignifikáns eltéréseket megállapíthassuk. A feltárt metszetalból mikromorfológiai mintavételt és elemzést hajthattunk végre. A mikromorfológiai vizsgálatokhoz a talajszelvény szintjeiből vett bolygatatlan minták szolgáltak alapul. A 10 x 5 x 4 cm Kubiena-dobozokkal történt mintavétel után került sor a minták preparálásra, majd kiértékelésre.

A Szegedi Tudományegyetem Ásványtani, Kőzettani és Geokémiai Tanszékén geokémiai, geostatistikai és ásványtani elemzésekre is lehetőség nyílt. A kémiai vizsgálatok keretében röntgenfluoreszcenciás elemanalízist (XRF, RFA) és Rock-Eval méréseket végeztünk. Az XRF-vel megmértük a Si, P, S, Cl, K, Ca, Ti, Cr, Mn, Fe, Cu, Zn, As, Rb, Sr, Y, Zr mennyiségét. A szerves anyag vizsgálatát Rock-Eval (Oil Show Analyzer) típusú műszerrel végeztük. A geokémiai vizsgálatok eredményei alapján kiválasztott minták ásványtani vizsgálatát (XRD) DRON UM-1 típusú röntgen diffraktométerrel végeztük. Az adatok geostatistikai feldolgozását és értelmezését többváltozós geometrikai módszerekkel végeztük. Ennek eszköze az SPSS 11.1 nevű szoftver volt. Első körben faktor-analízist végeztünk, ezt követően klaszter-analízist, végezetül diszkriminancia-analízist hajtottunk végre, amellyel nem a minták csoportosítása, hanem a klaszter-analízis által kijelölt csoportok összehasonlítása volt a cél.

A paleotalajtani vizsgálatok megerősítését, az öskörnyezeti rekonstrukciót a paleoökológiai vizsgálatok teszik teljessé. A malakológiai vizsgálatokat a Szegedi Tudományegyetem Földtani és Őslénytani Tanszékén végeztük. A puhatestű fajok vizsgálata mellett a pollen- és faszénvizsgálatok is lényeges szerepet játszanak, bár tapasztalataink szerint a kunhalmok paleotalajaiban

kevés azonosítható növényi szervesanyag maradt meg. A növényi opálszemcsék – fitolitok – azonban ott is megmaradnak, ahol a pollen esetleg nem. A növényi opálszemcsék vizsgálatát az Orosz Tudományos Akadémia Földrajzi Kutatóintézete (Moszkva) segítségével végeztük. A halmok régészeti korbecslésén (leletek esetén kormeghatározásán) túl radiokarbonos kormeghatározást tudtunk végezni.

A halom pontos elhelyezkedését abszolút földrajzi koordinátákkal (GPS) és EOVS koordinátákkal jellemeztük. A fúrások térbeli elhelyezése, illetve a talajtani rétegzettség ábrázolása érdekében a halom szintezését is elvégeztük terepi adatrögzítésű LEICA SR520 típusú, nagy pontosságú GPS készülékkel. A felvett pontok alapján készült el a halom 3D domborzatmodellje.

### Esettanulmány a tedeji Lyukas-halomról

A Lyukas-halom esetében alkalmunk nyílt a halomtestben teljes keresztmetszetet nyitni. A metszeten jól láthatóak voltak a rétegek, elkülönítésük nem okozott gondot (recens A- és B-szint, K3 meghordás, Apaleo<sub>2</sub>-szint, K2 és K1 meghordás – vagy geokémiai határ – Apaleo- és Bpaleo-szint, C-szint). A kurgán láthatóan több ütemben épült. Inkább az merült fel kérdésként, hogy az egyes határfelületek meghordásnak vagy geokémiai határnak tekinthetők. A két meghordás közötti Apaleo<sub>2</sub>-szintről a morfológia alapján nem lehetett eldönteni, hogy talajosodott rétegről, vagy csak újabb meghordott, taposott felületről van szó.

Talajtanilag a halomtestben a pH egyenletes lefutású, a szénsavas mérszertartalom a recens feltalajban mérhető, határozottabb mennyiségben a K3 meghordásban jelenik meg (ez a meghordás világosabb, tarkább az első építési fázis talajánál, valószínűleg B- és C-szintek anyagát is tartalmazta), és a csernozjomokra jellemző eloszlást mutatja az eltemetett paleotalajban. A humusz mennyisége a feltalajban a legnagyobb, de kiugró értéket mutat az Apaleo<sub>2</sub>-szintben is. Az eredeti járószint humuszmenyisége a felette lévő meghordásokhoz hasonló, bár a teljes szervesanyag-készlet kissé megemelkedik. A paleotalajban fokozatosan csökken a humusz mennyisége a C-szint felé. A mechanikai elemzés egyenletes szemcseösszetételt mutat a teljes halomtestben. A vezetőképesség kiugró csúcsot ad a K3 meghordásban és az Apaleo<sub>2</sub>-szintben is, majd folyamatosan csökken az alapkőzetig. A csúcsoknál mért kation-összetétel (vizes kivonat) a Na<sup>+</sup> túlsúlyát mutatja, de jól mérhető a Ca<sup>2+</sup> és a kisebb mennyiségű Mg<sup>2+</sup> is. Másodlagos geokémiai folyamatokra tehát ennél a kurgánnál is számítottunk.

A Lyukas-halom által eltemetett talaj (paleotalaj) a maihoz hasonló talajképződési viszonyokat sejtet. A paleotalaj ugyanis a környék mai talajaihoz hasonló csernozjom talaj, amely lösz jellegű alapkőzeten (mocsári vagy

infúziós löszön, esetleg áthalmazott kőzetanyag) alakult ki. A Bpaleo-szint állatjáratokban rendkívül gazdag, szénsavas meszet nagy mennyiségben tartalmaz. Az Apaleo-szint pedig még mindig őrzi kedvező, aprómorzás szerkezetét. Kora 4800 BP év.

A makromorfológiai és a talaj-laboratóriumi vizsgálatok eredményét összevetettük a mikromorfológiai elemzésekkel. Az alapkőzetből (C-szint) készített csiszolatban a porozitás jelentősebb tömődöttséget mutat, mint a talajosodott rétegeknél. Az üregek falán vékony mészhártyát lehet megfigyelni, a mészkiválások mellett vasszeplők is találhatóak. A paleotalaj szintjeinek sokkal karakterisztikusabb a szerkezete. Leginkább lekerekített aggregátumokkal találkozhatunk, amelyek tipikusan a csernozjom talajokra jellemzőek. Az Apaleo-szint sokkal porózusabb, mint az alapkőzet, megjelenik a bioturbáció. A mésztartalom mikroszkopikusan érzékelve is kevesebb, mint a C-szintben, jellemző kiválási forma a sparitos. A csiszolatban emellett tús kiválások láthatók. Ez a forma tipikusan csernozjom talajokra jellemző. A paleotalaj és az első meghordás átmeneténél erős kiválások törik át a határfelületet, ami másodlagos, a halom építése utáni oldatmozgásra utal. Az első meghordás jól láthatón átkevert réteg. Az Apaleo<sub>2</sub>-szintjének színe és alapanyaga megegyezik az alatta lévő rétegekből származó vékonycsiszolatok alapanyagával. A minta erős tömődöttséget mutat. A fentiek alapján elképzelhető, hogy ez a réteg rövid ideig volt a felszínen, és erős taposás hatása alatt állhatott.

Az XRF és a Rock-Eval vizsgálatok által mért legtöbb elem egyenkénti adatai ennél a halomnál sem mutattak kimutatható változást a szelvény mentén. Mivel azonban a mért szervetlen és szerves kémiai adatok egyváltozós vizsgálata a Lyukas-halom esetében is normál eloszlást mutatott, lehetőség adódott a többváltozós geostatistikai feldolgozásra. A szerves és szervetlen kémiai változók csoportosítása érdekében faktor-analízist végeztünk, amelynek rotált komponens mátrixa négy fő faktorcsoportot jelöl ki. Az F(Ly)1 („talajtani mutatók”) szelvény menti változása öt geokémiai határfelületet jelez, amik a faktorsúly értékek tendenciális változásához köthető mélységekben kerültek kijelölésre. Így volt elkülöníthető öt geokémiai határfelület a 140, 230, 370, 420 és 460 cm-es mélységekben. A geokémiai határfelületek jól fedik a talajtani vizsgálatok során megállapított réteghatárokat is (140 cm-nél recens B-szint határ, 230 cm-nél Apaleo<sub>2</sub>-szint határ, 370 cm geokémiai határfelület a K1 és K2 meghordásban, 420 cm és 460 cm között Apaleo-szint). A második faktor – F(Ly)2 – elemei a szerves anyagot jellemik. Itt is több határfelület meghúzása vált lehetővé. Az F(Ly)2 értékei mintegy 180 cm-es mélyséig kaotikus képet mutatnak, ami a heterogén, egykori B- és C-szintekből eredő meghordást, valamint bolygatást (rókajáratok, rablógödrök) egyaránt mutatja. Ezt követően azonban 230 cm-ig (Apaleo<sub>2</sub>-szint határ) a mélységgel növekedő tendenciát mutatnak. Kijelölhető még két geokémiai vonal a szelvényben, az egyik mintegy 320 cm (K2 és K1 határ), a másik 420 cm körüli mélységben

(Apaleo-szint határa). Az F(Ly)3 faktor elemei a Cr és az As, amelyek a redox viszonyok változásának hatására mobilizálódnak. Ezen kalkofil elemeket jelölő faktorértékek szintén az előzőekben már tapasztalt határfelületeket mutatják, de általuk nyernek értelmet a 180 cm-nél (K3 meghordáson belüli recens talaj + lepedékes szint alsó határa) és a 320 cm-nél tapasztalt határok (K2 és K1 határa), amelyek az aktuális állapotot jelző redoxhatárokat jelzik. A talajtani adatok, valamint a fentiek alapján igazoltnak tekinthető, hogy a K1 és a K2 meghordás nem két külön meghordási fázist reprezentál, hanem egy meghordáson belüli geokémiai határfelületet. A negyedik faktor – F(Ly)4 – tartalmazza a Ti-t, és a Zr-t, vagyis az immobilis elemeket. Szelvény menti egyenlőtlen eloszlásuk itt is a meghordással egyidejű kémiai mintázat teljes hiányára utal. A faktor-analízis eredményeit felhasználva a klaszter-analízis eredménye alapján 4 csoport különíthető el. Ezen csoportok határfelületei nagyon jó egyezést mutatnak a faktor-analízis által kijelöltekkel, a vizsgálatok mindegyikével elkülönül a 230 cm-es Apaleo2-határ (és a vékony, talajosodott paleotalaj), a K2 és a K1 geokémiai határ, valamint az eredeti járószint paleotalajának szintjei (Apaleo és Bpaleo-szintek). A diszkriminancia-analízis alapján megállapítható, hogy a legfontosabb diszkrimináló tényező a vizsgált szelvény egyes szintjei között az F(Ly)2 faktor. A recens talaj és a paleotalaj, illetve a recens talaj és a halom második meghordási üteméhez köthető réteg elkülönítésében viszont nagy szerepe van az F(Ly)1 faktorban összefoglalt változóknak is. A 320 cm-nél (K2 és K1 határ) húzódó redox határnál viszont az F(Ly)3 is igen erősen jelentkezik.

A Lyukas-halom esetében az analíziseket követően kijelölhetővé válik 6 geokémiai határzóna a szelvény mentén. A talajtani elemzések eredményeinek szintetizálásával mindezen határfelületek értelmezhetővé is válnak. 140 cm-es mélységben található a recens talaj B-szintjének alsó határa, ezt követi 180 cm-nél egy redox zóna (a K3 meghordás alsó határa), amely a 230 cm mélységben elhelyezkedő Apaleo2-szinthez köthető (a paleotalaj „visszaduzzasztó” hatása). 320 cm mélyen található a második redox határfelület (K2 és K1 rétegek határfelülete), amely a 380–420 cm közötti mélységintervallumban elhelyezkedő, duzzadó agyagásványokban gazdag szinthez köthető. 420 cm-től kezdődik az egykori járófelszint jelző paleotalaj (Apaleo-szint), amelyet 460 cm-es mélységben követ a geokémiailag inkább az alapközethez köthető Bpaleo-szint. A halmot tehát két ütemben építették, az építések közötti szünetben mind erózió, mind talajosodás lejátszódott a 2. járófelszínen. Az első meghordás (K2 + K1) geokémiai határfelülettel két részre osztható, az 1. paleotalajjal mutat rokonságot, humuszos feltalajból lett meghordva. A második felhordáshoz (K3) már a környezetben lemetsett felszín folytatásaként egykori B-, sőt C-szintek anyagát halmozták fel. A két paleotalaj fölött két redox zóna húzódik, amelyben a szilikát-ásványok átalakulása, majd az elemek átrendeződése belső „sómagok”, „szikes-zónák” keletkezéséhez vezetett.

A Lyukas-halom ősi környezetének rekonstruálásában nagy szerepet kapott a biomorf elemzés. A Bpaleo- és C-szint határáról vett mintában kimutathatók a vízhatás alatt fejlődött talajokban megjelenő indikátorformák (diatóma és szivacsfajok tüskéi). A lösz jellegű alapkőzet álló- vagy folyóvíz hatása alatt történő fejlődésének, kialakulásának jelzői ezek az opálszemcsék. A biomorfokban leggazdagabb minta az eltemetett talajszelvény humuszos rétegének tetejéről származik (Apaleo-szint). A nagy mennyiségű epidermális hosszúsejt fitolit mellett sok fűdetritusz figyelhető meg. Ezek az adatok az egykori felszínen élt, nagy biomassza produktivitású vegetáció nyomai. A nagy mennyiségben megjelenő sztyepei pázsitfűveket indikáló formák egy ősi *Stipa* fajok dominálta sztyepei vegetáció képét festik elénk. A fadetritusz a számolt részecskék 10–20 %-át teszi ki, de az erdei fűfajok, illetve réti fűfajok trichomái nem jelennek meg a mintában, hiányoznak a túlevelű fajok fitolitjai is. A minta biomorf-tartalma nyomán valószínűsíthető, hogy ez a szint képezte a felszínt. Az Apaleo<sub>2</sub> paleotalaj mintái újra nagy mennyiségű hosszúsejt fitolitot és fűdetrituszt mutatnak. Az említett indikátor típusok egy része xeromorfizmust mutat, jelezvén a száraz klímát. A másik megfigyelés, amely szerint az átlagos mérettartománytól szignifikánsan elütő méretű fitolitok találhatóak, a pionír vegetáció egykori virágzását valószínűsíti, mert egy nyers felszínre újonnan betelepülő növényzet megnagyobbodott vegetatív szerveinek maradványaiként azonosíthatók. A fitolit-analízissel jól összecsendő malakológiai és pollen (faszén) vizsgálatokkal a kurgán környezetében mozaikos, időszakosan vízjárásos területeket, a halom egykori helyén pedig szárazabb, sztyepei környezetet sikerült megrajzolni. A környezetben az árterületeket ligeterdők boríthatták. Kultúrnövényekre utaló növényanyag kis mértékben került elő, ugyanakkor a régészeti leletek paleoökológiai elemzése gyümölcs- és húsételekre is utalt, a halottat borító takaró pedig állati eredetűnek bizonyult.

A természettudományi vizsgálatokhoz jól kapcsolódnak a régészeti kutatás eredményei. Az első régészetileg értékelhető lelet a járószínten, az Apaleo-szint felszínén került elő. Itt egy korábbi, neolitikus település másodlagos helyzetben lévő maradványait regisztráltuk. Az előkerült állatsont-maradványok radiokarbon kora  $7720 \pm 80$  BP év, ami megerősíti a neolitikra történő datálást. A lelőhelyet fedő talaj kora viszont  $5600 \pm 80$  BP év, ami a halommal tekinthető egykorúnak. Az első építési fázis (K1 és K2) és a második (K3) között valamennyi, régészetileg is demonstrálható idő telt el, amely talajképződésben nyilvánult meg (Apaleo2-szint). Ebben a rétegben találtuk szórványként azt a kerámiatöredéket, amelyet a Coțofeni-kultúra III. fázisába sorolható. A Coțofeni cserép mellett előkerült két, durva kidolgozású, seprűdíszes edény (fazék) töredéke is, amelyek viszont biztosan a kora bronzkorra keltezhetőek. Ezek a kerámiatöredékek egyértelmű kiindulási pontot szolgáltatnak a halom Apaleo2-szint előtti és utáni felhordási fázisainak datálásához. Úgy tűnik, hogy a halom első építési fázisát nem lehet későbbre

keltezni a Coțofeni kultúra III. fázisánál, ami a relatív kronológia szerint a késő rézkor/kora bronzkor váltásának időszakát jelenti a Kárpát-medence ÉK-i részén. A második építési periódus viszont – a kora bronzkori töredékek tanúsága szerint – már biztosan a kora bronzkor időszakában keletkezett. A második felhordási zóna a legkevésbé gondosan kivitelezett: porlós, kevésbé tömörített, helyzete és jellege miatt a legnagyobb károsodást szenvedte. Nagymértékben vágják jelenkori rablógödörök, valamint rókajáratok. 2009-ben a középtengely középső részén a kurgán északi, ép teste felé haladva rábontottunk a középpontban elhelyezkedő feltételezett régészeti jelenségekre. A 3. és 2. építési fázisok között, a recens rétegekből bevágó nagyméretű, aknaszerű 4. rablógödör sajnos teljesen megsemmisítette az 1. objektumot, amely – az előkerült emberi térdkalács alapján – feltehetően egykori, gyékénytakarós sír volt és valószínűleg a 3. építési periódushoz tartozó alaptemetkezés lehetett a kurgán középpontjában. A fehér hamuvá tömörödött régészeti maradványból (gyékényszőnyeg) mért radiokarbon dátum alapján a temetkezés és a 3. felhordás kora 3010–2850 cal BC (82,3%). Végül a paleotalaj A-szintjén kibontottuk a modern rókaivartól bolygatott első alaptemetkezést, amelyre a kurgán 1. fázisát építették. A nagyméretű sírkamrát fehér, vékony, egykori növényi anyagokból (fű, fa, fakéreg) készült borítás fedte. A sírkamra alját és részben oldalát szerves anyagokból (állati és talán növényi anyagok is) készült pirosfekete csíkosra festett takaró fedte, amellyel helyenként a halottat felülről is betakarták. A csontvázra vörös okkerport szórtak. A halott alatt a takaró már nem volt festett, feketésbarna fényben csillogott, amely talán a szórt vagy bőrt cserző kátrány egykori nyoma lehetett. Az antropológiai meghatározás szerint a 2. objektum – 1. temetkezésben cro–magnoni A típusú, 23–39 éves, adultus, robusztus testalkatú férfi nyugodott. Az emberi csontból mért <sup>14</sup>C dátum 2820–2670 cal BC (63,4%).

A régészeti adatok alapján a Lyukas halom egy nagyobb kurgánmező tagja, méreteit tekintve a közel 100 éves megfigyelések alapján a szabolcsi ún. nagy halmok típusába tartozik. Legalább 2 építési periódusával és több betemetkezésével a közeli Fekete-halom talajtani fúrások által igazoltan jó analógiája. Tiszavasvári és Hajdúnánás határában azonban nemcsak számos kurgánt, hanem a kurgánok építési időszakához tartozó más késő rézkori és kora bronzkori régészeti kultúrák egykori nyomát is megtaláljuk települési helyek és temetkezések formájában: ezek gyakran összekapcsolódnak a kurgánokkal. Ezeknek a konkrét találkozási pontoknak a régészeti és más természettudományos módszerekkel történő, lehetőleg minél pontosabb meghatározása a cél, amely ily módon árulkodni fog nemcsak erről a Kr.e. 3400–2400 közötti mintegy ezer évről, hanem a benne kulcsszerepet játszó, kurgán alá temetkező keleti sztyepei nép, és a Kárpát-medencében érkezésükkor már itt élő, autochton őslakosok egykori kapcsolatáról is.



## A Szabadkígyósi puszta tájváltozásának vizsgálata

BARNA GYÖNGYI<sup>1</sup>–MARGÓCZI KATALIN

### Bevezetés

Manapság minden változik körülöttünk, van, ami lassabban (e mögött legtöbbször természetes folyamatok állnak), van, ami jóval gyorsabban (az emberek egyre nagyobb mértékű környezet-átalakító tevékenysége folytán). A tájváltozás alapvetően természeti folyamat, amely antropogén okok következtében jelentősen felgyorsulhat, és nagymértékűvé is válhat. A hétköznapi emberek, de sokszor a kutatók sem gondolják, hogy a klíma- és a környezeti változások milyen nagy átalakulásokat tudnak okozni a tájban. Ennek a változásnak a bemutatását próbáljuk meg a Szabadkígyósi pusztán, ahol az 1970-es években történtek mintavételezések. Akkor más célból végeztek kutatásokat, de a mérési pontok teljes azonosíthatósága lehetővé tette, hogy ezeket az adatokat a későbbiekben referenciaként alkalmazzuk.

### Mintaterület és módszerek

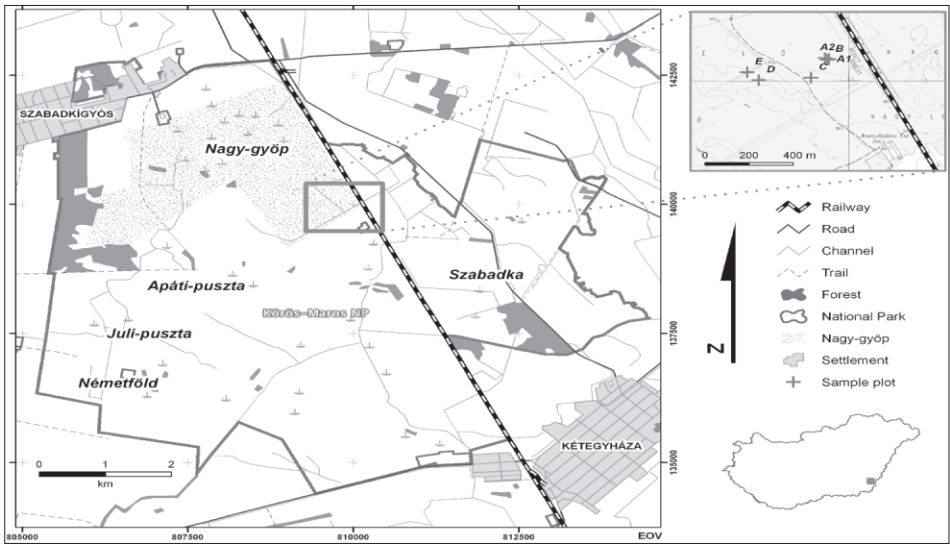
A Szabadkígyósi puszta a Békési-sík és a Békés-Csanádi löszhát határán helyezkedik el, egy Ős-Maros hordalékkúpon (1. ábra). Elsődleges szikes voltát az ürmös gyepek gyakorisága és a szikpadkás mintázat bizonyítja (MOLNÁR, 2007), bár kétségtelen, hogy fejlődésére hatottak a 19. sz. második felében zajló folyószabályozások is (RÉTHY, 1981).

A pusztán a szikesek mellett réti és csernozjom talajok fordulnak elő (RAKONCZAI, 1986b). Természetes élő vízfolyás jelenleg nincs rajta. Az átlagos éves csapadékösszeg 550–580 mm, az átlaghőmérséklet 10–11°C. Területhasználatára évszázadokon keresztül a juhlegeltetés volt jellemző, napjainkban (2001 óta) szürke marhákat tartanak rajta (számuk meghaladja a kétszázat). Szántóföldi művelést az elhagyott folyóhátakon folytattak. A puszta északi, mélyebb részén belvízi vésztározót alakítottak ki az 1970-es évek végén. A terület növényzete régóta kutatott. A legelső florisztikai adatok 1881-ből származnak (BORBÁS, 1881). Szórvány, ill. teljes fajlista is készült (KERTÉSZ, 2000, 2005, 2006; MARGÓCZI *et al.* 2009).

---

<sup>1</sup> Szegedi Tudományegyetem, Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, E-mail: barnagyongyi@gmail.com





1. ábra. Térkép a Szabadkígyósi pusztáról

Az 1977 óta védett pusztá a Körös-Maros Nemzeti Park része. Területe 4779 ha, amelyből 730 fokozottan védett. A védettséget előkészítő és alátámasztó munkák során részletes geomorfológiai, talajtani és botanikai felméréseket végeztek (DÖVÉNYI *et al.* 1977; KOVÁCS *et al.* 1986; RAKONCZAI, 1986a, 1986b). Egy-egy jellemző szikes növénytársulás alapján öt kvadrátot jelöltek ki (A–E) (1. táblázat), ahol a talajmintavételek is történtek.

1. táblázat. Az 1979-ben kijelölt, majd újrafelvételezett mintavételi helyek adatai

Kód	Magyar név	Latin név
A	Ürmös	Artemisio-Festucetum pseudovinae
B	Ecsetpázsitos	Agrostio-Alopecuretum pratensis
C	Mézpázsitos	Puccinellietum limosae hungaricum
D	Bárányparéjos	Camphorosmetum annuae
E	Hernyópázsitos	Agrostio-Beckmannietum

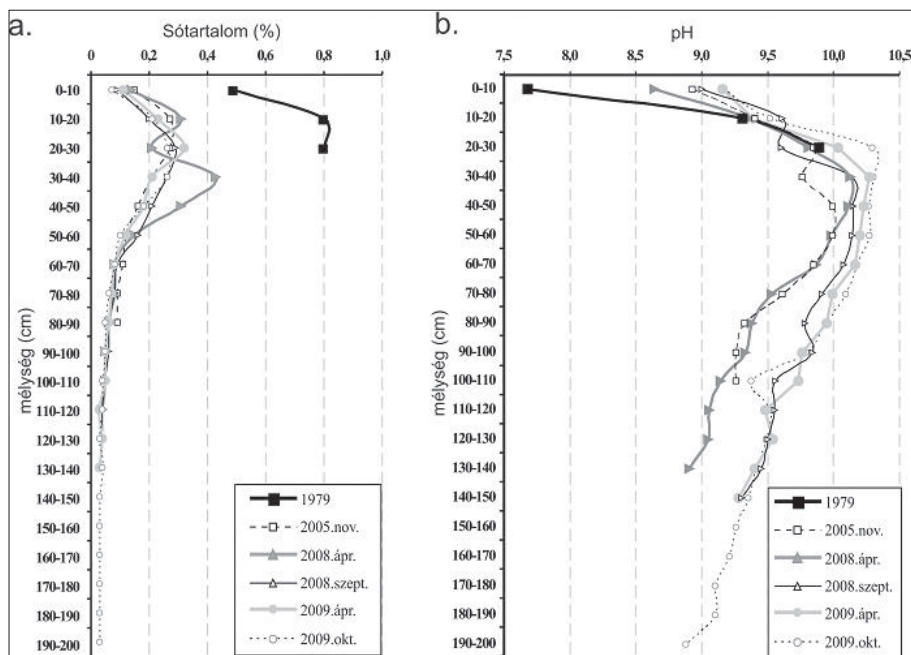
Az egykori mintavételi helyeken 2005 óta ismételjük a vizsgálatokat. A talajtani mintavételezések 10 cm-enként történtek. 1979-ben csak a felső 30 cm-ről, 2005-től kezdődően viszont talajvízszintig. A talajvíz mélységéről sajnos nem áll rendelkezésünkre adat a korábbi évtizedekből; 2005 óta csökkenés tapasztalható. A következő talajtulajdonságokat vizsgáltuk: sótartalom, pH(vizes), karbonát-tartalom, fenolftalein lúgosság, humusztartalom, kötöttség, Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>- és Mg<sup>2+</sup>-tartalom, Cl<sup>-</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>- és SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>-tartalom a vonatkozó magyar szabványok alapján. A mérési bizonytalanság minden esetben 5% alatti.

Az öt vizsgált növénytársulás nagyon eltérő karakterű mind vízigény, mind só tűrés szempontjából. A növényfajok meghatározása Simon nevezék-tana (SIMON, 2004) alapján történt. A százalékos borításértékek megbecslése után a Borhidi-féle relatív ökológiai indikátorszámok (BORHIDI, 1993) alapján csoportokba soroltuk. A só tűrés (SB) fokozatai szerint megállapított csoportok: 0–1: a sókerülő és igen gyengén sós talajok növényei; 2–5: a gyengén és mérsékeltén sós talajok növényei, 6–9: az erősen sós talajok növényei.

Hasonló kutatást végeztek a Fülöpháza melletti Szappan-széken is (KERTÉSZ *et al.* 2001; HOYK, 2008), ahol a sziktelenedés egyértelműen a talajvízszint csökkenésre vezethető vissza, amelyet a nagymértékű vízkivétel és a szárazabbá váló éghajlat felerősít.

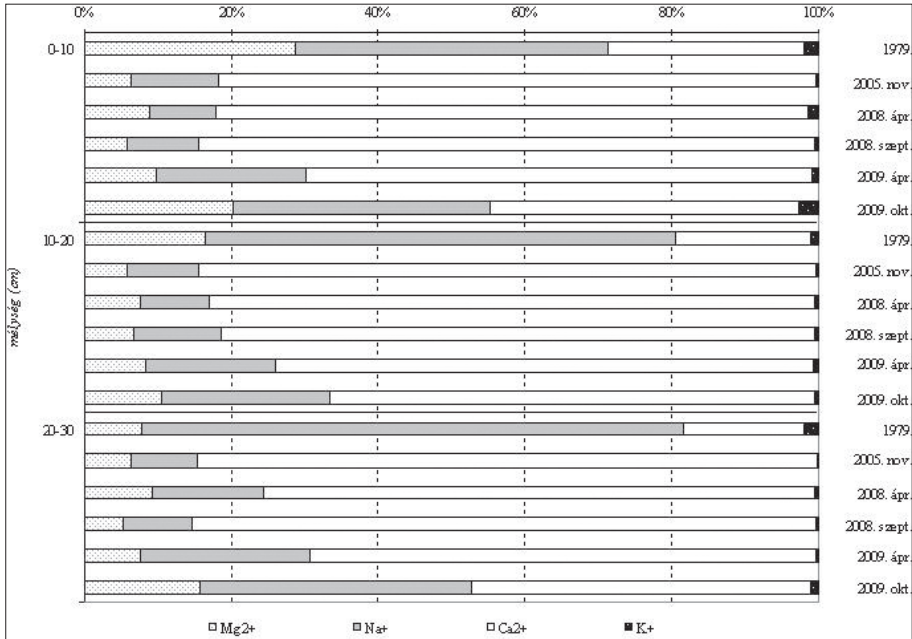
## Eredmények

A talajtulajdonságokban lényeges változások történtek az elmúlt három évtized során. Legfontosabb mindezek közül a sótartalom csökkenése (2a. ábra) a kilúgozás következtében (ami az idei csapadékos évben csak tovább fokozódhatott). A só felhalmozódás maximuma 30–40 cm-es mélységben található. Ugyanakkor a pH-értékekben nagy változás nem mérhető (2b. ábra).

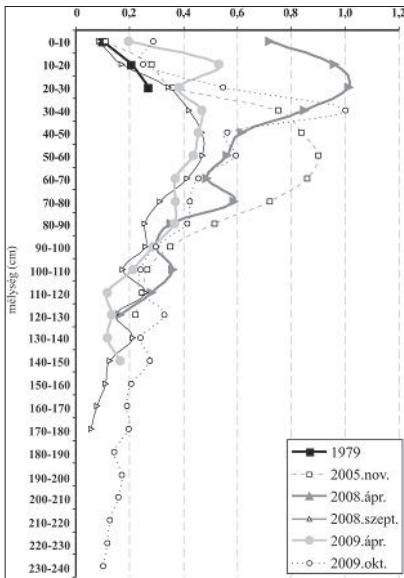


2. ábra. A sótartalom változása a D kvadrátnál és a pH alakulása a C szelvénynél

A kationok aránya is felcserélődött: a korábbi domináns nátrium helyét a kalcium vette át, javítva ezzel a talajok vízgazdálkodását. A magnézium és a kálium aránya érdemben nem változott (3. ábra).



3. ábra. A kationok aránya a C szelvénynél



A talajok szódatartalma, ha kis mértékben is, növekedett 1979-hez képest (4. ábra). Mennyisége jól korrelál a pH-val ( $R^2=0,86$ ).

A növényzet fajösszetételében igen jelentős átalakulást tapasztaltunk (2. táblázat). Megjelentek és feldúsultak a kevésbé só tűró fajok, só kerülő fajok, mint például a réti ecsetpázsit (*Alopecurus pratensis*), csillagpázsit (*Cynodon dactylon*). A só kedvelő fajok, mint például az orvosi székfű (*Matricaria chamomilla*), hernyópázsit (*Beckmannia eruciformis*) száma és borításértéke lecsökkent. Az összborítás értékei

4. ábra. A szódatartalom változása az A1-es kvadrátnál

2. táblázat. A sóútérés fokozatai szerinti változás a hernyópázsitosnál (*Agrostio-Beckmannietum*)

SB	Fajszám			Borítás (%)		
	1980	2006	2009	1980	2006	2009
0–1	5	9	9	22,00	63,100	71,43
2–5	2	4	5	0,20	9,467	1,60
6–9	1	1	2	38,67	0,033	0,40

kis mértékben növekedtek (2009-ben elérte a 80%-ot), a fajok száma viszont csökkent (1980:40; 2006:38; 2009:33).

## Összegzés

Nagy változások tapasztalhatóak és mérhetőek a Szabadkígyósi pusztán. A vízrendezési munkálatok, a területhasználat megváltozása és az egyre szélsőségesebb időjárás (amely a klímaváltozás következménye) együttesen vezethetett oda, hogy a puszta sziktelenedése kimutatható mind a talajtulajdonságok megváltozásában, mind a növényzet összetételének módosulásában. A sztyepezsedési folyamatok révén csökkent a sótartalom, a nátrium relatív aránya, valamint megjelentek a só kerülő fajok.

## IRODALOM

- BORBÁS, V. 1881. Békés vármegye flórája. – Értekezések a természettudományok köréből. XI. kötet, MTA, Budapest, pp. 1–105.
- BORHIDI, A. 1993. A magyar flóra szociális magatartási típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai. – Janus Pannonius Tudományegyetem, Pécs, 95 p.
- DÖVÉNYI, Z.–MOSOLYGÓ, L.–RAKONCZAI, J.–TÓTH, J. 1977. Természeti és antropogén folyamatok földrajzi vizsgálata a kígyósi puszta területén. – In: RÉTHY, Zs. (szerk.): Békés megyei Természetvédelmi Évkönyv 2., Békéscsaba, pp. 43–72.
- HOYK, E. 2008. A Duna-Tisza közti homokhátság szikes tavainak vegetációváltozása a szárazodás tükrében. – In: CSORBA, P.–FAZEKAS, I. (szerk.): Tájékutató – Tájökológia, Meridián Alapítvány, Debrecen, pp. 359–365.
- KERTÉSZ, Á.–PAPP, S.–SÁNTHA, A. 2001. Az aridifikáció folyamatai a Duna-Tisza közén. – Földrajzi Értesítő. L. évf. 1–4., pp. 115–126.
- KERTÉSZ, É. 2000. Adatok a Dél-Tiszántúl flórájához. – Békés Megyei Múzeumok Közleményei 21. Békéscsaba, pp. 5–48.
- KERTÉSZ, É. 2005. A szabadkígyósi Kígyósi-puszta védett terület flórája. – In: Natura Bekesiensis 7. Békéscsaba, pp. 5–22.
- KERTÉSZ, É. 2006. A szabadkígyósi Kígyósi-puszta növényzete, – Békés Megyei Múzeumok Közleményei 28. Békéscsaba, pp. 17–40.
- MARGÓCZI, K.–KERTÉSZ, É. 2009. A Kígyósi-puszta vegetációja 2007-ben. A vizes-élőhely rekonstrukció referencia állapota. – Crisicum 5. Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatósága, Szarvas, pp. 85–98.

- KOVÁCS, A.–MOLNÁR, Z. 1986. A Szabadkígyósi Tájvédelmi Körzet fontosabb növénytársulásai. – In: RÉTHY, Zs. (szerk.): Békés megyei Környezet- és Természetvédelmi Évkönyv 6. Békéscsaba, pp. 165–200.
- MOLNÁR, Zs. 2007. Történeti tájökölógiai kutatások az Alföldön. – PhD értekezés, Pécs.
- RAKONCZAI, J. 1986a. A Szabadkígyósi Tájvédelmi Körzet talajviszonyai. – In: RÉTHY, Zs. (szerk.): Békés megyei Környezet- és Természetvédelmi Évkönyv 6. Békéscsaba, pp. 19–41.
- RAKONCZAI, J. 1986b. A Szabadkígyósi puszta földtani viszonyai és geomorfológiája. – In: RÉTHY, Zs. (szerk.): Békés megyei Környezet- és Természetvédelmi Évkönyv 6. Békéscsaba, pp. 7–17.
- RÉTHY, Zs. 1981. A Szabadkígyósi Tájvédelmi Körzet adottságai és lehetőségei. – In: RÉTHY, Zs. (szerk.): Békés megyei Környezet- és Természetvédelmi Évkönyv 4. Békéscsaba, pp. 131–150.
- SIMON, T. 2004. A magyarországi edényes flóra határozója. – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 845 p.

## Van-e kapcsolat a táji környezet és a parlagfű különböző élőhelyeken való jelenléte közt a Kiskunságban?

CSECSEKITS–ANIKÓ<sup>1</sup>, BOTTA-DUKÁT ZOLTÁN–RÉDEI TAMÁS–KRÖEL-DULAY  
GYÖRGY–SZABÓ REBEKA–SZITÁR KATALIN–CZÚCZ BÁLINT

### Bevezetés

Az utóbbi évszázadokban különböző emberi tevékenységek miatt számos állat- és növényfaj olyan új területeken, földrészekben jelent meg, ahol korábban nem volt honos, és ezeknek a fajoknak egy része az új helyen képes az őshonos élővilágot is kiszorítani. Ezeket az élőlényeket tekintjük inváziós vagy özönfajoknak (RICHARDSON, 2000; BOTTA-DUKÁT *et al.* 2004). Az özönfajok okozta pusztítás az egyik legfontosabb oka – az emberi tájatalakítás mellett – a biológiai sokféleség csökkenésének (VITOUSEK *et al.* 1997).

Az Észak-Amerikából származó parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* L.) mára hazánkban a legfontosabb gyomnövényvé vált szántóföldi kultúrákban (BÉRES *et al.* 2005, NOVÁK *et al.* 2009). Emellett komoly egészségügyi problémát is okoz, hogy hazánkban közel 1,2 millió ember érzékeny ennek a fajnak a pollenjére (ERDEI *et al.* 1998). Kiiirtására jelentős erőfeszítéseket tettek már eddig is, de ezek nem jártak sikerrel (KISS és BÉRES, 2006; BÉRES 2004; BENÉCSNÉ, 2009). Annak érdekében, hogy a védekezés minél sikeresebb legyen, fontos részletesen ismerni a parlagfű biológiai tulajdonságait és ökológiai igényeit. Az eddigi tudásunkat már több szerző is összefoglalta (BASSET és CROMPTON 1975; BÉRES *et al.* 2005; SZIGETVÁRI és BENKŐ, 2004), de természetközeli élőhelyeken való előfordulását és ennek okait eddig kevesen vizsgálták.

Hazánkban az egyik legfertőzöttebb régió a Kiskunság, ahol a szántóföldeken kívül más élőhelyeken is előfordul a parlagfű (CSECSEKITS *et al.* 2009). Az előfordulást befolyásoló egyik lehetséges ok az adott terület táji környezete, tájhasználat. Feltételezésünk szerint a nagy kiterjedésű művelt területek, amelyeken erős a parlagfűvel való fertőzöttség, hatással vannak „megfertőzik” a közelükben lévő többi élőhelyet is. Kérdésük a következő volt: van-e kapcsolat egy adott foltban a parlagfű tömegessége és vizsgált folt szűkebb táji környezetének összetétele között?

### Anyag és módszer

A Kiskunságban 16 db, egyenként 25 km<sup>2</sup> területű mintaterületet jelöltünk ki, amelyek reprezentálják a tájegységre jellemző tájhasználat módjának és inten-

<sup>1</sup> MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet, 2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4. E-mail: aniko@botanika.hu

zításának változatosságát (RÉDEI *et al.* 2008). A kijelölt területeken hosszú távú ökológiai vizsgálatok megalapozására térinformatikai adatbázist építettünk ki, amely távérzékelt, valamint aktuális és archív térképi adatok mellett tartalmazza az általunk készített aktuális vegetáció-térképet is (RÉDEI *et al.* 2008). 2006–2008 között a mintaterületeken összesen 605 db 400 m<sup>2</sup>-es növényzeti felvételt készítettünk a jellemző száraz élőhely típusokban (művelt területek – 75 db, parlagok – 161 db, erdészeti ültetvények – 208 db, természetes homoki élőhelyek – 161 db). A parlagokat, amelyeken felvételek készültek, archív légifotók alapján három korcsoportba soroltuk (1. korcsoport: 1–7 éve parlag, 2. korcsoport: 8–17 éve parlag, 3. korcsoport: 18–50 éve parlag).

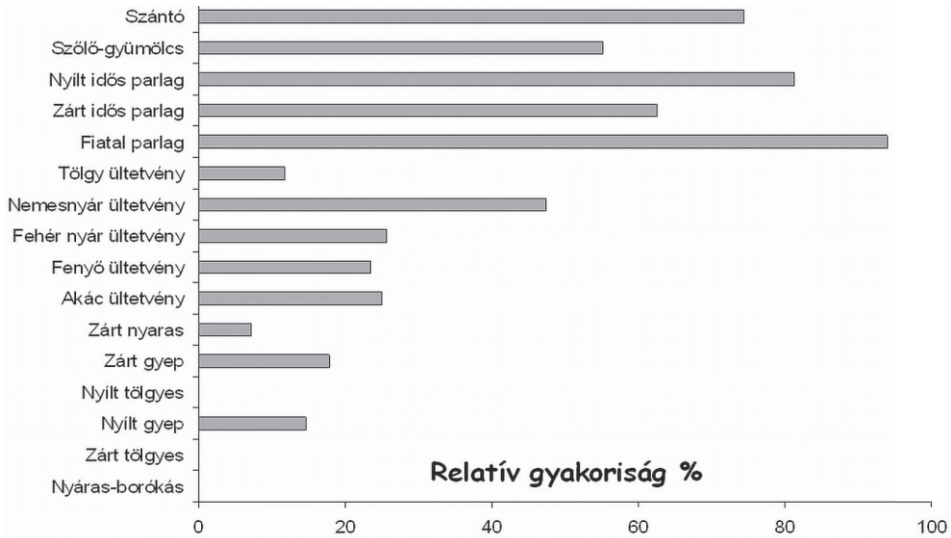
Az egyes élőhely-típusokban készült felvételekben megvizsgáltuk a parlagfű előfordulási gyakoriságát és tömegességét. Megállapítottuk a főbb tájhasználati típusok (agrár, erdészeti ültetvény, parlag, természetközeli élőhely) kiterjedését az egyes felvételek 100, 300, 500 m sugarú körzetében az általunk készített aktuális élőhelytérkép alapján ArcGis szoftver (ESRI 2007) használatával.

A parlagfűborítás-értékére arkusz-színusz négyzetgyök transzformáció után lineáris modellt illesztettünk, ahol a prediktorok az egyes fő tájhasználati típusok (agrár, parlag, természetes száraz élőhely, nedves élőhely, és erdészeti ültetvény) százalékos aránya volt 100, 300 és 500 m sugarú körben. Külön modellt illesztettünk az agrárterületeken készült felvételek, a másodlagos élőhelyeken, azaz a parlagokon és az erdészeti ültetvényekben készült felvételek esetében. A természetközeli élőhelyeken készült felvételeket nem vontuk be ebbe a vizsgálatba, mert az itt készült felvételeken nagyon ritka volt a parlagfű előfordulása. A prediktorok hozzájárulását a modellhez a teljes modell és az egyes prediktorok kihagyásával nyerhető modellek összehasonlításával vizsgáltuk meg, az R statisztikai programcsomag segítségével (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2006).

## Eredmények

A parlagfű a vizsgált élőhelyek közül legnagyobb relatív gyakorisággal a fiatal parlagokon, nyílt idős, 2-es és 3-as korcsoportú parlagokon, valamint a szántókon fordul elő (1. ábra). Ezen kívül megtalálható erdészeti ültetvényeken is; legnagyobb gyakorisággal nemesnyár ültetvényekben és friss erdészeti telepítésekben, valamint nagyon kis gyakorisággal bizonyos természetközeli élőhelyeken is (zárt gyep, nyílt gyep, zárt nyaras). A természetközeli élőhelyek közül nyílt és zárt tölgyesekben, valamint nyaras borókásokban nem fordult elő a felvételeink alapján.

A parlagok közül az 1–7 éves, fiatal parlagok emelkednek ki, amelyeken a parlagfű borítása szélsőséges esetben a 30–35%-ot is elérheti. Az átlagos



1. ábra. A parlagfű előfordulási gyakorisága a vizsgált élőhely-típusokban készült felvételekben (N=605)

parlagfű-borítás a fiatal parlagokon szignifikánsan nagyobb, mint a két idősebb korcsoportban talált átlagos borítás ( $p < 0,001$ ).

A parlagfű és a táji környezet kapcsolatának vizsgálatakor azt találtuk, hogy a táji környezet önmagában nagyon kis mértékben határozza meg a parlagfű jelenlétét és tömegességét. Az agrár-élőhelyeken készült felvételek esetében az 500 m-en belüli agrár-élőhelyek kiterjedésének volt kismértékű pozitív hatása. A másodlagos élőhelyeken, azaz parlagokon készült felvételek esetében a 300 és 500 m-en belüli agrár-élőhelyek kiterjedésének volt pozitív hatása, ami úgy értelmezhető, hogy a nagyobb művelt területtel körülvett parlagokon a parlagfű nagyobb tömegességet ér el. Az erdészeti ültetvényekben készült felvételek esetében a parlagfű tömegessége a természetes élőhelyek kiterjedésével csökkent mindegyik vizsgált távolságban. Természetes élőhelyek esetén pedig a felvételekben annyira ritka a parlagfű előfordulása, hogy ezzel a módszerrel nem lehet a környező táj összetételével való kapcsolatát vizsgálni (1. táblázat).

## Megvitatás

A parlagfű mind Észak-Amerikában, mind Európában a zavart területek gyomnövényeként ismert, SZIGETVÁRI és BENKŐ, (2004), BÉRES *et al.* (2005), valamint KISS és BÉRES, (2006) szerint is a tájhasználatban bekövetkezett változások állhatnak a parlagfű nagyarányú terjedésének háttérében. Kiskunsági



1. táblázat. A 100, 300 és 500 m-es táji környezetben található főbb élőhelyek hatása a parlagfű tömegességére a felvételekben

Felvétel-csoportok	Vizsgált távolság (m)	A felvétel környezetében lévő összevont élőhely-típusok területének hatása a parlagfű tömegességére			
		agrár	másodlagos	természetes	nedves élőhelyek
Agrár (szántó, szőlő)	100	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	300	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	500	+ *	n.s.	n.s.	n.s.
Másodlagos élőhelyek (fiatal parlag, nyílt és zárt parlag)	100				
	300	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	500	+ **	n.s.	n.s.	n.s.
Erdészeti ültetvények (akácos, hazai nyaras, nemes nyaras, fenyves, tölgy ültetvény és friss erdészeti talajművelés)	100	n.s.	n.s.	-*	n.s.
	300	n.s.	n.s.	-**	n.s.
	500	n.s.	n.s.	-***	n.s.

A legjobb modellben az adott prediktor együtthatójának előjele és szignifikancia szintje: \*\*\*  $p < 0,001$ , \*\*  $p < 0,01$ , \*  $p < 0,05$ , n.s.: nem szignifikáns.

felmérésünk is megerősítette ezt: a parlagfű a vizsgált élőhelyek közül (természetközeli száraz gyep és erdő, erdészeti ültetvény, különböző korú parlagok, mezőgazdasági művelés alatt álló területek) a parlagokon, azon belül is az 1–7 éves, fiatal parlagokon fordult elő a leggyakrabban. A természetes élőhelyek legnagyobb része jelenleg parlagfűtől mentes. Fontos kiemelnünk, hogy a különböző korú, eltérő szukcessziós stádiumban lévő, ill. eltérő növényzeti borítással rendelkező parlagok közt jelentős különbség lehet a parlagfű borításban is. A már záródott és stabilizálódott növényzetű idősebb (8–50 éves) parlagokon jelentősen visszaszorul a parlagfű.

Eredményeink arra utalnak, hogy a parlagfű jelenléte adott élőhelyen csak korlátozott mértékben függ a táji környezet összetételétől. Ennek valószínűleg az lehet az oka, hogy a parlagfű alapvetően nem széllel, vagy állatok segítségével terjed elsősorban, amit a táji környezettől való függés tükrözne, hanem a gépjárművek kerekeivel, talajjal, vetőmaggal (BASKIN és BASKIN, 1980; VITALOS és KARRER, 2008). Így a terjedése valószínűleg inkább az aktuális és múltbeli tájhasználatától függ. Természetközeli élőhelyeken valószínűleg azért van a parlagfű – szemben más inváziós növényfajokkal (BOTTA-DUKÁT *et al.* 2008) – olyan kis tömegességgel jelen, mert oda gépjárművel ritkán járnak, és kevés az egyéb talajmozgatással járó emberi zavarás is. Eredményünk arra utal, hogy az élőhelyek típusa és kezelése jobban befolyásolja a parlagfűvel való fertőzöttség mértékét, ezért a parlagfű mennyiségének csökkentése érdekében a megfelelő használat, ill. művelési módok kialakítása lehet kulcsfontosságú.

Szerencsére a parlagfű nem képes igazi erős kompetícióra az általunk vizsgált, stabilnak tekinthető természetközeli élőhelyeken. Várhatóan a jövőben is a fokozott emberi kezelés alatt álló területeken – szántókon, szőlőkben, gyümölcsösökben és fiatal parlagokon – tud majd még tovább terjedni. Ugyanakkor a féltermészetes, másodlagos élőhelyeken – mint például a parlagok – megfelelő körülmények között inkább visszaszorul a záródó évelő növényzet hatására.

### Köszönetnyilvánítás

A kutatást a Földművelésügyi és Vidékfejlesztési Minisztérium „A parlagfű elleni hatékony védekezés kutatása” című 2008 és 2009 évi pályázata és a Jedlik Ányos Program támogatta (NKFP6-0013/2005). Támogatásukat ezúton is köszönjük.

### IRODALOM

- BASSET, I.J.–CROMPTON, C.W. 1975. The biology of Canadian weeds. 11. *Ambrosia artemisiifolia* L. and *A. psilostachys* DC. – Canadian Journal of Plant Science 55 p., pp. 463–476.
- BASKIN, J.M.–BASKIN, C.C. 1980. Ecophysiology of secondary dormancy in seeds of *Ambrosia artemisiifolia*. – Ecology 61. pp. 475–480.
- BENÉCSNÉ–BÁRDI G. 2009. Integrált védelem a parlagfű ellen. Nem vegyszeres védekezés. – Növényvédelem 45 8. pp. 459–465.
- BÉRES, I. 2004. Az ürömlevelű parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* L.) elleni integrált gyomszabályozási stratégiák. – Magyar Gyomkutatás és Technológia 5. pp. 3–1.
- BÉRES, I.–NOVÁK, R.–HOFFMANNÉ PATHY, Zs.–KAZINCZI, G. 2005. Az ürömlevelű parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* L.) elterjedése, morfológiája, biológiája, jelentősége és a védekezés lehetőségei. – Gyomnövények, gyomirtás 6. 1. pp. 1–47.
- BOTTA-DUKÁT, Z.–MOLNÁR, E.–SZITÁR, K. 2008. Invasion of alien plants in the sand vegetation of Kiskunság. – In: KOVÁCS-LÁNG E.–MOLNÁR E.–KRÖEL-DULAY Gy.–BARABÁS S. (szerk.): The KISKUN LTER: Long term Ecological research in the Kiskunság, Hungary. Institute of Ecology and Botany, Vácrátót, pp. 35–36.
- CSECSERITS, A.–KRÖEL-DULAY, Gy.–MOLNÁR, E.–RÉDEI, T.–SZABÓ, R.–SZITÁR, K.–BOTTA-DUKÁT, Z. 2009. A parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* L.) előfordulása és tömegessége változatos tájhasználatú mozaikos tájban. – Gyomnövények, gyomirtás, 10. 1. pp. 44–51.
- ÉRDEI, E.–FARKAS, I.–FEHÉR, Z. 1998. A hazai parlagfű allergia-helyzet az aerobiológiai monitorozás és a járóbeteg-rendelések adatainak tükrében. – Allergológia és Klinikai Immunológia 1. 103 p.
- ESRI 2007. ArcGIS 9.2. Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA.
- KISS, L.–BÉRES, I. 2006. Anthropogenic factors behind the recent population expansion of common ragweed (*Ambrosia artemisiifolia* L.) in Eastern Europe: is there a correlation with political transitions? – Journal of Biogeography 33. pp. 2156–2157.
- BOTTA-DUKÁT, Z.–BALOGH, L.–SZIGETVÁRI, Cs.–BAGI, I.–DANCZA, I.–UDVARDY, L. 2004. A növényi invázióhoz kapcsolódó fogalmak áttekintése, egyben javaslat a jövőben használandó

- fogalmakra és definícióikra. – In: MIHÁLY, B.–BOTTA-DUKÁT, Z. (szerk.) 2004. Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 35–51.
- NOVÁK, R.–DANCZA, I.–SZENTÉY, L.–KARAMÁN, J. 2009. Magyarország szántóföldjeinek gyomnövényzete. – Ötödik országos szántóföldi gyomfelvételezés (2007–2008.) FVM, Budapest.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM 2006. R: A language and environment for statistical computing. – R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL: <http://www.R-project.org>.
- RÉDEI, T.–KRÖEL-DULAY, GY.–BARABÁS, S.–LELLEI-KOVÁCS, E.–SZABÓ, R.–TÖRÖK, K. 2008. A network of long-term ecological and socio-economic research sites to study the effects of land use change. – In: KOVÁCS-LÁNG, E.–MOLNÁR, E.–KRÖEL-DULAY, GY.–BARABÁS, S. (szerk.): The KISKUN LTER: Long term Ecological research in the Kiskunság, Hungary. Institute of Ecology and Botany, Vác, pp. 15–19.
- RICHARDSON, D.M.–PYŠEK, P.–REJMANEK, M.–BARBOUR, M.G.–PANETTA, F.D.–WEST, C.J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. – Diversity and Distributions 6. pp. 93–107.
- SZIGETVÁRI, CS.–BENKŐ, ZS. R. 2004. Örömelevelű parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* L.). – In: MIHÁLY, B.–BOTTA-DUKÁT, Z. (szerk.): Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 337–370.
- VITALOS, M.–KARRER, G. 2008. The contribution of bird seed, traffic and mowing machines to the spread of *Ambrosia artemisiifolia*. – In: PYŠEK, P.–PERGL, J. (eds.), Towards a synthesis: Institute of Botany, Průhonice. Neobiota book of abstracts, 120 p.
- VITOUSEK, P.M.–HAROLD, A.–LUBCHENKO, M.J.–MEL-ILLO, J.M. 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems. Science 277. 5325. pp. 494–499.

## A hazai tájökológiai kutatások módszertani összehasonlítása<sup>1</sup>

CSIMA PÉTER<sup>2</sup>–DUBLINSZKI-BODA BRIGITTA

### Bevezetés – előzmények

2004-ben Barczy Attila kezdeményezésére és szervezésében Szirákon került megrendezésre első ízben a Magyar Tájökológiai Konferencia. A fogalom ugyan az 1980-as évek eleje óta több szakterület – elsőként a földrajz és a tájépítészet – hazai fogalomtárába is bekerült és elfogadottá vált, korábban mégsem volt olyan szakmai fórum, ahol a tudományterület hazai művelői szervezett formában ismertethették volna kutatási eredményeiket.

KERTÉSZ Ádám 2003-ban megjelent könyve jó összefoglalást adott geográfus szemmel a tájökológia kialakulásáról, elméletéről és gyakorlati alkalmazásának lehetőségeiről. A sziráki, igen sikeres szakmai találkozón, ahol a fentebb említetteken kívül biológusok, agrárszakemberek és más szakmák képviselői is részt vettek, megállapodás született a rendszeres tapasztalatcsere szükségességéről. Sikert is megvalósítani a folytatást, a konferencia két évente megrendezésével.

Mindhárom konferencia előadásainak összefoglalói, beleértve a poszter formájában bemutatott és ismertetett előadásokat, absztrakt kötetben kiadásra kerültek. A 2004. évi konferencia előadásainak egy része a Tájökológiai Lapok 2005. évi számaiban került publikálásra. A 2006-ban Debrecenben és a 2008-ban Budapesten megrendezett konferenciákon szereplő előadások egy jelentős része teljes terjedelmében tanulmánykötetben is megjelent.

### Az elemzés célja

A Budapesten rendezett III. Magyar Tájökológiai Konferencia szervezőiként és az annak előadásait megjelenítő tanulmánykötet szerkesztőiként nagyon jól láthattuk azt, hogy a konferencián sokféle szakterület kutatói vettek részt és azt, hogy a tájökológia tudományterületét milyen sokrétűen értelmezik az előadók.

Úgy véltük, hasznos lehet egy összegzést adni arról, hogy a különböző tudományos műhelyek miként értelmezik a tájökológiát, mit tartanak a kutatók a tájökológia tudományához tartozónak, annak kutatása során milyen

---

<sup>1</sup> Készült a TÁMOP-4-2.1.B-09/1/KMR-2010-0005 támogatásával.

<sup>2</sup> Budapesti Corvinus Egyetem, Tájvédelmi és Tájrehabilitációs Tanszék, 1118 Budapest, Villányi út 35–43. E-mail: peter.csima@uni-corvinus.hu

módszereket használnak és milyen irányokban tartják szükségesnek a fejlesztését. A fő kérdésfeltevéseink a következők voltak:

- merre halad ma Magyarországon a tájökológia – világszerte is viszonylagosan fiatalnak számító – tudományterülete?
- milyen diszciplínákból tevődik össze a tájökológia interdiszciplináris tudománya?
- melyek a fő jellemzői a kutatók által a tájökológia körébe sorolt táj kutatások módszerének?

A tájépitészet művelőiként külön is érdekelt minket az, hogy milyen a tájökológiai kutatásokban az alapkutatás és a kutatási eredmények alkalmazásának, hasznosításának a viszonya, valamint az, hogy mennyire lehet támaszkodni az alapkutatásokra a tájtervezési gyakorlatban?

### **Az elemzés tárgya és módszere**

Az összehasonlító vizsgálat tárgyaként a II. és a III. Magyar Tájökológiai Konferencia (a továbbiakban II. és III. Konferencia) 239 publikációját elemeztük, abból 146-ot az összefoglalókat tartalmazó kiadványokban, 93-at a két tanulmánykötetben megjelent írásos közlemények (CSORBA–FAZEKAS 2008; CSIMA–DUBLINSZKI–BODA 2008) alapján.

Az elemzéskor csak a konferencia programjában szereplő tanulmányokat vettük figyelembe. Kihagytunk viszont a vizsgálatból 8 előadást, amelyeket ugyan befogadott a két konferencia, valójában azonban megítélésünk szerint egyértelműen nem a tájökológia, hanem a társadalomtudományok (esztétika, ill. szociológia) témakörébe tartozóak.

Az elemzést és összehasonlítást hét szempont szerint folytattuk le, ezek:

- a kutatók szakterülete,
- a kutatók intézményének jellege,
- a kutatás mintaterületének léptéke,
- az adatgyűjtés és adatfeldolgozás módszere,
- a kutatás jellege,
- a kutatás tárgya,
- a kutatás hasznosítási célja.

A tanulmányok többségében a fenti kérdések túlnyomó részére a választ a szerzők maguk megadták, meghatározásaikat nem ellenőriztük és nem bíráltuk felül.

A tanulmányok egy részénél, ill. a kérdések egy részénél a válaszokat nekünk kellett megkeresnünk, az írásos ismertetés tartalma alapján soroltuk be a kutatást valamelyik kategóriába.

## Az elemzések eredményei

### A kutatók szakterülete

Mind a két konferencia előadói között a geográfusok – döntően a természeti földrajz művelői – szerepeltek a legnagyobb számban (összesítve 37%). Ugyanakkor megmutatkozik a szervező intézmény hatása az összetételre, 2006-ban kiugróan magas (43%) volt a geográfusok aránya, 2008-ban pedig a tájépítésszek száma ugrott meg lényegesen az előző konferenciához képest.

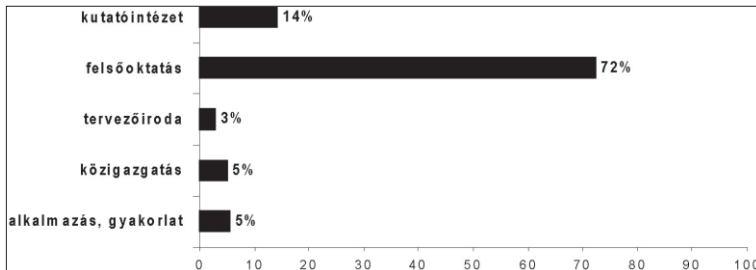
A 239 vizsgált előadásnak további 189 társszerzője volt, így elvben 428 volt a két konferencián szerzőként feltüntetett kutatók összes száma. A többszerzős előadásnál azonban az elemzéshez mindig csak az első helyen megjelölt kutatásvezető szakterületét vettük figyelembe.

1. táblázat. A kutatók szakterülete

Előadások	II. Konferencia	III. Konferencia	Összesen
Biológia (döntően botanika)	21	19	40
Geográfia (döntően természetföldrajz)	57	31	88
Földtan és klimatológia	10	8	18
Tájépítészet, tájtervezés	16	25	41
Egyéb mérnöki szakterületek (vízépítés, informatika stb.)	12	7	19
Mezőgazdaság (agrár-környezetgazdálkodás)	16	11	27
Erdészet	1	5	6
Összesen:	133	106	239

### A kutatóhely típusa

Ennél a szempontnál is csak az első helyen megjelölt kutatásvezetők intézményét vettük figyelembe. Eszerint kiugróan magas (72%) volt mindkét konferencián a felsőoktatási intézmények műhelyeiben tájökológiát kutató előadók részaránya.

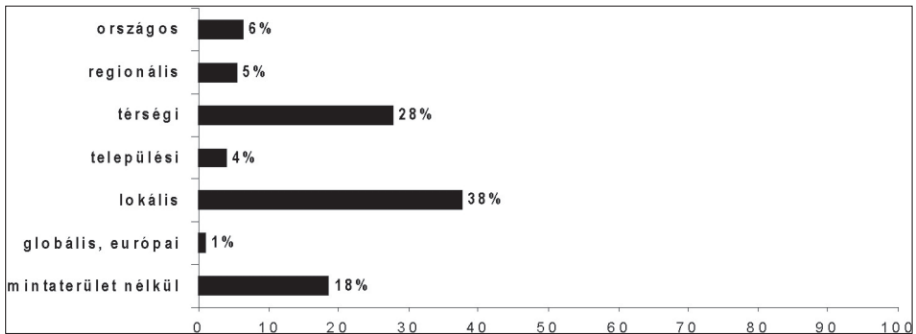


1. ábra. A kutatóhelyek típusa (összesítve a II. és a III. konferencia előadásai)

A társszerzőket is vizsgálva azonban fontos megjegyezni, hogy jó néhány kutatócsoportban egyetemi és kutatóintézeti szakemberek dolgoztak együtt. A III. Konferencia sajátossága volt, hogy bár hallgatóként már az első két konferencián is megjelentek, azon szerepeltek először előadásokkal a tervezőirodai műhelyek településtervezéssel és a területrendezéssel foglalkozó szakemberei.

### *A kutatás mintaterületének léptéke*

A lokális vizsgálatokról szóló előadások szerepeltek a legnagyobb arányban (38%). Ezek mintaterületei azonban nagyon eltérő méretűek, az 1 hektárnál is kisebb területtől a több száz hektárig terjednek. „Térségi” kutatások névvel közös csoportba soroltuk a megyét, a természetföldrajzi középtájat és a nemzeti parkot vizsgáló kutatásokat (összesítve 28%). Mind a két konferencián meglepően kevés volt (összesítve 4%) a valamely település közigazgatási területére kiterjedő vizsgálatáról szóló beszámoló. A mintaterület nélküli csoportba soroltuk azokat a kutatásokat is, amelyeknél feltételezhető, hogy a szerző korábbi terepi vizsgálatait alapján adott azokról összefoglaló ismertetést, de a publikációban ezt most nem jelezte.



2. ábra. A kutatások léptéke (összesítve a II. és a III. konferencia előadásai)

### *Az adatgyűjtés fő módszere*

Ennél a szempontnál kizárólag azt vehettük figyelembe, amit a szerzők leírtak az alkalmazott kutatási módszereikről. A több módszer alkalmazását jelzett tanulmányokat több helyre is besoroltuk, így ennél a szempontnál az összérték meghaladja a 100%-ot. A legnagyobb számban mindkét konferencián a terepi kutatások eredményeiről számoltak be (összesítve 36%). Közel hasonló arányú volt az irodalom-feldolgozás alapján készített tanulmány (31%), ami a tájékológia

témáját tekintve meglepően magas. A kutatások 19%-a térképek és úrfelvételek feldolgozásával folyt. Viszonylag gyakori a terep+laboratórium, a terep+térkép, ill. az irodalom+térkép/úrfelvétel feldolgozás módszerének társítása.

2. táblázat. Az adatgyűjtés fő módszere

Módszer/előadás	II. Konferencia	III. Konferencia	Összesen
szakirodalom	56	42	98
terepi kutatás	56	56	112
térkép, úrfelvétel	39	19	58
laboratóriumi vizsgálat	14	6	20
tervdokumentációk	4	10	14
statisztikai elemzések	9	2	11
Összesen:	178/133	135/106	313/239

### A kutatások jellege

A kutatásokat ennél a szempontnál is a szerzők által leírt információk alapján soroltuk be az egyes kategóriákba, de itt már értékelni kellett az adatokat, hiszen az előadók többsége nem mondta ki, hogy hová sorolja a kutatását. Az alapkutatások csoportjába azokat soroltuk, amelyek adatgyűjtést végeztek, valamely korábban nem kutatott területről, vagy az adott területen korábban nem alkalmazott módszerrel.

Ebbe a csoportba került a kutatások többsége (43%). Az alkalmazott kutatás kategóriába (összesen 34%) soroltuk a korábbi kutatási eredmények feldolgozását, a természetvédelmi kezelés számára folytatott adatgyűjtésüket, a területrendezési, vagy településrendezési terveket ismertető-elemző publikációkat, valamint a konkrét tájvédelmi-tájhasznosítási javaslatokat is tartalmazó előadásokat.

Érdekes, hogy az alap és az alkalmazott kutatások aránya azonos volt a két konferencián. A tanulmányok 12%-a összefoglaló ismertetést adott vagy több évtizedes saját kutatás tapasztalatairól vagy az ismertett téma országos helyzetéről. A munka során alkalmazott módszertant ismertette a ta-

3. táblázat. A kutatás jellege

	II. Konferencia	III. Konferencia	Összesen
alapkutatás	61	42	103
alkalmazott kutatás	46	36	82
összefoglaló jellegű	17	12	29
módszertan	8	10	18
kutatási eredmény hasznosítása	1	6	7
Összesen:	133	108	239



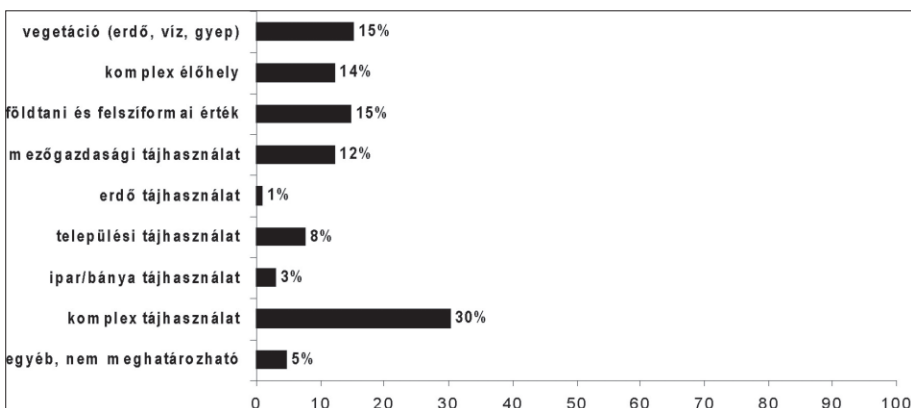
nulmányok 8%-a. Külön csoportba soroltuk a korábbi kutatási eredmény most folyó gyakorlati hasznosításáról beszámoló néhány előadást. Azok többsége a III. Konferencián hangzott el.

### A kutatások tárgya

A szerzők által leírt adatok alapján 9 csoportba soroltuk a kutatások tárgyát. A kilenc csoportot összehasonlítva, közöttük jelentősek az eltérések, az előadások többsége alapvetően két nagyobb csoportba sorolható. 54%-uk a tájhasználat vizsgálatának, 29%-uk pedig valamely élőhely kutatásnak az eredményeit ismertette.

A tájhasználat kutatások közel fele – az összes kutatás 30%-a – többféle tájhasználatra vonatkozott, ezzel ez a csoport a vizsgálat tárgyát tekintve mindkét konferencián egyformán kiemelkedik. Egyféle tájhasználatot – többségében a mezőgazdasági tájhasznosítást – vizsgált a kutatások 24%-a. A szőlő- és a gyümölcsstermesztő tájat vizsgáló kutatásokat is a mezőgazdasági csoportba soroltuk. Nagyon kevés előadó foglalkozott a települési, és még kevesebb az üdülési-turisztikai tájhasznosítással. A kutatások 29%-ának a tárgya volt élőhely-vizsgálat, aminek valamivel több, mint a fele egyféle élőhellyel, mégpedig döntően a vegetációval foglalkozott. Az előadások csaknem a fele viszont komplex élőhely kutatásról szólt.

Összesítve az élőhely kutatások közel felének tárgya volt komplex élőhely. Mind az egyféle, mind a komplex élőhely kutatások túlnyomó többsége egyértelműen tájleptékű. A II. Konferenciához viszonyítva a III. Konferencián mind az élőhely, mind a tájhasznosítás kutatásokban számottevően megnőtt a komplex kutatások aránya.



3. ábra. A kutatás tárgya (összesítve a II. és a III. konferencia előadásai)

### *A kutatások hasznosítási célja*

Azt vizsgáltuk, hogy a szerzők milyen gyakorlati tevékenység tudományos alátámasztására szánják a kutatási eredményeiket. A publikációk többségénél (65%) a szerzők az összefoglalóban, ill. a tanulmányban megadták kutatási eredményeik gyakorlati hasznosításának célját. A hasznosítási célokat nyolc csoportba tudtuk besorolni, ez a magas szám is alátámasztja a tájökölógiai kutatások sokoldalúságát. Ha a szerző több célt is megadott, akkor az elemzés során mindegyiket figyelembe vettük, így az összesítés ennél a szempontnál is meghaladta a 100%-ot. A kilencedik csoportba tartozó, hasznosítási célt egyáltalán nem jelző tanulmányok többsége a tájalakulás történetét, ill. napjaink „tájváltozási” jelenségeit vizsgáló kutatás. Néhány kategóriától eltekintve a hasznosítási célt illetően a két konferencián hasonló arányban szerepeltek a kutatások. Első helyen a jelenlegi és a jövőbeni tájhasználat tájökölógiai megalapozását célzó munkák állnak (összesítve 19%). A kutatások 14%-a a természetvédelmi gyakorlati tevékenységet, 13%-uk pedig a tájvédelmet kívánja megalapozni. Leginkább ebbe a két csoportba tartozó tanulmányok szerzői jelöltek meg munkájuk céljaként többféle gyakorlati célt. Érdekesség, hogy amíg a II. Konferencián még a harmadik helyre kerültek a tájökölógiai adatbázishoz alapadatokat szánó kutatások, addig azok a III. Konferencián mindössze néhány előadással az utolsó helyre szorultak.

4. táblázat *A kutatás gyakorlati hasznosítási célja*

Cél/előadás	II. Konferencia	III. Konferencia	Összesen
tájökölógia-elmélet, módszer	6	8	14
tájvédelem	21	18	39
természetvédelem	23	19	42
környezetvédelem	10	13	23
terület- és településfejlesztés	18	9	27
tájökölógiai adatbázis	23	4	27
tájrehabilitáció	9	9	18
Összesen:	163/133	130/106	293/239

### **Főbb következtetések**

A két konferencia tapasztalatai alapján a hazai tájökölógiai kutatásoknak két fő iránya van: a tájléptékű élőhely kutatás és a tájhasznosítás kutatás.

Szinte teljesen hiányzik az ismertetett kutatásokból a természetvédelmi kezelés, mind a kezelési tervek megalapozása, mind a kezelés gyakorlati tapasztalatainak vizsgálata. Bár a komplex tájhasználatot vizsgáló földrajzi és tájépítészeti kutatásoknak az erdő tájhasználat is részét képezte, az erdővel – akár élőhelyként, akár önálló tájhasználati módként – gyakorlatilag alig foglalkoztak előadások.

Arányaiban jelentéktelen a településhatáros kutatás és a település-ökológiai kutatási eredmények ismertetése is. Ebből következően egyelőre távolinak tűnik azon célkitűzés megvalósulása, hogy a tájökológiai kutatások eredményei akár a településtervezésben, akár a térségi tervezésben közvetlenül hasznosíthatók legyenek.

A szervező intézmények mindkét konferenciára eredményesen mozgósították a saját szakterületük – 2006-ban a geográfia, 2008-ban a tájépítészet – kutatóit. Ugyanakkor a tájökológia témájában két fontosnak ítélt szakterület képviselőivel, a zoológusokkal és az erdőmérnökökkel a táj kutatóknak nem sikerült egyelőre érdemleges kapcsolatot találni.

A konferenciák előadóinak többsége valamely felsőoktatási intézmény munkatársa, ami azt mutatja, hogy a tájökológiai kutatások fő bázisai az egyetemek és a főiskolák. Igen széleskörű a tájökológiai kutatásokban résztvevők szakterületi összetétele. A konferenciák ezért jó lehetőséget nyújtottak a szakmaközi tapasztalatcseréhez.

## Összefoglaló

A tanulmány a II. és a III. Konferencia 239 tanulmánya, egyrészt az előadások összefoglalói, ill. a teljes előadásokat közlő két tanulmánykötet cikkei alapján a IV. Magyar Tájökológiai Konferenciára készült elemzés főbb tapasztalatait ismerteti. A két konferencia előadásai, ill. a közreadott összefoglalók és tanulmányok azt bizonyítják, hogy a hazai tájökológiai tudomány fejlődését jól szolgálták a témában eddig megrendezett konferenciák.

## IRODALOM

- KERTÉSZ, Á. 2003. Tájökológia. – Holnap Kiadó. Budapest.
- CSIMA, P.–DUBLINSZKI-BODA, B. (szerk.) 2008. Tájökológia kutatások. – BCE Tájvédelmi és Tájrehabilitációs Tanszék. Budapest.
- CSORBA, P.–FAZEKAS, I. (szerk.) 2008. Táj kutatás – tájökológia. – Meridián Alapítvány. Debrecen.

## Kultúrtájkonfliktusok Salgótarján térségében

CSÜLLÖG GÁBOR<sup>1</sup>–HORVÁTH GERGELY<sup>1</sup>

### Bevezetés

A kultúrtájak vonatkozásában ma leginkább a települési környezethez tartozó kultúrtájak értelmezése, vizsgálata és hasznosítása a legelterjedtebb. Ebben a megközelítésben Salgótarján és a várost körülvevő táj igen jellegzetes kultúrtájat jelenít meg. A város sok szállal szövődött bele a tájba mind a településszerkezet, mind a tájhasznosítás oldaláról, és szinte alig van a környező tájnak olyan részlete, ahol ne jelenne meg a városhoz kapcsolódó tájhasználat valamilyen formája.

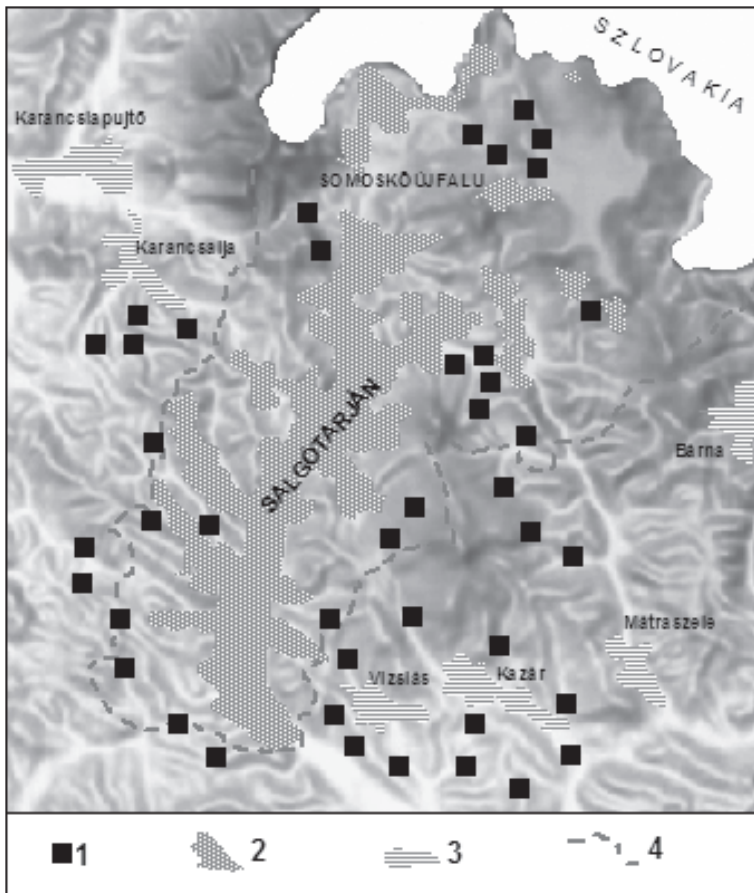
A térség nem csak természeti adottságait (HORVÁTH, G. 1998) tekintve értékes, hanem hasznosítható erőforrásait illetően is, aminek következtében erős *antropogén* hatások érték (KARANCSI, Z. 2002), és mindez együtt sajátos kultúrtájat alakított ki. A táj természeti, valamint számottevő települési, gazdasági, kulturális, történeti, stb. értékei elválaszthatatlanok. Ez a táj azonban folyamatos változásban van, amely alapvető összefüggésben van a társadalom és gazdaság igényei által befolyásolt tájhasznosítás változásával. Különösen az ipari korszak gazdasági kényszere volt erőteljes hatással a tájra, a bányászati, ipari tájhasználat erőteljes domborzati és vízhálózati beavatkozással, és bizonyos helyeken környezetkárosítással járt.

Salgótarján térsége még nem is olyan régen jól ismert bányavidékeink közé tartozott, barnaszén- és bazaltbányászata egyaránt országosan is kiemelkedő jelentőségű volt. A térség két fő nyersanyagának korábban intenzíven művelt bányáit (1–2. *ábra*) azonban mára mind bezárták. Ezeknek a bányáknak meghatározó szerepük volt a régió tér- és tájhasználatában.

Történetileg visszapillantva először a központok hatóterének a gazdasági, regionalizációs folyamatokkal összefüggő bővülése, a bányák megnyitása, az ipari üzemek megjelenése és a vasút gazdasági célú kiépítése hozott változást a korábbi térhasználatban. Ennek következtében a felgyorsuló ipari térhasznosítás 1880 után szinte egy évtized alatt lefedte a korábbi erdő- és agrárgazdálkodás funkciótereit. Az ipari térhasználat felülírta a tradicionálist, de azt szervesen nem kapcsolta magához. Az erdőhasznosítás és a mezőgazdasági művelés a bányászatban és iparban dolgozó falusi népesség alacsony szinten szerveződő kiegészítő foglalkozása maradt. Ez azzal a környezeti

---

<sup>1</sup> ELTE TTK FFI Környezet- és Tájföldrajzi Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány sétány 1/C.  
E-mail: g.csullog@gmail.com, horvger@caesar.elte.hu



1. ábra. Egykori szénbányák Salgótarjánban és közvetlen környékén (szerk. CsÜLLÖG, G.–HORVÁTH, G.). – 1 = szénbányák; 2 = a város beépített területe; 3 = közeli bányásztelepülések; 4 = közigazgatási határ

következménnyel járt, hogy az ipari terjeszkedés nem vette figyelembe az előbbi természetes igényeit, az erdő- és agrárgazdálkodás pedig nem tudott megfelelően fejlődni. Ennek az ipar javára erősen torzult duális szerkezetnek jelenleg igen komoly következményei vannak mind a környezeti állapotot, mind a foglalkoztatási lehetőségeket illetően.

Az ipartelepítés és növekedés elsődleges forrása a térség barnaköszénkészlete és annak kedvező térhelyzete volt. A Rima, Mura és Sajó folyók ipari körzeteihez való közelség lehetőséget adott az ipari kooperáció kialakítására, amit a vasút kiépítése teljesített ki, és a Rimamurányi–Salgótarjáni Vasmű Rt. valósított meg. Ezzel a korábban csak másodlagos helyzetű Hatvan és Fülek közötti áramlási vonal elsősorban gazdasági szempontból vált fontossá, ami



2. ábra. Jelentősebb bazaltbányák Salgótarján térségében (szerk. KARANCSI, Z.)

főleg a nehézipar politikai és piaci helyzetétől, valamint lehetőségeitől tette függővé a térséget.

A térségben 1848-ban kezdték meg a barnaszén kitermelését, amit gyors felfutás követett. A 19. sz. végére Salgótarján környékén három nagyvállalat, köztük a Rimamurányi–Salgótarjáni Vasmű Rt. tartotta kezében a szénbányászatot. A 20. sz. negyvenes éveire a termelés súlypontja a déli területekre helyeződött át. A szocialista korszakban az államosítást követő szervezeti bizonytalanság után az 1952-ben alakult Nógrádi Szénbányászat Tröszt jelentősen bővítette a termelést, ami sohasem látott rekordmagasságba szökkent (1. táblázat), külszíni és mélyművelésű bányák hálózta be az egész térséget (1. ábra). Számptalan kiegészítő létesítmény is épült, szállítórendszerek, viadukt, osztályozók, vízkivételi művek, szellőztetők, aknatornyok, erőmű, távvezetékek épültek, és meddőhányók is keletkeztek.

1970-re a termelés fokozatosan csökkent, majd az 1980-as években a szén kitermelése visszaesett a száz évvel korábbi szintre, mivel a mélymű-

1. táblázat. A Nógrád-szénmedence termelése és dolgozói létszáma 1870 és 1990 között  
(Dósa, Z. et al. 2006)

Év	Széntermelés (1000 t)	A dolgozók létszáma (fő)	Év	Széntermelés (1000 t)	A dolgozók létszáma (fő)
1870	285	2 194	1 940	1 735	8 971
1880	523	2 495	1 950	1 779	9 910
1890	1 076	3 972	1 960	3 380	14 865
1900	1 624	5 666	1 970	1 975	9 015
1910	1 542	6 861	1 980	927	5 823
1920	1 430	9 972	1 990	501	2 226
1930	1 278	7 110	–	–	–

velésű bányák hozama kisebb lett, és költségesebbé vált a termelés. Hiába próbálkoztak külszíni fejtésekkel és különböző technológiákkal, a súlyos gazdaságtalanság és egyéb problémák miatt a vállalat veszteségesé vált, végül 1993-ban az ekkor Nógrádi Szénbánya Rt. elnevezésű vállalat megszűnt, ezzel a szén kitermelése – az ország sok más bányavidékéhez hasonlóan – leállt.

A bazaltbányászat szempontjából a Medves fennsíkjának volt a legnagyobb jelentősége. A bazalttakaró peremén mintegy 20 kisebb-nagyobb kőfejtőt nyitottak meg, amelyek közül a nyugati oldalon lévők hazánk legnagyobb bazaltbányái közé tartoztak (2. ábra).

A Macskalyuki-bánya évtizedeken át hazánk legnagyobb kőbányája volt, köszönhetően nemcsak a kedvező szállítási viszonyoknak, hanem a bazalt minőségének is. Ebből a bazaltból lehetett a legkönnyebben a legszebb kockaköveket kifaragni. A medvesi kőbányáktól 6–8 km hosszú keskeny nyomtávú vasúton szállították a vasúti fővonal menti törőüzemhez, ill. rakodóra a követ.

Az államosítás után is folytatódott a bazaltbányászat, de a szénbányászat csökkenésével párhuzamosan fokozatosan leépült, amiben a bazalt iránti kereslet csökkenése mellett az is nagy szerepet játszott, hogy a két bányászati ág közös infrastruktúrát működtetett. Salgótarján a szénbányászat emelte ki az ismeretlenségéből, de a település fejlődését, a mai városkép kialakulását egy másik iparág, a szénbányászatra települt vasgyártás is rendkívüli mértékben befolyásolta.

Már 1867-ben megalakult a későbbi Acélgyár elődje, a Salgótarjáni Vasfinomító Rt., majd 1881-ben létrejött a Rimamurány–Salgótarjáni Vasmű Rt. A 19. sz. végén Salgótarján, amely korábban egy elég jelentéktelen kis település volt, számos új ipari üzemmel bővült. Ezek közé tartozott a vasöntöde, a későbbi híres kályhagyárnak az őse (ez az egyetlen korábbi jelentős üzem, amelynek utódja ma is termel). A másik iparág, amely évtizedeken át kimagasló szerepet játszott, az üvegyipar, Salgótarjánban a sík- és öblösüvegyártás egyaránt megtelepült; sajnos az elmúlt években mindkét egykor híres gyárat bezárták, az üvegyártás megszűnt.

A bányászat és az ipar fellendülése jelentős természeti és társadalmi átalakulásokkal is járt, a régió társadalmilag is átrétegződött, az egykori paraszti népeességből fokozatosan bányászok, fuvarosok és ipari munkások lettek, miközben jelentős volt a térségbe a bevándorlás is, tarka etnikai összetételt eredményezve.

Salgótarján nagyipari központtá vált, amelynek a Rima- és a Murány-völgy iparához kapcsolódva igen jelentős szerepe volt a Monarchián belül az első világháború előtt. Amikor a trianoni határok miatt Magyarország elvesztette legfontosabb nyersanyagforrásait, a megmaradt Nógrádi-szénmedence még inkább felértékelődött. Eközben a térségben újabb iparágak települtek meg, ill. újabb üzemek jöttek létre, mint pl. a zagyvarónai ötvözetgyár. A második világháború utáni erőltetett nehézipari fejlesztés a régió további iparosításával járt.

A hetvenes években a régió iparának mintegy 85%-át a nehézipar tette ki, és Nógrád megye teljes ipari népességének mintegy 95%-át a régió üzeimei foglalkoztatták. Salgótarján minden 1000 lakosából 400 (!) dolgozott az iparban. A látványos sikerek ellenére a térség hanyatlása már a hetvenes években megkezdődött, ennek ellenére a rendszerváltásig a város és környéke egy környezeti szempontból erősen szennyezett, teljesen ipari arculatú térség volt, tipikus „szocialista” arculattal és mentalitással. Napjainkra a hagyományos iparágak szinte teljesen eltűntek a térségből, a régió gazdasági szerkezete teljesen megváltozott, ami számtalan problémával jár (HORVÁTH, G. 2003, 2005).

A bányászat és az ipar erőteljes száz éve azonban nem csak a komoly ipari struktúra kiépülését és a környezetében gazdasági és közigazgatási központként működő város kialakítását eredményezte, hanem létrehozott egy jelentős nagyságú, jól kiépített infrastruktúrában élő városi társadalmat is. Ebben a társadalomban ma is jelen van a képzett szakmai értelmiség és a jó értelemben vett szakmunkásbázis is.

A nyersanyag- és energiaigény, valamint a nagyobb települési tér szükségessége következtében erős tájhasználati *homogenizáció* jött létre. Ez a több mint százéves folyamat, amit a tájhasználat-változás „kultúrtájépítő” folyamatának nevezhetünk, a tájhasználati formák bővülését és a tájra ható folyamatok intenzitásának növekedését hozta magával, egyben pedig konfliktusként az emberi környezet állapotának romlása mellett a korábbi kultúrtáj deformálódását és az egyensúlytalan tájhasználatot hagyta örökül (CSÜLLÖG, G.–HORVÁTH, G. 2008). Már a korai erdőirtások hozzájárultak a térség erős felszabdaltságához, de a táj jelentősebb átalakulását főként a bányászat megkezdése eredményezte.

A bányászathoz kapcsolódó infrastruktúra (lejtősaknák, csillesorok, rakodók, iparvasúti és drótkötélpályák bevágásokkal, töltésekkel és alagutakkal) kiépítése erősen módosította a domborzat képét, és sajátos felszínformákat eredményezett az alábányászottság is, ezért a gyakran különleges, leginkább



a bányászathoz kötődő *antropogén* formák is a domborzat számottevő elemeit alkotják. A külszíni bányászat eredményeképpen a vízálózatban, a lefolyásviszonyokban is történtek változások, a tájlesztítikai károk pedig nyilvánvalók. A társadalmi térben lejátszódó legjellegzetesebb változások közé elsősorban a foglalkozási átrétegződés, az agrártevékenységek visszaszorulása, a gyors népességnövekedés, az etnikai szerkezet megváltozása, a települési tér egyoldalú növekedése, valamint a „bejáró”, ill. az „ipari” falvak kialakulása sorolható.

Az így létrejött társadalmi tér azonban még meg sem szilárdulhatott, amikor újabb erőteljes hatás érte, a trianoni békediktátum a térséget korábbi regionális központi helyzetéből perifériává változtatta, miközben az ipari teret a növekvő nyers- és alapanyagigény hosszú évtizedekre tartósította, sőt a második világháború utáni erőltetett iparosítás ezt a konzervációt még tovább erősítette.

A „fejlesztések” fokozták a táj erőteljes átalakítását, egyre torzabb kultúrtáj szerkezetet eredményezve. A külszíni és mélyművelésű bányák, valamint a terjeszkedő ipari üzemek (a hozzájuk tartozó infrastruktúrával együtt), a lakóövezeti beépítettség, a hatalmas méretű meddő- és salakhányók, ipari hulladék-lerakások egyre nagyobb területet vontak el nemcsak a természeti tájból, hanem a korábban kialakult kultúrtájából is, miközben minden szempontból fokozódott a környezetterhelés és a környezetszennyezés.

A bányák bezárását és az ipari termelés csökkenését követte a tájhasználat változásának „felhagyó” folyamata, amely erőteljes gazdasági kényszerből gyorsan és tervezhetetlenül terjed, és konfliktusként a természet közeli táj egy részének további romlását, valamint a kultúrtáj erős degradációját hozva erősíti az állapotkülönbségeket a táj különböző részei között. A tájban így keletkező konfliktusok megoldása gyakran elmaradt, korábban csak az új folyamatok, az új, főleg gazdasági hasznú tájhasználati formák oldották fel a meglévőket. A társadalom – szembesülve a környezet és a táj állapotával – rákényszerül a konfliktusok kezelésére.

Ugyanakkor a megbolygatott táj ellenőrzés nélküli *ad hoc* alakítása, a rehabilitáció, rekultiváció és revitalizáció sokszor csak konzervál egy korábbi kedvezőbbnek tűnő állapotot, de nem oldja meg a tájhasználati problémákat. Ezért lehet fontos a konfliktusok megoldásának kényszerét lehetőségként értelmezni és egyensúlyt teremteni a tájban, a megfelelő kutatásokra épített tájkezeléssel és tájmenedzseléssel, aminek a környezet kármentesítése, a környezeti állapot kedvezőbbé tétele mellett fontos eleme lehet a korábbi tájhasználat által kialakított tájelemek, így Salgótarján környékén a bányászati tájelemek új funkciókkal való ellátása, és az egyensúlyt fenntartó tájhasználati formák kialakítása.

Összességében ezek a folyamatok mind a természeti, mind a kultúrtáj terén egyaránt erőteljes táj degradációt eredményeztek. A gazdasági folyamatoknak az 1970-es évektől meginduló, majd a rendszerváltozás után felgyorsu-

ló leépülése kezdetben a bányászati, később az ipari táj újabb, bár más jellegű leromlásához vezetett, ami a társadalmi térben felhalmozódott gondokkal – ilyenek pl. a központi település túlméretezettsége, a falusi előregedés, a népességszökkenés, a foglalkoztatási gondok, az értelmiség elvándorlása, a szociális eredetű környezeti problémák –, ill. mindezek negatív hatásaival együtt szinte teljessé tette a kultúrtáj degradációját. Ezt még „színezték” az agrártájnak – főként az erdőgazdálkodás és az állattenyésztés terén jelentkező – rossz minőségű rekonstrukciós kísérletei is. A jövőt illetően kérdéses, mely eszközökkel érhető el a leromlott kultúrtáj helyreállítása. A lehetőségek szerepek, bár már vannak kezdeményezések.

Kiemelten fontos lenne a „tájsebek” – ebbe beleértve a rozsdáövezeteket is – eltüntetése, valamint az ipari és a bányászati örökség főként idegenforgalmi és rekreációs célú hasznosításával új tájfunkciók kialakítása. Kialakítható lenne összetett tartalommal – különösen a bányászati múlt örökségére alapozva – a kultúrtáj adottságaira épülő hasznosítás.

A természeti adottságok – az erdők, a földtudományi értékek kibukknásai, a felszínformák –, a tájesztétikai értékek (KARANCSI, Z. 2006), továbbá a történeti területhasználat megmaradt elemei (pl. a várak), a bányászat épített elemei, a bányatelepek, a falusi terek mind összekapcsolhatók, aminek révén nem csak bemutatathatók a bányászati tájhasználat következményei, hanem annak elemei új funkciókkal hasznosíthatók is. Ily módon több *attraktív* projekt kiépítésére nyílna lehetőség.

Érdekes és hasznos témákra épülő különböző időtartamú, gyalog, kerékpáron, lovaglással és részben autóval megtehető tematikus utak alakíthatók ki, különböző korosztályokat megszólító témáborok építhetők ki, stb. Ezek stratégiai terveinek kialakítása most van folyamatban.

## Összegzés

Jó nyugat-európai és egyes közép-európai mintákkal szemben Magyarország területén még igen kevés példa látható arra, hogy a bányászati múlt általában negatívnak tekintett örökségét sikerüljön pozitív, térséget stimuláló arculattá formálni.

Salgótarján város és a volt Nógrádi-szénmedence települései – kihasználva többek között a 2010-ben megalakult Novohrad–Nógrád Geo parkban rejlő óriási fejlesztési lehetőségeket – végre megtehetnék azt, hogy egy jól felépített, megfontolt, szakmailag igényes, pénzügyileg megalapozott, a helyi értékekre és a helyi szellemi kapacitásra, valamint annak kezdeményezéseire messzemenően támaszkodó hosszú távú terv alapján a hátrányokat előnnyé fordítsák, csak ehhez fel kell ismerni a bányászati örökségben rejlő lehetőségeket!

## IRODALOM

- CsÜLLÖG, G.–HORVÁTH, G. 2008. Települési környezet és térhasználat-változás egy korábbi ipari térségben: problémák és lehetőségek. – In: OROSZ, Z.–FAZEKAS, I. (szerk.): Települési környezet. Debrecen, pp. 153–159.
- DÓSA, Z.–JÓZSA, S.–MARTÉNYI, Á. 2006. Volt egyszer egy... Nógrádi Szénbányák. – Bányászati és Kohászati Lapok 139. 3. pp. 15–22.
- HORVÁTH, G. 1998. A Medves-vidék természeti képe. – In: FRISNYÁK, S. (szerk.): A Felvidék történeti földrajza. Nyíregyháza, pp. 63–72.
- HORVÁTH, G. 2003. Landscape and human effect: recent changes in the Medves Area, North Hungary. – In: VAISHAR, A.–ZAPLETALOVÁ, J.–MUNZAR, J. (szerk.): Regional geography and its applications. Frenštát pod Radhoštěm, pp. 60–65.
- HORVÁTH, G. 2005. Problems of the transition in the Medves Area (North Hungary). – In: ILIĆ, M. (szerk.): Regional development problems in Croatia and neighbouring countries. Zagreb, pp. 125–133.
- HORVÁTH, G.–MUNKÁCSY, B.–PINTÉR, Z.–CSIKY, J.–KARANCSI, Z.–PRAKFULVI, P. 1997. A Medves. – Földrajzi Értesítő 46. 3–4. pp. 217–248.
- KARANCSI, Z. 2002. Természetes és antropogén eredetű környezetváltozás a Medves-térség területén. – Doktori (PhD) értekezés, SZTE, kézirat, 131 p.
- KARANCSI, Z. 2006. Természet és látvány. A tájkép értékelése a Medves-vidéken. – Falu Város Régió 13. 3. pp. 63–67.

## Ártéri tájtipusok, élőhely-komplexek a Dél-Alföldön

DR. DEÁK JÓZSEF ÁRON<sup>1</sup>

### Bevezetés

2003–2006 közt a Tisza, a Maros és a Hármas-Körös Csongrád megyei árterein élőhely-térképezést végeztem (DEÁK, 2003–2006) a MÉTA programhoz kapcsolódóan, a Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóságának Natura 2000 különleges természet-megőrzési területein (DEÁK, 2006 a,b,c,d).

A fenti lokális és tájléptékű élőhely-térképezések tapasztalatai alapján az egyes mintaterületek jellemző élőhelyeit mintázataik, zonációkban betöltött szerepük, a többi tájökológiai alrendszerrel alkotott kapcsolataik, valamint a tájhasználat és annak története alapján egymással *szukcessziós* és *dinamikai* kapcsolatban álló *élőhely-komplexekbe* rendeztem. Ezt követően az élőhely-komplexek alapján kistáj szinten is értelmezhető *vegetációs tájtipusokat* különítettem el, amelyek táji tapasztalataim alapján tipikusnak tekinthetők dél-alföldi ártereken.

Az egyes ártéri kistájak élőhely-készletében lévő különbségek, az egyes élőhelyek, élőhely-komplexek, vegetációs tájtipusok táji mintázata és aránya, valamint a tájökológiai alrendszerek elemei közt fennálló komplex, kistáj-specifikus kapcsolatok valós térbeli kiterjedése alapján javaslatokat fogalmazok meg a *természetföldrajzi kistájak új nevezéktanához* és *határaihoz*.

### Módszerek

A vegetáció térképezése az m-ÁNÉR (MOLNÁR *et al.* 2000) és az mm-ÁNÉR (BÖLÖNI *et al.* 2003) kategóriáinak felhasználásával történt: a természetes élőhelyekre az utóbbi, míg az antropológiai élőhelyekre az előbbi kategóriákat használtam.

1:4000-es foltterképekkel tanulmányoztam az egyes mintaterületek lokális élőhely-mintázatát az Állami Erdészeti Szolgálat üzemtervi térképeit és üzemterveit (ÁESZ 1998a, b), a Gauss-Krüger topográfiai térképeket (MH 1992), a SPOT-4-es műholdfelvételeket (CNES 1998), valamint ortofotókat (FÖMI 2000) felhasználva.

A vegetációs tájtipusok kistáj léptékű lehatárolását a MÉTA (2003–2005) alapján végeztem el.

<sup>1</sup> Szegedi Tudományegyetem, Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, 6722 Szeged, Egyetem u. 2. E-mail: aron@geo.u-szeged.hu.

## Eredmények

### *Az ártéri vegetációs tájtípusok, élőhely-komplexek fajtái*

A változatos földrajzi adottságok, a tájhasználati, tájtörténeti különbségek miatt nem csak az ártéri tájak  $\beta$ - (élőhelyi), hanem  $\gamma$ -diverzitása (vegetációs tájtípusok diverzitása) is nagyobb a szomszédos kistájhoz képest. Csongrád megye ártéri tájaiban **5 vegetációs tájtípust** különítettem el (*hullámtéri táj; mentett oldali nem szikes alacsony ártéri táj; ártéri lápi táj; mentett oldali alacsony ártéri másodlagos szikes táj; mentett oldali magas ártéri maradványfelszínek*), amelyeken belül összesen 14 élőhelykomplex azonosítható. A magas  $\beta$ -diverzitást jól jelzi az, hogy a hullámtereken és a mentett oldali nem szikes alacsony ártereken 15 különböző élőhely azonosítható. Ezek térbeli elrendeződését, mintázatát azonban a hidro-ökológiai paraméterek és a tájhasználat jobban meghatározzák, mint a genetikai vagy fizikai talajtípusok térbeli mintázata.

**Hullámtéri táj:** 5 élőhely-kompleyre tagolható (*hullámtéri holtágak; kubikgödörök; hullámtér közepi gyep-erdő mozaikok szántókkal, gyümölcsösökkel; folyópartok, medrek növényzete; gátnövényzet*). A hullámtéri holtágak (*morotvák*) és a kubikgödörök élőhely típusai, zonációja, vegetáció-dinamikai, szukcessziós folyamatai hasonlóak, de különbségek is vannak. Nyílt vízfelszínüket általában eutróf hinarasok borítják, parti zonációjukban, illetve a feltöltődött medrekben a vízellátottsági-vízdinamikai állapotoktól függően harmatkásás és virágkákás, csetkákás, hídörös, mételegykorós mocsarak, magassásrétek vannak, de a főleg a Maros mentén vagy ritkán a Tisza mentén (pl. Mártély) nem tözegképző nádasok, gyékényesek, tavi kákások is megjelenhetnek. A nyárra kiszáradt medrek alját ártéri ruderalis növényzet, ritkán – főleg a Maros mentén – üde pionír növényzet borítja. A kubikgödörök víztere kisebb, ezért gyorsabban kiszáradnak, így víz- és vegetáció-dinamikájuk intenzívebb, s partfaluk is meredekebb. Ezért a kubikok élőhelyei fragmentáltabbak, aprófoltosabbak, kiterjedésük, foltmintázatuk intenzívebben változik, a növényzet pionír jellegű, gyakoribbak az átmeneti állományok és az ártéri ruderalis növényzet. A hullámtéri holtágak vízfelülete nagyobb, a nyári vízszint-csökkenése folyamatos, kiegyenlítettebb vízháztartást biztosít, így a parti zonáció stabilabb, szélesebb, kevésbé fragmentált, de az a vízdinamikától függően eltolódhat, átmeneti állományok itt is létrejöhetnek. A hullámtéri holtágak mentén a fűz-nyár ligeterdők három – ártéri tájhasználatot is tükröző – ökotípusa azonosítható, ezek a hullámtéri holtágparti erdők, a füzes mocsárerdők és hullámtéri holtmedrekbe telepített botoló füzesek. A hullámtér közepi gyep-erdő mozaikok szántókkal, gyümölcsösökkel élőhelykomplex alapmátrixát fűz- és nyárfacsoportokkal mozaikos mocsárrétek, magassásrétek fás kaszálói, fás legelői alkották a 19. századtól 1950–1960-as évekig (HIM 1806–1869, 1872–1887, 1912–1925; MNH 1950; JANKÓ *et al.* 2005; BISZAK *et al.* 2007), de napjainkra a fűz-nyár ligeterdők hullámtér közepi

ökotípusa vált itt uralkodóvá. Az ősi fajtájú gyümölcsösök ezen élőhely-komplexben a leggyakoribbak manapság. A *folyópartok, medrek növényzetében (parti és folyami zátonynövényzet)* a leggyakoribb az üde természetes pionír növényzet és a bokorfüzesek, fűz-nyár ligeterdek a folyóparti fűz-nyár ártéri erdők. A gátnövényzetet a lösztöveprétek és mocsárrétek uralják, amelyek arányát a gátoldalak kitettsége, mikroklimája befolyásolja.

A *mentett oldali nem szikes alacsony ártéri táj* 3 élőhely-komplexre bontható (*mentett oldali holtágak, holtmedrek; mentett oldali alacsony ártéri nem szikes gyepek, feltöltődött ómedrek és erdők mozaikjai; csatornás, mezsgyés, szántott mentett oldali alacsony ártér*). A *mentett oldali holtágak, holtmedrek* növényzetében az eutróf hínárközösségek, a nem tőzegképző nádasok, gyékényesek és tavi kákások, az őshonos fafajú facsoportok, fasorok a legjellemzőbb élőhelyek. A *mentett oldali alacsony ártéri nem szikes gyepek, feltöltődött ómedrek és erdők mozaikjainak* mátrixát mocsárrétek alkotják, amelyekbe a sarlólaposok, ómedrek magassásrétei, különféle mocsártípusai, s olykor mentett oldali holtmedrekbe telepített botoló füzesek ékelődnek. A *csatornás, mezsgyés, szántott mentett oldali alacsony ártér* a fenti élőhelykomplex felszántott változata. A szántók dominanciája miatt ez az élőhelykomplex nehezen különíthető el a szomszédos lösztájak hasonló tájtípusától.

Az *ártéri lápi táj* a löszhát peremi kevert eutróf és láptavi vizek és a homokhátság peremi lápi-ártéri élőhely-mozaikokra tagolható. Csongrád megyében az előbbi típus csak a Kurcánál található meg, ahol a felszíni és a felszín alatti vízutánpótlás keveredése miatt az eutróf és a tündérrózsás láptavi hinarasok is jelen vannak (pl. Alpári-öblözet). A lápi és az ártéri élőhelytípusok mozaikos keveredését itt is a felszín alatti és a felszíni vizek keveredése okozza. A homokhátság felől érkező talajvizek a lápi élőhelyek (láptavi és lápi hinarasok, lápos, tőzeges nádasok, zombéksásosok, fűzlápok, égerlápok), míg az árvízi elöntés az ártéri élőhelyek (eutróf hinarasok, nem tőzegképző nádasok, gyékényesek, tavi kákások, harmatkásás, békabuzogányos és virágkákás, csetkákás, vízi hídörös, mételykórós mocsarak, magassásrétek, fűz-nyár ligeterdők) megjelenésében játszanak szerepet.

A *mentett oldali alacsony ártéri, másodlagos szikesek* tájtípusa 2 élőhely-komplexre bontható. A *rétsztyepes másodlagos szikesek* üdébbek, a hullámterekhez közelebb helyezkednek el, talajaik a fakadóvizek miatt csak mélyben sósak, így azokat a szikes rétek mellett a kocsordos-őszirózsás sziki magaskórósok, rétsztyepék uralják. A *cickórós másodlagos szikesek* szárazabbak, a gátak alatt átszivárgó vizek hatása itt már nem érvényesül. A szikes rétek mellett a cickórósok a puszták legjellegzetesebb élőhelyei. A cickórós másodlagos szikeseken 3 további vegetációs alegység különíthető el. A *homogén szikes rétek* sarlólaposokban, ómedrekben felszín közeli, 0–0,5 m mély átlagos évi talajvízszintnél, réti szolonyec, réti, karbonátos öntés réti, réti öntés talajon jelennek meg. A *homogén cickórósok* folyóhátakon, mélyebb – 1,3–2,0 m

– átlagos évi talajvízszintnél alakulnak ki nem szikes – karbonátos humuszos öntés és karbonátos humuszos öntés réti – talajokon. A szikes rétek és cickórós puszták mozaikjai övzátonyokon, 0,1–1,3 m-es átlagos évi talajvízszintnél, réti szolonyecen fordulnak elő.

A mentett oldali magas ártéri maradványfelszínek tájtípusán belül szintén 2 élőhelykomplex különíthető el. A homok-maradványfelszínek kiterjedése kisebb, vegetációjuk jórészt elpusztult. A lösz-maradványfelszínek vegetációja, zonációja azonos a lösztájakéval. Ennek megfelelően az ősfolyók folyóhátain, övzátonyain criscumi típusú löszsztyeprétek, e felszínformák felfragmentálódó peremén a padkás szikesek jellegzetes szikes élőhelyei (ürmös puszták, szikes rétek, mézpzásitos szikfokok, vakszikek), míg az ősmedrek üdébb, szikes termőhelyein szikes rétek, szikes mocsarak, – a kilúgozottabb termőhelyeken – nem tűzegképző nádasok, gyékényesek és tavi kákások fordulnak elő. Ritkán a lösz-maradványfelszíneken őszirózsás rétsztyepek is megjelenhetnek (pl. Percsona, Bíbic-hát). Az ide telepített idősebb kocsányos tölgyesek a termőhelyi adottságtól függően természetközeli erdőtársulásokká regenerálódhatnak. A löszgyepekre telepített kocsányos tölgyesek nyílt lösztölgyesekké, a szikes termőhelyre telepített állományok sziki tölgyesekké (pl. Szili-szék), míg az üdébb, kevésbé sós termőhelyekre ültetett erdők keményfás ártéri erdőkké vagy alföldi zárt kocsányos tölgyesekké regenerálódtak (pl. Bíbicháti-erdő). A löszvegetáció uralta részek felszántásával alakult ki a csatornás, mezsgyés, szántós maradványfelszínek tájtípus.

*A vegetációs tájtípusok és élőhely-komplexek felhasználása az ártéri kistájak lehatárolására Csongrád megye példáján*

A tájökölógiai alrendszer kapcsolatrendszerei egységes működési elvet mutatnak az ártereken, de a talaj- és vegetáció-mintázat, a különböző élőhelyek, élőhely-komplexek, tájtípusok jelenléte, aránya kistáj-specifikus. Csongrád megye árterein 5 ártéri kistáj különíthető el (1. ábra), amelyek sajátosságait az alábbiakban összegzem.

A Dél-Tisza völgyben hullámtéri tájtípusában jelentős a fűz-nyár ártéri erdők aránya. A hullámtéri holtágaknál, kubikgödörknél az eutróf hinarasok, a virágkákás, csetkákás, hídőrös, mételykórós mocsarak aránya szintén jelentősebb. Ritkák viszont e kistájban a hullámtér közepi gyeperdő mozaikok ártéri magas kórósai, mocsárrétjei, magassárrétjei, keményfás ártéri erdei. A mentett oldali, nem szikes alacsony ártéri táj mindhárom élőhely-komplexe gyakori a Dél-Tisza völgyben. Csak e kistájban jelenik meg az ártéri lápi táj. A mentett oldali másodlagosan szikes tájak gyakoribbak itt a többi Csongrád megyei ártéri kistájhoz képest. Ezekben belül a rétsztyepes változat ritkább, a cickórós típus gyakoribb. A mentett oldali magas ártéri maradványfelszínek aránya viszont kicsi.



1. ábra. Csongrád megye új kistájbeosztása

Az *Alsó-Maros ártér* nem szerepelt a korábbi kistáj-beosztásokban (PÉCSI *et al.* 1967; MAROSI *et al.* 1990; HAJDÚ-MOHÁROS *et al.* 1999). E kistáj a Maros folyamszabályzás előtti, újholocén öntésterületeként, alacsony ártéri allúviumaként azonosítható. E kistájban az ártéri lápi tájat kivéve valamennyi ártéri vegetációs tájtípus előfordul, de a mentett oldali másodlagos alacsony ártéri szikesek és a magas ártéri maradványfelszínek tájtípusai, valamint több alacsony ártéri élőhelykomplex (pl. a nem szikes gyeppek, feltöltődött ómedrek és erdők mozaikjai, a mentett oldali és hullámtéri holtágak, a kubikgödörök) előfordulása ritkább.

Az *Alsó-Maros ártér*en a mocsárrétek, a tölgy-szil-kőris ligeterdők, az üde természetes pionír növényzet, a bokorfüzesek, az ősi típusú ártéri gyümölcsösök, a vízterek nádasai, ártéri zsiókásai gyakoribbak, míg a magas-sásrétek, harmatkásás, virágkákás, csetkákás, hídőrös, mételykörös mocsarak, eutróf hinarasok aránya kisebb. A medrek gyors feltöltődése, a kevésbé víztartó durvaszemű homok üledékek nagyobb gyakorisága, a kevésbé intenzív vízdinamika, a Maros bevágódása miatt csökkenő kisvízszintek s az emiatti talajvízszint-süllyedés, a kisvízes időszakok hosszának növekedése is magyarázhatja a hinarasok, a mocsarak és a keményfás ártéri erdők arányában a fent említett eltéréseket. A tölgy-szil-kőris ligeterdők – amelyek folyamatosan jelen vannak e tájban – fafajai jól újulnak még a fűz-nyár ligeterdőkben is. Az intenzívebb partépülés és pusztulás jobban kedvez a parti pionír felszínek – így az üde természetes pionír növényzet és a bokorfüzesek – fennmaradá-



sának. A Maros hullámtér két eltérő tájhasznosítású részre – egy kisparcellás, kisparaszti tájhasználat nyomait őrző, komplexebb tájhasználatú (szántók, gyümölcsösök, gyepek, erdők mozaikjai), mozaikosabb felsőbb szakaszra és egy telepített erdők uralta, kevesebb élőhelyfoltot és -típust tartalmazó, nagyparcellás alsóbb szakaszra – különül el. E két rész határa a bal parton a kiszombori Zugolynál, míg a jobb parton a makói Karika-töltésnél van.

A *Bánságsarok* (Arankaköz) lösz-maradványfelszínek uralta, elhagyott Aranka (Ős-Maros) medrekkel tagolt újonnan lehatárolt kistáj, amit korábban a Maros szög déli részének tekintettek (PÉCSI *et al.* 1967; MAROSI *et al.* 1990). A természetes vegetáció maradványait a padkás ősszikesek, az üde szikes élőhelyek, a zárt alföldi kocsányos tölgyesek, a nyílt lösz- és a sziki tölgyesek, a mentett oldali másodlagos szikes táj cickórósai képviselik.

A *Körösszög* az Ős-Tisza különböző generációjú medreit tartalmazó, lösz-maradványfelszíneinek és a Hármas-Körös torkolat közeli alacsony árterének a komplexe. A Körösszög tájtípusai, élőhelykomplexei, élőhely-összetétele hasonlít a Dél-Tisza völgyre és a Csongrádi-síkra is. A természetes növényzetű magas ártéri lösz-maradványfelszínek nagy kiterjedésűek, míg a mentett oldali nem szikes alacsony ártéri táj és a másodlagos szikesek aránya kisebb. A hullámtéri táj valamennyi élőhely-komplexe előfordul e kistájban, azok élőhely-összetétele megegyezik a Dél-Tisza völgyével. A hullámtéri holtágak kisebb vízterük miatt gyakrabban és hamarabb kiszáradnak, így bennük az ártéri ruderalis növényzet gyakoribb. A kubikgödrök gyakoriak, s jelentős a hullámtéri gyepek aránya is, amelyeket a Tisza visszaduzzasztó hatása miatt a mocsárrétek mellett inkább magassárrétek alkotják, de unikalitásként „sziki magassásosok” is jelen vannak.

A *Hármas-Körös ártér* a Hármas-Körös alacsony ártéri allúviumaként szintén önálló kistájként különíthető el Csongrád megye területén. E kistáj a Dögös-Kákafoki öblözet révén nyúlik be a megye területére, amit már ZÓLYOMI (1946) is ártéri tájnak, a Körös árterének tekintett. A kistáj Csongrád megyére eső részén főleg mentett oldali másodlagos szikesek cickórós változatai fordulnak elő, a lösz-maradványfelszínek ritkábbak.

## IRODALOM

- ÁESZ 1998a. Erdészeti üzemtervi térképek. Méretarány: 1:20 000. Állami Erdészeti Szolgálat, Szeged.
- ÁESZ 1998b. Kistelek-Sándorfalvi körzet erdészeti üzemterve. Állami Erdészeti Szolgálat, Szeged.
- BISZAK, S.–TIMÁR, G.–MOLNÁR, G.–JANKÓ, A. 2007. A harmadik katonai felmérés 1869–1887. Méretarány: 1:25 000. – DVD, Arcanum Kft-HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Budapest.
- BÖLÖNI, J.–KUN, A.–MOLNÁR, Zs. 2003. Élőhelyismereti Útmutató 2.0. (MÉTA program anyag). Kézirat. MTA-ÖBKI, Vácrátót, 157 p.

- CNES 1998. SPOT-4 műholdfelvételek. FÖMI, Budapest.
- DEÁK, J. Á. 2006c. Élőhely térképezés délnyugat-tiszántúli Natura 2000 területeken a Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság működési területén 3. Tőkei-gyepek Kiemelt Jelentőségű Különleges Természetmegőrzési Terület. Kutatási jelentés, digitális és nyomtatott adatbázis. Szegedi Tudományegyetem, Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék, Szeged, 250 p.
- DEÁK, J. Á. 2003–2006. Adatrekordok a Magyarország Élőhelyeinek Térképi Adatbázisában. Digitális alapadatbázis. MTA-ÖBKI, Vácrátót.
- DEÁK, J. Á. 2006a. Élőhely térképezés délnyugat-tiszántúli Natura 2000 területeken a Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság működési területén 1. Bevezetés, módszertan, az Alsó-Tisza-hullámtér, a Hármas-Körös és a Kurca Kiemelt Jelentőségű Különleges Természetmegőrzési Területek térképei. Kutatási jelentés, digitális és nyomtatott adatbázis. Szegedi Tudományegyetem, Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék, Szeged, 196 p.
- DEÁK, J. Á. 2006b. Élőhely térképezés délnyugat-tiszántúli Natura 2000 területeken a Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság működési területén 2. Mágocs-ér, Maros, Száraz-ér Kiemelt Jelentőségű Különleges Természetmegőrzési Terület és a T-erdő Különleges Természetmegőrzési Terület. Kutatási jelentés, digitális és nyomtatott adatbázis. Szegedi Tudományegyetem, Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék, Szeged, 187 p.
- DEÁK, J. Á. 2006d. Élőhely térképezés délnyugat-tiszántúli Natura 2000 területeken a Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság működési területén 4. Vásárhelyi és Csanádi-gyepek Kiemelt Jelentőségű Különleges Természetmegőrzési Terület. Kutatási jelentés, digitális és nyomtatott adatbázis. Szegedi Tudományegyetem, Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék, Szeged, 277 p.
- FÖMI 2000. Magyarország 2000-es légifotózásának ortofotói. Földmérési és Távérzékelési Intézet, Budapest.
- HAJDÚ-MOHAROS, J.–HEVESI, A. 1999. A kárpát-pannon térség tájtagolása. – In: KARÁTSZON, D. (szerk.) Pannon enciklopédia – Magyarország földje. Kertek 2000, Budapest, pp. 274–284.
- HIM 1806–1869. Második katonai felmérés térképei. Méretarány: 1:28 800. – Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Budapest.
- HIM 1872–1887. Harmadik katonai felmérés. Méretarány: 1:75 000. – Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Budapest.
- HIM 1912–1925. Harmadik katonai felmérés felújított változatai. Méretarány: 1:75 000. – Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Budapest.
- JANKÓ, A.–ROSS, A.–TÍMÁR, G. 2005. A második katonai felmérés. DVD. – Arcanum Kft-HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Budapest.
- MAROSI, S.–SOMOGYI, S. (szerk.) 1990. Magyarország kistájainak katasztere I–II. – MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest, 1023 p.
- MÉTA 2003–2005. Magyarországi Élőhelytérkép Adatbázis. Digitális adatbázis. – MTA-ÖBKI, Vácrátót.
- MH 1992. Gauss-Krüger topográfiai térképek. Méretarány: 1:25 000. – Magyar Honvédség Tóth Ágoston Térképészeti Intézete, Budapest.
- MNH 1950. Magyar Néphadsereg topográfiai térképei 1950. Méretarány: 1:25 000. – Magyar Honvédség Tóth Ágoston Térképészeti Intézete, Budapest.
- MOLNÁR, Zs.–HORVÁTH, F. *et al.* 2000. m-ÁNÉR élőhelylista. – Gólyahír III/13. pp. 8–10.
- PÉCSI, M.–SOMOGYI, S. 1967. Magyarország természeti földrajzi tájai és geomorfológiai körzetei. – Földrajzi Közlemények XV. (1967/4). pp. 285–304.
- ZÓLYOMI, B. 1946. Az Alföld természeti tájtérképe. – Melléklet az Alföld Tudományos Intézet Évkönyvéhez. Szeged, pp. 415–420.



## A szandai Várhegy földtudományi értékeinek felvételezése és azok Településrendezési Tervbe illesztési javaslata<sup>1</sup>

DOBOS ANNA<sup>2</sup>–GALI ZOLTÁN

### Bevezetés

A szandai Várhegy (528,6 m) Észak-Magyarországon, Nógrád-megye középső régiójában, a Központi-Cserhát és a Terényi-dombság kistájak határán fekszik. A Várhegy nevét a lábánál fekvő azonos nevű településről, Szandáról kapta (1–2. ábra). A viszonylag nagy reliefenergia miatt a táj megőrizte eredeti erdős, dombsági-középhegységi arculatát. Emiatt és a palóc hagyományok megőrzése miatt kedvelt turista központ. Kutatásunk célja a szandai Várhegy földtudományi értékeinek részletes felmérése és dokumentálása, a meglévő geológiai tanösvény bővítési javaslatának kidolgozása, valamint az új tanösvény tervezet Településrendezési Tervbe való integrálási javaslatának kidolgozása volt.

### A szandai Várhegy természetvédelmi jelentősége

A Várhegy területe 1976-ban vált *helyi jelentőségű természetvédelmi területté*. Ezt követően kezdődött meg a Várhegy földtudományi értékeinek feltárása, majd 1996-ban készült el a felvételezett értékeket bemutató *geológiai tanösvény* tervezete (CENE, 1996). A „*helyi tájérték*” megnevezéssel először 2002-ben találkozhattunk, akkor ebbe a kategóriába sorolták be a (1) a Várhegy területét, (2) az ősi földvárromokat, (3) az andezit-orgona teraszokat és (4) a Szent Péter-hegy búcsújáró kegyhelyét. A 275/2004. (X. 8.) kormányrendelet alapján „*jóváhagyott kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület*” kategóriába sorolták át a Várhegyet, s így a NATURA 2000 hálózat tagjává vált. 2005-ben kezdődött meg a környező és a határmenti szlovák települések együttműködésével a tájértékek komplex felmérése, a határmenti terület természetvédelmi, társadalmi és gazdasági érdekeltségeinek összehangolása, a Novohrad-Nógrád Geopark tervezése (2. ábra). A munkák koordinálására 2009 májusában alakult meg a Novohrad-Nógrád Geopark Egyesület, s 2010 márciusában ez a határmenti terület 36. tagként csatlakozott az UNESCO keretein belül az Európai Geopark Hálózatba, így a tájértékek minősítése európai rangot kapott.

---

<sup>1</sup> A tanulmány az Oktatásért Közalapítvány (NTP-OKA-I-011-1) támogatásával készült.

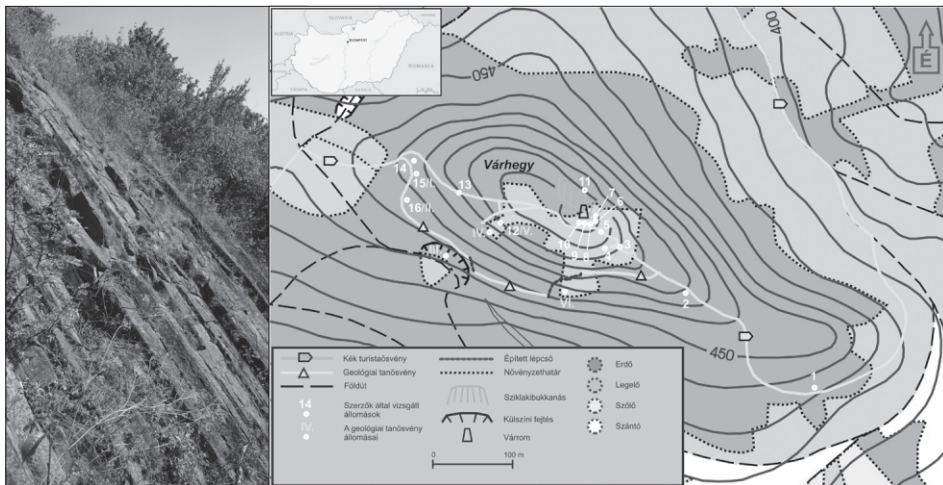
<sup>2</sup> Eszterházy Károly Főiskola, Környezettudományi Tanszék, „Tájkutatások – Természetvédelem” Tehetséggondozó Műhely, H-3300 Eger, Leányka u. 6. E-mail: dobosa@ektf.hu

## Kutatási módszerek

Kutatómunkánk során a mintaterület terepbejárása, az egyes geológiai és geomorfológiai értékek GPS-koordinátáinak rögzítése (Garmin etrex, VISTA Cx), az andezit rétegek dőlés- és csapásmérése (SILVA tájoló Eclipse Pro 99), valamint az egyedi tájértékek kataszterezése (MSZ 20381/1999, MSZ 20381/2009, DOBOS *et al.* 2001) és fotódokumentációja történt meg először. A terület szakirodalmának, a Várhegy előzetes rekultivációs tervének és az ez alapján kijelölt geológiai tanösvény nyomvonalának megismerését követően javaslatot teszünk olyan új állomások kiépítésére, amelyek a Várhegy földtudományi értékeit részletesebben és szemléletesebben mutatják be. Elkészült az új megállópontokat bemutató topográfiai térkép (1. ábra) (CorelDraw 12), az egyes geomorfológiai szinteket ábrázoló digitális domborzatmodell (3. ábra) (SURFER 8.0), az értékeket bemutató kataszteri lapok szerkesztése és adatbázisba vétele. A tanösvény mentén összesen 16 állomást sikerült kijelölni, és ezekről 28 kataszteri adatlap készült el.

## Eredmények

A Várhegy földtudományi értékeinek felvételezése már az 1990-es években megkezdődött, s 1996-ban egy geológiai tanösvényt építettek ki a területen (CENE, 1996). Ez elsősorban a *vastagpados, oszlopos és lemezes szerkezetű andezitek, az andezit jelenkori lepusztulás folyamatait és a felhagyott kőbányászat formakincseit* mutatja be (I–VII., 1. ábra).



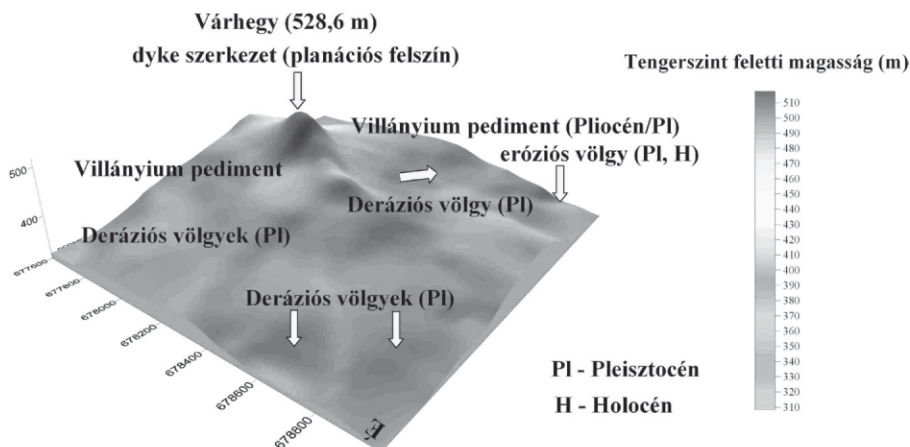
1. ábra. Oszlopos andezit és a szandai Várhegy tanösvényének korábbi (I–VII. CENE, 1996) és új, javasolt megállópontjai (1–16. megállópont, GALI–DOBOS, 2009)



2. ábra. A Novohrad-Nógrád

(15/I) – kis andezit kőfejtő (16/II.) – andezit oszlopokból álló kőfolyó (III.) – 20 x 30 m-es bányaudvar (IV.) – jelentős kőfolyás és henger alakú andezit oszlopok területe (12/V.). A Várhegy legszebb oszlopos andezit feltárása, ahol a hasadékvulkán középső része bukkant felszínre (VI.) – 20–30°-os dőlésű vastagpados andezit felszíni kibukkanása (a hasadékvulkán legmélyebb szintű feltárása) (VII. vagy 11.) – csuszamlásos folyamatokkal és a vulkáni takaró felszabdalódásával kialakult hasadékvölgy.

A szandai Várhegy földtudományi értékeinek részletesebb felmérését 2009 nyarán kezdtük el. Kutatásunk során arra törekedtünk, hogy a Várhegy gerincén futó kék jelzésű turista útvonal mentén és annak közvetlen környezetében olyan megállópontokat jelöljünk ki, ahol a Várhegy legjellegzetesebb



3. ábra. A szandai Várhegy főbb geomorfológiai szintjei (DOBOS–GALL, 2009)

földtani szerkezeteit (dyke-szerkezet), kőzetkibukkanásait és felszínalakítási formáit jól tanulmányozhatjuk. A korábbi tanösvény megállópontjait így újabakkal egészítettük ki (1. ábra, 1. táblázat).

A szandai Várhegy és a Peres-hegy földtani különlegességét az oligocén és alsómiocén rétegekbe ékelődő, 10 km-nél hosszabb, É–ÉNy–D–DK-i csapású hasadék és az azt kitöltő miocén alsóbádeni (alsótörtóniai) emeleti (14,3–13 millió év) vékony andezittelér adja. A hegyen kisebb labiális (hasadék) vulkanizmussal (Hasznosi Andezit Formáció. GYALOG, 2005.) hosszú, de keskeny andezittakaró képződött (LÁNG, 1967). A Várhegy 528,6 m magas csúcsát piroxénandezitből felépülő dyke és kisebb andezittakaró alkotja, amely az oligocén végi agyagos homok fölé települt. A Szandai Várhegy környezetében oligocén (38–24 millió év) szürke, zöldesszürke színű agyag, agyagmárga, homok és glaukonitos homokkősorozat (NOSZKY 1940; GYALOG, L. 2005), valamint miocén ottngangi emeleti (alsó-helvét) (20–19 millió év) szárazföldi üledékek mutathatók még ki. A Várhegy kemény andezittakarója alatt eredeti településében maradt fent a miocén kavicsos üledék, így ezek alapján tanúhegynek tekinthető. A Várhegy és a Péter-hegy hegyláb felszínének peremén pleisztocén időszerű lösz és lejtőagyag, míg a környező települések völgyeiben és a patakok árterén holocén alluviális képződmények tanulmányozhatók.

A szandai Várhegy felszínalakítási értékei közül egyrészt a különböző lepusztulási periódusok maradványformái, másrészt a negyedidőszaki felszínfejlődést tükröző – glaciális és interglaciális periódusok – formakincsei említhetők meg. A Várhegy miocénban keletkezett telérvonulata és andezittakarója a felsőmiocén szarmata (14,3–11,5 millió év) és pannon emeletében (11,5–5 millió év) folyamatosan a külső erők hatásának volt kitéve, lepusztult, tönkösödött. A dyke-szerkezet is felszínre került, s megindult további kipreparálódása és





1. táblázat. A szandai Vár-hegy kibővített tanösvényének egyedi tájértékei (2010)

Megálló-pont	Jelzet	GPS-koordináták (°)	Az egyedi tájérték megnevezése	Az egyedi tájérték típusa*	Kőzetek és formák keletkezési ideje
1.	SZD1/A.	É 47.90956 K 019.42605	szálban álló andezit kibukkanása	2.2.1.2./2.1.2.	miocén, alsóbádeni emelet: 16–14 millió év
	SZD1/B.	É 47.90956 K 19.42605	krioplanációs fal, fal- maradványok; tör- meléklejtő-sorozat	2.2.1.8.2.1./2.9.2.	pleisztocén
	SZD1/C.	É 47.90956 K 019.42605	omlások	2.2.1.8.2.1./2.5.1.	pleisztocén, holocén
2.	SZD2/A.	É 47.91058 K 019.42607	szálkőzet kibukka- nása; vastagpados, lemezes változat	2.2.1.2./2.1.2.	miocén, alsóbádeni emelet: 16–14 M év
	SZD2/B.	É 47.91058 K 019.42607	krioplanációs lép- csők	2.2.1.8.2.1./2.9.2.	pleisztocén
3.	SZD3/A.	É 47.91102 K 19.42320	szálkőzet kibukka- nása; vastagpados változat	2.2.1.2./2.1.2.	miocén, alsóbádeni emelet: 16–14 M év
	SZD3/B.	É 47.91102 K 019.42320	réteglap, rétegfaj ki- bukkanások	2.2.1.8.1.4./2.4.1.	felsőmiocén, pliocén és negyedidőszak
4.	SZD4/A.	É 47.91105 K 19.42307	oszlopos andezit alapkőzet felszíni kibukkanása	2.2.1.2./2.1.2.	miocén, alsóbádeni emelet: 16–14 M év
	SZD4/B.	É 47.91105 K 019.42307	réteglapos rétegfaj kibukkanások osz- lopos andeziten	2.2.1.8.1.4./2.4.1.	felsőmiocén, pliocén és negyedidőszak
5.	SZD5.	É 47.91123 K 019.42292	lemezes andezit alapkőzet felszíni kibukkanása	2.2.1.2./2.1.2.	miocén, alsóbádeni emelet: 16–14 M év
6.	SZD6/A.	É 47.91140 K 019.42292	lemezes és vastagpa- dos andezit alapkö- zet kibukkanás	2.2.1.2./2.1.2.	miocén, alsóbádeni emelet: 16–14 M év
	SZD6/B.	É 47.91140 K 019.42292	gyűrődések, vetődé- sek, diszkordancia	2.2.1.8.1.4./2.4.1. 2.4.2.	miocén, alsóbádeni emelet és ez utáni tek- tonika
7.	SZD7/A.	É 47.91144 K 019.42291	vastagpados andezit kibukkanás	2.2.1.2./2.1.2.	miocén, alsóbádeni emelet: 16–14 M év
	SZD7/B.	É 47.91144 K 019.42291	vetődéses és gyűrt formák	2.2.1.8.1.4./2.4.1. 2.4.2.	miocén, alsóbádeni emelet, fiatalabb szer- kezeti mozgások
8.	SZD8/A.	É 47.91148 K 019.42279	andezit alapközet felszíni kibukkanása	2.2.1.2./2.1.2.	miocén, alsóbádeni emelet: 16–14 M év
	SZD8/B.	É 47.91148 K 019.42279	vetődéses és gyűrt formák	2.2.1.8.1.4./2.4.1. 2.4.2.	miocén, alsóbádeni emelet, fiatalabb szer- kezeti mozgások

1. táblázat. A szandai Vár-hegy kibővített tanösvényének egyedi tájértékei (2010)

Megálló-pont	Jelzet	GPS-koordináták ( <sup>o</sup> )	Az egyedi tájérték megnevezése	Az egyedi tájérték típusa*	Kőzetek és formák keletkezési ideje
9.	SZD9/A.	É 47.91143 K 019.42264	andezit alapkőzet felszíni kibukkanása: vastag és vékonypa- dos változat	2.2.1.2./2.1.2.	miocén, alsóbádeni emelet: 16–14 M év
	SZD9/B.	É 47.91143 K 019.42264	vetődéses és gyűrt formák	2.2.1.8.1.4./2.4.1. 2.4.2.	miocén, alsóbádeni emelet, fiatalabb szer- kezeti mozgások
10.	SZD10/A.	É 47.91143 K 019.42264	andezit alapkőzet réteglapos felszíni kibukkanása	2.2.1.2./2.1.2.	miocén, alsóbádeni emelet: 16–14 M év
	SZD10/B.	É 47.91143 K 019.42264	vetődéses és gyűrt formák, antiklinális	2.2.1.8.1.4./2.4.1. 2.4.2.	miocén, alsóbádeni emelet, fiatalabb szer- kezeti mozgások
11.	SZD11.	É 47.91159 K 019.42241	poligenetikus hasa- dékvolgy	-/2.12.2.	Harmad-negyedidő- szak
12.	SZD12/A.	É 47.91152 K 019.42131	oszlopos kifejlődésű andezit	2.2.1.2./2.1.2.	miocén, alsóbádeni emelet: 16–14 M év
	SZD12/B.	É 47.91152 K 019.42131	periglaciális kőten- ger	2.2.1.8.2.1./2.9.2.	pleisztocén
	SZD12/C.	É 47.91152 K 019.42131	periglaciális kőfo- lyások	2.2.1.8.2.1./2.9.2.	pleisztocén
13.	SZD13.	É 47.91210 K 019.42059	Törmeléklejtő sorozat	2.2.1.8.2.1./2.9.2.	pleisztocén
14.	SZD14.	É 47.91187 K 019.41962	krioplanációs falak, periglaciális törmé- léklejtő	2.2.1.8.2.1./2.9.2.	pleisztocén
15.	SZD15.	É 47.91174 K 019.41941	andezit alapkőzet felszíni kibukkanása, kőfejtő	2.2.1.2./2.1.2.	miocén, alsóbádeni emelet: 16–14 M év
16.	SZD16.	É 47.91164 K 019.41961	krioplanációs fal- és falmaradványok, ill. az előterükben elhe- lyezkedő törmeléklejtő és kőfolyás	2.2.1.8.2.1./2.9.2.	pleisztocén

\* Az MSZ 20381/1999 és Dobos, A. *et al.* 2001. alapján.

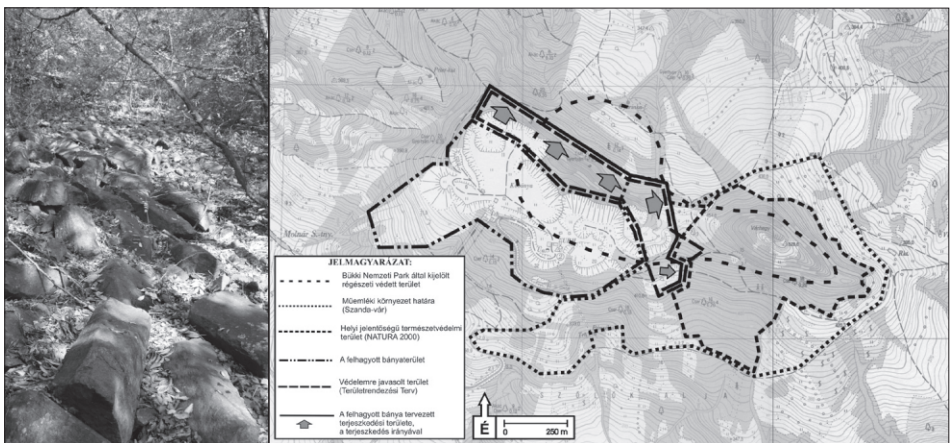
teraszszintek kimélyítése vált jelentősebbé (LÁNG, 1967; MARTONNÉ ERDŐS, 2003). A holocénban (0,01 millió év–napjainkig) az eróziós völgyek mélyülése, az eróziós vízmosások, horhosok keletkezése, a tömegmozgások és a korábbi felszínek pusztulása, ill. az elszállított üledékek medence és völgyi akkumulációja folytatódott. A patakok mentén allúviumok keletkeztek.

A földtani szerkezet és formakincs vizsgálatakor (4. ábra) kiderült, hogy a Várhegy területén elsősorban az andezit különböző (vastagpados, vékonypados, lemezes, oszlopos) kifejlődései, rétegei (36%), a vetődések és gyűrődések formái (29%) és a periglaciális formakincsek (27%) hagyatékaik tanulmányozhatók nagy számban. Az omlások (4%) és a Várhegy északi oldalán található poligenetikus képződésű völgy (4%) különleges formakincseknek adnak helyet, viszont kisebb arányban képviseltetik magukat. Antropogén tájsebként maradtak még fenn a terület kisebb kőfejtői (4%).

A kataszterezés eredményét az 1. táblázatban szemléltetett főbb geológiai és morfológiai értékek szemléltetik, s természetesen ezen értékeket javasoljuk a tanösvény nyomvonalába is beépíteni.

### Különböző védelmi zónák a Várhegy környezetében

A Várhegy közvetlen környezete a Szanda-vár műemléki környezet, a helyi jelentőségű természetvédelmi terület (NATURA 2000) és a Bükk Nemzeti Park által kijelölt régészeti védett területek határain belül helyezkedik el (5. ábra). Ezen zónák együttes jelenléte mindenképpen biztosítja a Várhegy felmért földtudományi értékeinek megőrzését és aktív védelmét. A Településrendezési Terv (HOLLESNÉ, 2002) a felhagyott Péter-hegyi bánya területén jelez esetleges É–ÉK-i és K-i irányú terjeszkedést, itt azonban a kijelölt védérdők létesítése, valamint a bányaterület központi és K-i részének védett területhez való korábbi csatolása ezt nem feltétlenül teszi lehetővé. Indokolt lenne a védérdők és a bányaterületén fellelhető geológiai szerkezetek, oszlopos andezit kibukkanások további védelme.



5. ábra. Periglaciális kőfolyó és a szandai Várhegy különböző védőövezetei (2010), (HOLLESNÉ, 2002 alapján)

## Összegzés

Kutatási eredményeink alapján indokoltnak tartjuk a tanösvény megállóhelyeinek kibővítését, az egyes megállópontok ismertetőtábláinak elkészítését, valamint a tanösvény oktatási és ismeretterjesztési funkciójának fejlesztését. A Településrendezési Terv keretében a kutatási területet, a szandai Várhegyet, kiemelt természetvédelmi és ökoturisztikai fejlesztési területként javasoljuk kijelölni és kezelni.

## IRODALOM

- CENE, J. SZANDA-VÁRHEGYI 1996. Felhagyott andezit bánya tájrendezési terve. – GEOTEAM Kutatási és Vállalkozási Kft., Eger, pp. 1–24.
- DOBOS, A.–GASZTONYI, É.–KOZÁK, M.–PÜSPÖKI, Z.–SÜTŐ, L.–SZABÓ, J. 2001. Geológiai és geomorfológiai értékek kataszteri lapja. – In: SZABÓ, J.–SÜTŐ, L. 2005. Az egyedi tájérték kataszterezés néhány elvi kérdése és gyakorlati tapasztalatai a Cserhát példáján, melléklet –In: DOBOS A.–ILYÉS Z. 2005. Földtani és felszínalaktani értékek védelme, Eger. pp. 81–100.
- GYALOG, L. 2005. Magyarázó Magyarország fedett földtani térképéhez, 1:100 000. – Magyar Állami Földtani Intézet Térképmagyarázói, Budapest, pp. 1–188.
- LÁNG, S. 1967. A Cserhát természeti földrajza, Földrajzi Monográfiák. – Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 1–375.
- MARTONNÉ ERDŐS, K. 2003. Magyarország természeti földrajza I. földrajz és geográfus hallgatóknak. – Debreceni Egyetem, Kossuth Egyetemi Kiadó, Debrecen, pp. 1–245.
- MSZ 20381/1999. (Nature protection. Cadastre of unique landscape features) Természetvédelem. Egyedi tájértékek kataszterezése. – Magyar Szabványügyi Testület, 1999. augusztus, Budapest, pp. 1–8.
- MSZ 20381:2009. Természetvédelem. – Egyedi tájértékek kataszterezése, Budapest.
- NOSZKY, J. 1940. A Cserhát hegység földtani viszonyai, Magyar tájak földtani leírása/3. – Magyar Királyi Földtani Intézet, Budapest, pp. 1–283.
- Regional Tervező és Fővállalkozó Kft. 2002. Szanda (Szandaváralja) Településrendezési Terve, Salgótarján.
- SCHWEITZER, F. 1993. Domborzatformálás a Pannóniai-medence belsejében a fiatal újharmadkorban és a negyedidőszak határán – Doktori értekezés tézisei, Budapest, pp. 1–27.



## Az egerszalóki Betyár-bújó egyedi tájértékeinek kataszterezése<sup>1</sup>

DOBOS ANNA<sup>2</sup>–GULYÁS GÁBOR

### Bevezetés

Kutatási mintaterületünk, a Betyár-bújó területe Észak-Magyarországon, az Egri-Bükkalja kistáj területének nyugati részén, Egertől mintegy 6 km-rel nyugat–délnyugati irányban fekszik, Egerszalók településén (1–2. ábra).

A település közigazgatási területén belül több, fülkés tufakúpot találhatunk, amelyek közül jelen tanulmányunkban a legismertebbet, a Betyár-bújónak nevezett képződményt mutatjuk be. A tufakúp (kaptárkő) a települési központtól délkeletre, az Öreg-hegy nyugati oldalában, a műút fölött, mintegy 172 méteres tengerszint feletti magasságban helyezkedik el.

A Betyár-bújó környezetében a miocén Gyulakeszi Riolitufa Formáció nem összesült riolitufája bukkan a felszínre, amely változatos felszíni formáknak, geológiai szelvényeknek és kultúrtörténeti értékeknek ad otthont. Kutatásunk célkitűzése a Betyár-bújó területén található egyedi tájértékek kataszterezése, felvételezése, fotódokumentációja és értékelése volt. Eredményeinkkel szeretnénk kimutatni a mintaterület geodiverzitását és különböző típusú egyedi tájértékekben való gazdagságát.

### Irodalmi előzmények

A kis kiterjedésű mintaterület részletes elemzéséhez elsősorban átfogóbb tanulmányokat tudtunk felhasználni. A terület geológiai felépítéséről, a riolitufa összletek (miocén kori Gyulakeszi Riolitufa Formáció) kialakulásáról és típusairól BALOGH (1964), PELIKÁN (2002) és PENTELÉNYI (2002) adott áttekintést a Bükk hegység földtani vizsgálatakor.

A Laskó-patak és a bükki hegyláb felszínek kialakulását, felszínfejlődését és felszínalaktani adottságait HEVESI (1980), valamint PINCZÉS *et al.* (1998) tárta fel. A Betyár-bújó kultúrtörténeti értékéről, mint kaptárkőről BARÁZ *et al.* (1995–1996) és BARÁZ (2000) készített részletesebb ismertetést a kaptárkő topográfia készítésekor.

---

<sup>1</sup> A tanulmány az Oktatásért Közalapítvány (NTP-OKA-I-011-1) támogatásával készült.

<sup>2</sup> Eszterházy Károly Főiskola, Környezettudományi Tanszék, Tájkutatások – Természetvédelem Tehetséggondozó Műhely, H-3300 Eger, Leányka u. 6. E-mail: dobosa@ektf.hu

## Kutatási módszerek

Egerszalókon a Betyár-bújó területe helyi védelem alatt álló természetvédelmi terület. Kutatásunk célja a mintaterület egyedi tájértékeinek kataszterezése és értékelése volt. Munkánk során felvételeztük, majd kategorizáltuk az egyes értéktípusokat. Minden kategóriára vonatkozólag egyedi tájérték-felvételező adatlapot töltöttünk ki, fotódokumentációt készítettünk, azokat kiértékeljük, és számítógépes adatbázisba illesztettük. Felvételezéseink során arra törekedtünk, hogy a mintaterület földtani képződményeit (a vulkáni kőzetek lepusztulás formáit, földtani alakzatait, rétegsorok feltárását), felszínalaktani képződményeit (vetődéses és töréses formák, gravitációs és kifagyásos folyamatokhoz kapcsolódó egyedi tájértékek), kultúrtörténeti tájértékeit (határkő, esetleges kultikus hely, csőszkunyhó, esetleges élelmiszerraktár) és esztétikai tájértékeit (kilátópont, egyedi látványkép) részletesen mérjük fel és mutassuk be. A felvételezés alapjául a Magyar Szabvány 20381:1999-t alkalmaztuk, amely 1999 óta kisebb változtatásokkal megújult formában jelent meg (MSZ 20381:2009). Bár az újabb szabvány már külön kategóriaként említi a kaptárköveket, s az egyes érték kategóriák besorolása megváltozott, a felvételezés eredményét minőségileg ez nem befolyásolja.

## Eredmények

A kutatás eredményeképpen – a kiválasztott kis kiterjedésű mintaterületen – 14 egyedi tájérték adatlapot töltöttünk ki, ez jól illusztrálja a terület értékben való gazdagságát. A felmért tájértékek 28,57%-a a földtani képződmények, 28,57%-a a felszínalaktani képződmények, 28,57%-a a kultúrtörténeti tájértékek és 14,29%-a az esztétikai tájértékek kategóriájába sorolható (2. ábra, 5. táblázat).



1. ábra. Vallási, kultikus hely



2. ábra. Határkő, birtokjel



3. ábra. Csőszkunyhó

1. táblázat. A Betyár-bújó kultúrtörténeti egyedi tájértékeinek megnevezése, típusa (2010)

Szám	Jelzet	Az egyedi tájérték megnevezése	Az egyedi tájérték típusa
1. Kultúrtörténeti egyedi tájérték			
1.1. Településsel kapcsolatos egyedi tájértékek			
1.	ESZ/1.	Vallás, Kultikus hely (?)	1.1.2.
2.	ESZ/2.	Birtokjel, határjel Határkő	1.1.3. 1.1.3.3.
1. Kultúrtörténeti egyedi tájérték			
1.3. Termeléssel kapcsolatos egyedi tájérték			
1.3.1. Agrártörténeti egyedi tájérték			
3.	ESZ/3.	Magtár (?)	1.3.1.3.
4.	ESZ/4.	Csőszkunyhó, határjelző kőrakások	1.3.1.11.

### *Kultúrtörténeti egyedi tájértékek*

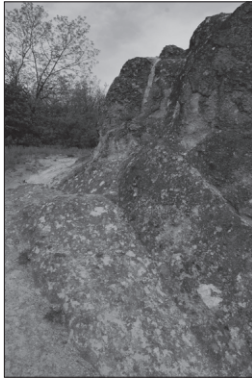
A Betyár-bújó területe elsősorban, mint kultúrtörténeti érték (1–3. ábra, 1. táblázat) került természetvédelmi oltalom alá. A riolittufába vájt kunyhót egyrészt csőszkunyhóként használták, s felmerült, hogy esetenként magtárként, birtokjelként és határkőként vagy kaptárkőként is funkcionált. A területén 1 kaptárkő fülkét felvételeztek a bejárat bal oldalán.

### *Földtani képződmények*

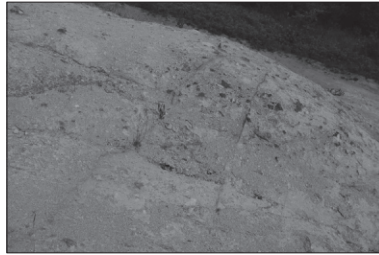
A Betyár-bújó területén a miocén Gyulakeszi Riolittufa Formáció nem összesült riolittufája (21–13 millió év) bukkan a felszínre igen változatos kifejlődésben (2. táblázat). Maga a felszíni kibukkanás területe, mint egyedi földtani alakzat jelenik meg (későbbi antropogén behatással), amelyen a nyugati oldalon szelektív denudáció révén különböző minőségű riolittufa rétegek lepusztulási formái (5. ábra) képződtek. A mintaterület legszebb földtani értékei, a rétegsor feltárások a központi alakzat északi és déli oldalán tanulmányozhatók vetődésekkel és rétegtorlódásokkal (4, 6. ábra). Az északi feltárás szelvényében jól láthatók a riolittufa rétegek különböző minőségű és időszakú rétegeinek megjelenése. Helyenként az egyes tufarétegek horzsakőben, lapillikben gazdagabbak. A réteglapok felszíni határainak csapása közel azonos értéket ad (ÉK 8°–DNy 38°, ÉK 6°–DNy 36°, ÉK 4°–DNy 34°). Az egész mintaterületen a váltakozó minőségű riolittufa rétegek egymásra települése és esetenként egymásra torlódása, csúszása (pikkelyeződése) mutatható ki. Ez a földtani szerkezet jelentős helyi tektonikus hatásokra utal. A kibukkanás déli oldalában egy vetősík (8. ábra) azt jelzi, hogy nemcsak a völgy irányában történtek jelentős kibillenések vagy felpikkelyeződések a rétegekben, hanem a vetősík



mentén kisebb tufatömegek déli irányba vetődtek le. Ezzel magyarázható a Betyár-bújó kibukkanásának ilyen markáns határa. Az egyes réteglapok szétnyílása miatt a köztes teret betonnal töltötték ki, így kisebb antropogén beavatkozás is kimutatható (4, 6. ábra) a területen.



4. ábra. Rétegsor1



5. ábra. Riolittufa lepusztulása, különböző riolittufa rétegek



6. ábra. Rétegsor1

2. táblázat. A Betyár-bújó földtani egyedi tájértékeinek megnevezése, típusa (2010)

Szám	Jelzet	Az egyedi tájérték megnevezése	Az egyedi tájérték típusa
2. Természeti képződmények			
2.1. Földtudományi egyedi tájérték			
2.1.1. Földtani képződmény			
5.	ESZ/5.	Kőzetek lepusztulás formái	2.2.1.3.
6.	ESZ/6.	Földtani alakzat	2.2.1.4.
7.	ESZ/7.	Felszín közeli előfordulás Rétegsor1 feltárás	2.2.1.7. 2.2.1.7.4.
8.	ESZ/8.	Felszín közeli előfordulás Rétegsor2 feltárás	2.2.1.7. 2.2.1.7.4.

### Felszínalaktani képződmények

A tufakibukkanás a Laskó-patak egyik pleisztocén időszaki folyóvízi teraszának szintjében jelenik meg, ahol kezdetben a patak véste és formálta a felszínt, majd a mállási és aprózódási, illetve a tömegmozgásos folyamatok segítségével kerültek felszínre a felszínalatti riolittufa rétegek. Napjainkban szép hagyományt láthatjuk itt a kisebb krioplanációs falak (réteglejek) és törmelék-felhalmozódások megjelenésének (2, 7. ábra). A riolittufa réteglejek előterében és a kibukkanás peremén jelentősebb törmelék akkumulálódott, melynek anyaga a kőzetminőségtől függően jelentősebb változatokat mutat. A Betyár-bújó nyu-

gati előterében lineáris eróziós barázdák tagolják az egységesebb tufafelszínt, ezek előterében kisebb hordalékkúpok alakultak ki. A központi kibukkanás északi és déli oldalában vetődések és kibillent helyzetű tufarétegek (4, 6. ábra) tanulmányozhatók, míg a déli oldalon markánsan rajzolódik ki egy vetősík (8. ábra), amely a terület korábbi aktív földtani eseményeire utal.



7. ábra. Krioplanációs fal törmelékkal



8. ábra. Vetősík a déli oldalon

3. táblázat. A Betyár-bújó felszínalaktani egyedi tájértékeinek megnevezése, típusa (2010)

Szám	Jelzet	Az egyedi tájérték megnevezése	Az egyedi tájérték típusa
2. Természeti képződmények			
2.2. Földtudományi egyedi tájérték			
2.2.1.3. Morfológiai képződmény			
2.2.1.3.1. Endogén eredetű formákhoz kapcsolódó egyedi tájérték			
9.	ESZ/9.	Vetődéses és töréses formák	2.2.1.3.1.4.
10.	ESZ/10.	Vulkáni formák	2.2.1.3.1.5.
2.2.1.3.2. Exogén eredetű formákhoz kapcsolódó egyedi tájérték			
11.	ESZ/11.	Gravitációs és kifagyási folyamatokhoz kapcsolódó egyedi tájértékek (felületi fagy okozta aprózódás)	2.2.1.3.2.1.
12.	ESZ/12.	Gravitációs és kifagyási folyamatokhoz kapcsolódó egyedi tájértékek (krioplanációs fal törmelékkal)	2.2.1.3.2.1.

*Esztétikai egyedi tájértékek*

A Betyár-bújó (172 m) magaslata kiváló kilátópont, ahonnan szép kilátás nyílik a Laskó-patak völgyére, ahol Egerszalók településszerkezete, a Laskó-patak allúviuma, folyóvízi terasz szintjei és a szemközti fiatalabb hegyláb felszínének területe tanulmányozható változatos tájhasználati struktúrával.

5. táblázat. Tájértékek értékelése, Egerszalók – Betyár-bújó (2010)

Értékelési szempontok	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.	12.	13.	14.
Ritkaság/egyediség/különlegesség	2	2	1	3	3	3	2	3	3	2	2	2	3	3
Régiség/ősiségi jelentőség	2	2	2	2	3	3	3	3	3	3	3	3	2	3
Idégenforgalmi/látogatótsági jelentőség	3	3	3	3	3	3	2	3	2	2	2	2	4	3
Hagyomány-örzési jelentőség	2	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Esztétikai/látvány-jelentőség (tetszetőség/értékesség)	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	2	2	4	3
Történelmi/patriotikus jelentőség	2	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Tudományos/szakterületi jelentőség	1	1	1	1	2	3	2	3	4	2	2	2	3	3
Oktatási/ismeret-terjesztési jelentőség	3	2	2	3	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Etnikai/néprajzi jelentőség	2	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1
Kultúrtörténeti/kulturális jelentőség	2	2	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Ökológiai jelentőség	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	2	2	0	0
Sérülékenység/veszélyeztetettség	3	3	3	3	3	3	4	3	3	4	4	4	3	1
Értékkategória típusok	Ku	Ku	Ku	Ku	Ft	Ft	Ft	Ft	Fa	Fa	Fa	Fa	Esz	Esz
<b>Összesen:</b>	25	22	21	24	21	21	21	21	21	20	20	20	27	22

Jelmagyarázat: Ku = Kultúrtörténeti értékek; Ft = Földtani értékek; Fa = Felszínalakítási értékek; Esz = Esztétikai értékek

## Tájértékek értékelése

Eredményeink azt mutatják, hogy bár a területet eredetileg kultúrtörténeti értéként védték le, a földtani és felszínalakítási értékek azokkal hasonló százalékos arányban jelennek meg a területen. Ez utóbbiak bemutatása és megismertetése így szintén kiemelendő feladat kell, hogy legyen. A Betyár-bújó területén az egyes tájértékeket különböző, a terület jelentőségét és egyediségét is kifejező szempontok szerint is értékeltük (5. táblázat). Itt a legmagasabb pontszámot a kilátópont funkciója kapta (27 pont), míg jelentős pontszámot ért el a kulturális hely és a csőszkunyó (25-24 pont) kategóriája is. A leggyakoribb értékek 21 és 22 pontot kaptak, ezek között minden kategória képviseltette magát. A legkevesebb pontszámot (20 pont) a vulkáni formák és a gravitációs és kifagyási folyamatokhoz kapcsolódó egyedi tájértékek kapták, hiszen ezek kisebb gyakorisággal vannak jelen a területen. Az esztétikai értékek 27 és 22 pontos adatai jelzik, hogy ez a funkció még kiaknázatlan lehetőséget nyújt. A kapott eredmények azt igazolják, hogy a Betyár-bújó területén változatos geodiverzitás mutatható ki, illetve a különböző érték kategóriák nagy számban képviseltetik itt magukat.

## Összegzés

A változatos értékekkel rendelkező Betyár-bújó, mint természeti és kultúrtörténeti ritkaság bemutatását a

*Regionális Fejlesztési Operatív Program* keretében napjainkban megvalósuló egerszalóki beruházás teszi lehetővé. A Program célja ugyanis egy, a település egyedülálló látnivalóit és természeti kincseit bemutató tanulmányút kiépítése, amelynek során a bemutatott értékek megőrzésére is hangsúlyt fektetnek. E beruházás és fejlesztés keretében indokoltnak tartjuk a Betyár-bújó tanulmányútba való beillesztését, s valamennyi érték kategória megismertetését.

## IRODALOM

- BALOGH, K. 1964. A Bükkhegység földtani képződményei. – MÁFI Évkönyve, XLVII. kötet, 2. füzet, pp. 1–719.
- BARÁZ, Cs.–MIHÁLY, P. 1995–1996. A Heves és Borsod-Abaúj-Zemplén megyei kaptárkő topográfia újabb eredményei és a fiülkék rendeltetésének vizsgálata. – Egrí Dobó István Vármúzeum Évkönyve Agria XXXI–XXXII. kötet, Eger, pp. 63–105.
- BARÁZ, Cs. 2000. Kaptárkövek, szakrális kőemlékek a Bükkalján. – Kaptárkő Közművelődési és Tájvédelmi Egyesület, Eger, pp. 1–68.
- HEVESI, A. 1980. Adatok a Bükk hegység negyedidőszaki ősföldrajzi képéhez. – Földtani Közlöny, Bull. of the Hungarian Geol. Soc., 110 p., pp. 540–550.
- PELIKÁN, P. (szerk.) 2002. A Bükk hegység földtani térképe, 1:100 000. – MÁFI, Budapest
- PENTELENYI, L. 2002. A Bükkalja I. Földtani vázlat, – In: BARÁZ, Cs. A Bükki Nemzeti Park, Hegyek, erdők, emberek. BNP Igazgatóság, Eger, pp. 205–216.
- PINCZÉS, Z.–MARTONNÉ ERDŐS, K.–DOBOS, A. 1993. Elterések és hasonlóságok a hegyláb-felszínek pleisztocén felszínfejlődésében. – Földrajzi Közlemények, CXVII. (XLI) kötet, 3. pp. 149–162.
- MSZ 20381:1999. Természetvédelem. Egyedi tájértékek kataszterezése. Web: <http://www.tajvedelem.hu/idex.php/egyedi-tajertek/szakirodalom/61-szabvany>.
- MSZ 20381:2009. Természetvédelem. – Egyedi tájértékek kataszterezése, Budapest.



## A Szentendrei-sziget mezőgazdasági tájkarakterének jellemzése<sup>1</sup>

DUBLINSZKI-BODA BRIGITTA<sup>2</sup>

### Bevezetés

Mindennapi életünk során a minket körülvevő tájat folyamatosan alakítjuk, változtatjuk, aktuális igényeinkhez alakítjuk. Így volt ez a történelem korábbi időszakában is, és így van ez napjainkban is. Tájalakító tevékenységeink során folyamatosan „táji lenyomatokat” hagyunk magunk után, amelyek idővel a táj arculatának, karakterének meghatározó részévé válnak.

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

Egy adott táj, tájrészlet karakterének elemzése során felmerül az az alapvető kérdés, hogy melyek azok a „jól használható”, jelentős sajátosságok, tulajdonságok (továbbiakban szempontok), amelyek alkalmasak a tájkarakter jellemzésére (TIRÁSZI, 2008). Az általános tájvédelem feladata többek között a tájkarakter védelme, ami konkrét, operatív tájvédelmi feladatok elvégzését igényli. Akkor választjuk meg jól a tájkarakter-elemzési szempontokat, ha azok hosszútávon, visszatérően vagy egyéb, tájvédelmi szempontból jelentős elemekben pl. egyedi tájértékek között is megjelennek, teljes leíró képet adnak, és egyben tájvédelmi feladatok is kapcsolhatóak hozzájuk.

Jelen kutatásban a Szentendrei-sziget tájhasználat központú tájkarakter elemzésével foglalkozom, amelynek keretében kidolgoztam a mezőgazdasági tájkarakter-vizsgálatának szempontrendszerét.

### Tájkarakterisztikai jellemzés

A táj karakterét elsődlegesen a tájszerkezetet meghatározó *természeti adottságok* határozzák meg, ezek közül is a leginkább a domborzat, a vízrajz és a növénytakaró (CSIMA, 2009). A különböző tájhasználatok kialakulásában ezek meghatározó szerepet játszanak. Mindez karakterisztikai szempontból azért is meghatározó, mert csak olyan tájhasználat válhat karakteressé, amelyre a táj alkalmassága nem kérdéses.

---

<sup>1</sup> Készült a TÁMOP-4-2.1.B-09/1/KMR- 2010-0005 támogatásával.

<sup>2</sup> Budapesti Corvinus Egyetem, Tájvédelmi és Tájrehabilitációs Tanszék, H-1118 Budapest, Villányi út 35-43. E-mail: brigitta.boda@uni-corvinus.hu

A Szentendrei-sziget *domborzatát* tekintve jellemzően sík terület; mikro-domborzatában változatosabb (alacsony és magas ártéri szintek váltják egymást), kisebb (max. +15 m-es) természetes szintkülönbségeket csak a folyóvízi homok alkotta szigetmagok adnak. A lakott területek jellemzően ezeken a magasabb térszíneken helyezkednek el. A domborzat jellegzetességei a Duna folyásirányával szemben napjainkban is épülő északi szigetcsúcs és a markáns antropogén felszínformai elemként megjelenő árvízvédelmi töltések (GÓCZÁN, 1955).

A sziget *vízrajzi adottságait* alapvetően a Duna határozza meg. Állandó felszíni kisvízfolyása nincs, de több helyen (Kisoroszi, Pócsmegyer, Szigetmonostor) található bányászati tevékenység hatására létrejött tavak. A Duna magas vízállása idején (ált. nyár eleje és vége) az alacsonyabb térszíneken nagy a belvízzel borított területek kiterjedése. Meghatározó adottság, hogy a sziget jelentős része országos jelentőségű ivóvízbázis.

A sziget *növényzetére* jellemző, hogy a természetes növénytakaró a több évezredes emberi tevékenység hatására szinte teljesen átalakult. A homoki tölgyesek és gyepek helyét akácok és fenyvesek foglalták el, az egykori ártéri területeket nagyjából szántóföldi művelés alá vonták, a puhafaligetek helyén pedig nemesnyárasokat telepítettek. Az eredeti erdőssztyep-vegetáció csak kisebb, szigetszerű foltokban maradt meg. Az eredeti vegetáció maradványai a Duna–Ipoly Nemzeti Park részeként természetvédelmi oltalom alatt állnak.

Az előbbi, vizuálisan is érzékelhető természeti adottságok mellett két olyan meghatározó tényezőről is szót kell ejteni, amelyek áttételesen játszanak szerepet a tájkarakterben azáltal, hogy befolyásolják a domborzati, vízrajzi, növényzeti jellemzők és a tájhasználat alakulását: ezek a talajtani és éghajlati adottságok.

A sziget *talajtani viszonyai* – a domborzati egyhangúság ellenére – elég változatosak, előfordulnak öntés és réti öntés, csernozjom, homok- és futóhomok talajok. Ezek közös vonása, hogy talajképző kőzetük dunai eredetű, magas karbonát-tartalmú hordalékanyag, s képződésükben jelentős szerepet játszott a vízhatás.

Azokat az ármentes térszíneket, ahol nem homokos alapkőzet jellemző, foltokban terasz csernozjom és réti csernozjom borítja. (Ezek a terület legtermékenyebb talajtípusai.) A talajok általában meszesek, kémhatásuk gyengén lúgos; a humuszos réteg vastagsága közepes és sekély, 1–2%-os humusztartalommal.

*Éghajlati viszonyok* tekintetében a sziget alapvetően alföldi kontinentális jellege a sziget északi 1/3-án gyengül a Duna és a sziget két oldalán emelkedő hegyek hatására. A terület mikroklimatikus viszonyainak alakításában a Duna közelsége (légnedvesség, szélviszonyok), a gyorsan felmelegedő talajok valamint a növényzet játszik jelentős szerepet. A napsütés évi összege 1950–2000 óra, a tenyészidőszak középhőmérséklet 16,8°C, a csapadék évi összege 580–620 mm.

A fenti adottságok mind *megerősítik* a Szentendrei-sziget *mezőgazdasági* tájhasználatra való *alkalmasságát*. Ez a megerősítés a tájhasználat szempontjából persze nem jelent kizárólagosságot (a sziget esetén igazolható lenne például üdülési alkalmassága is).

A sziget jelenlegi mezőgazdasági tájhasználatára több – egyéb tájhasználatához, környezeti érzékenységhez, értékvédelemhez kapcsolódó – *befolyásoló tényező* van hatással. Ezek következményeinek egy része közvetlenül is jelentkezik a mezőgazdasági területek jellegében, pl. vízgazdálkodási tevékenységhez kapcsolódó elemek (árvízvédelmi töltések, ivóvíz kutak stb.); más része csak közvetetten, jellemzően a művelési módon keresztül érhető tetten. Ezek közül a legfontosabbakat említem röviden.

(A dolgozat további részéhez felhasználtam a Kisoroszi, Tahitótfalu, Pócsmegyer, Szigetmonostor települések rendezési terveihez készült alátámasztó munkarészt.)

A sziget jelentős része az országos ivóvízbázis védelme érdekében kijelölt *vízbázisvédelmi terület*. Mivel ezek a területek a geológiai (vízzáró réteg hiánya) és vízrajzi adottságok (főként az árvíz- és belvív-veszélyeztetettség) miatt igen érzékeny, ezért a tájhasználatok tekintetében nagyon szigorúak az országos jogszabályok, a térségi- és a településrendezési tervek előírásai. Ezeken a területeken mezőgazdasági tájhasználat (ált. gyepgazdálkodás) csak extenzív művelési módon folyhat.

A potenciális növénytakaró visszaszorulása és az előforduló természeti értékek indokolják, hogy a sziget jelentős része *természetvédelmi oltalom* alatt áll. (1997-ig, a Duna–Ipoly Nemzeti Park megalakulásáig az egész sziget megyei jelentőségű természetvédelmi terület volt.) Ma a nemzeti parkhoz tartozó területek az árvízvédelmi töltések, a Duna közé szorult ártéri ligeterdők és a szórványosan megmaradt sztyeprét-foltok. A Duna menti sávok a Nemzeti Ökológiai Hálózatnak is részét képezik. A mezőgazdasági tájhasználat a töltésen kívüli sávokban ma már nem jellemző; a maradvány sztyeprét foltokra viszont – főként szomszédos területhasználatként – hatással van.

A sziget teljes területe *Érzékeny Természet Terület*, amely értelmében lehatárolhatók olyan extenzíven kezelt mezőgazdasági területek a településen, amelyek fenntartására központi támogatások pályázhatók. A program lényege, hogy a mezőgazdasági hasznosítású területeknek nem pusztán termelő funkciót, hanem egyéb táj-, természet-, víz-, talajvédelmi, tájkarakter fenntartási, ökológiai funkciókat is be kell tölteni. A sziget esetében a támogatások konkrét programcsomag alapján elvégzett pl. biogazdálkodásra, ligetes táj fenntartására és kialakítására, természetvédelmi célú rét-legelőgazdálkodásra vehetők igénybe.

A Szentendrei-sziget tájkarakterének jellemzése szempontjából meghatározó a „*sziget jelleg*”. Oka egyrészt a megközelíthetőség. Jelenleg csak Tahitótfalunál van lehetőség közúti hídon átkelni a szigetre, e mellett kisha-



jó- és kompátkelés biztosított Szentendre és Vác irányában. A sziget fő közlekedési tengelye (az 1113-as számú út) sorra felfűzi a településeket – északról Kisoroszit, Tahitótfalut, Pócsmegyert és Szigetmonostort. Az úttal – ami látvány szempontjából is a fő feltáró útvonal – a települések külterületén mezőgazdasági területek szomszédosak, ami a megfigyelőben erősíti a mezőgazdasági jelleget. (A védett és az érzékeny területek járművel közvetlenül nehezen megközelíthetők.)

Másrészt a „sziget jelleg”-hez az is hozzájárult, hogy az eltérő földrajzi helyzet – főként eltérő domborzati adottság – más tájhasználati lehetőségeket biztosított, így a szomszédos, szigeten kívüli települések szerkezete teljesen más képet mutat.

Mindezek következtében az egyértelmű földrajzi elszigeteltség mellett a szigeti lakosság tájhasználati *hagyományaiban*, a szigethez kötődő *érzelmeiben* is egyfajta „elzárttság” mutatkozik. Mezőgazdasági tájhasználat szempontjából viszont érdemes megemlíteni, hogy a ki- és befelé irányuló kapcsolatrendszer a szigeten kívüli területek, mint beszerzési- és értékesítési piac felé meghatározó, amit GRÁFIK (1979) néprajzi kutatása is igazol.

Egy adott tájrészlet arculatának jellemzésében a táj *szerkezeti és funkcionális* jellemzői meghatározók. Mindez a mezőgazdasági tájhasználatot kiemelve azt jelenti, hogy egyrészt – mint szerkezeti jellemzőt – vizsgálni kell, milyen keretek között folyik maga a gazdálkodás (művelési ágon belüli telekstruktúra, településszerkezet); másrészt – mint funkcionális jellemzőket – azt, hogy hogyan gazdálkodtak (művelési mód), mit termesztettek (termények, terménymennyiségek). Tájkarakterről beszélve, mindehhez szorosan kapcsolódva vizsgálni kell az előbbi jellemzők történeti, tájtörténeti változásait is (BODA 2008, KEVEINÉ BÁRÁNY 2002).

A sziget mezőgazdasági jellegének alapvető mintázatát a *táblastruktúra* adja. (Ezt persze befolyásolja a tulajdonviszonyok struktúráját mutató birtokstruktúra és az igazgatási, ingatlan-nyilvántartási egységek struktúráját jellemző telekstruktúra, amik részletes térképi elemzésekkel vizsgálhatók (amire én most nem térek ki). A táblák *mérete, formája* (oldalaránya), az egyes táblák *szomszédsági viszonyai*, a táblák között megjelenő *tagoló-elemek* (főként a külterületi zöldfelületi rendszer részét képező elemek) lehetnek a jellemzés szempontjai.

A sziget mezőgazdasági területei vegyes táblaméretekkkel jellemezhetők. Előfordulnak nagytáblás (pl. Tahitótfalu, Kisoroszi külterületei), és kistáblás (pl. Kisoroszi szigetcsúcs) mezőgazdasági területek egyaránt. A táblák jellemzően téglalap alakúak, 1:3–1:8 oldalaránnyal. Általában elmondható, hogy kevés a táblákat tagoló zöldfelületi elem (főként erdősávok, fasorok hiánya). A táblahatárokat az eltérő kultúrák jelzik; ahol előfordulnak gypesávok, azok egyben a táblák megközelítését biztosító mezőgazdasági utak. A nagytáblás, összefüggő mezőgazdasági területek határán viszont többnyire megvannak a gypes mezsgyék.

A mezőgazdasági tájhasználat a *településszerkezethez* kapcsolódóan is mutat sajátosságokat. A jellemzés szempontjai a *beépített területek strukturálódása* (kapcsolódik-e mezőgazdasági tájhasználat; ha igen, milyen szegéllyel; beépített területek bővítési lehetőségei), a speciális *mezőgazdasági építmények* bel- és külterületen.

A sziget településeinek történetileg kialakult magjaiban a lakóterületekhez közvetlenül jellemzően kertgazdálkodási területek kapcsolódnak. A belterület és a külterületi mezőgazdasági területek között nem alakultak ki szegélyzónák. A kiterjedt „zártkert jellegű” területek, amelyek korábban üdülési-termelési célokat szolgáltak, mára jelentősen átalakultak, bennük egyre dominánsabbá válik a lakó funkció. Tahitótfalun (ahol a mezőgazdasági tájhasználat a leginkább domináns) a település különlegességét jelentik a *szérűskertek*, amelyek az egykori falusi élethez kötődő telekalakítást és hasznosítást idézik. A takarmánytárolók a lakóházaktól elkülönülten, a falu mellé épültek (Felső-, Alsó- és Vattai-szérűk). A tagolt, keskeny, kanyargós földutakkal feltárt szérűk különleges hangulata mára átalakulóban van, mert egyre nagyobb igény mutatkozik a pajták üdülő- és lakóépületekként való hasznosítására.

Új lakóterületek kijelölése a jelenlegi lakóterületekhez kapcsolódva ott jelennek meg, ahol nincsenek csatlakozó kiskertes részek, illetve a korábbi üdülőterületek átminősítésével.

A mezőgazdasági építmények közül főként tároló-építmények (górék, pajták) jelennek meg, amelyeknek a száma a lakóterületeken egyre inkább csökken. A külterületen viszont gyakoriak az illegálisan épített bódék, kisebb hétvégi házak. Tahitótfalut lehet ebből a szempontból is kiemelni, ahol a kisparcellás szántóföldeken (pl. Egeresek, Felső-Nagyárok, Alsó-Nagyárok) megjelenő kicsi, főként fából, lemezekből vagy egyéb növényi anyagokból (pl. kukoricacső és csuhé) épült *”epresz-gunyhók”* jelennek meg. Ezeket főként a terményérés időszakában szükséges őrzéshez, a betakarított termények és a szerszámok napközbeni tárolására használták, és használják ma is.

A mezőgazdasági *művelés módjának* egyes elemei is meghatározók lehetnek a tájkarakterben. Művelési mód alatt az adott időszakban adott területen folytatott *agrotechnikai eljárások* összességét értem. A szigeten a végzett és végezhető agrotechnikai eljárásokat a különböző érzékeny területek (legyen az természetvédelmi vagy vízbázisvédelmi) és a hozzájuk kapcsolódó előírások befolyásolják. Ezek lényegében a talajok tápanyag-utánpótlásának és a kijuttatható növényvédő-szerek formájára, mennyiségére vonatkozó szabályozásokat jelentenek. Az érzékeny területeken kívüli mezőgazdasági területek sem az agrotechnikai eljárások időbeli ütemezésében, sem a munkavégzés eszközeiben, jellegében nem mutatnak eltéréseket más mezőgazdasági területekhez képest.

A mezőgazdasági táj arculatát nagyban meghatározzák a *termesztett kultúrák*. Ezek sajátossága az időbeli változás, változatosság, ami egyrészt megmutatkozik egy-egy kultúra esetén is az évszakoknak megfelelően (*adott*

*időszakban a területen lévő kultúra*), ill. a kultúrák között a *vetésforgónak* megfelelő ütemezésben, harmadrészt *történeti vonatkozásban* – hagyományosan az adott területhez kapcsolódó termesztési körzetek, tájfajták, hungarikumok. Az egyes kultúrák megjelenése, esztétikai jellemzői (pl. méret, vetés módja, sortáv, tőtáv), jellemző színei is – kevésbé hangsúlyosan ugyan, de – előtérbe kerülhetnek a tájkarakter jellemzésében.

A sziget nagytáblás szántóterületein kalászosokat (főként búzát), kukoricát, takarmánynövényeket (főként lucernát) termesztenek. Ezek mellett, ami a sziget specialitásává válik, az egy kertészeti kultúra, a földi eper termesztése, amely intenzív, nagyüzemi keretek között is megjelenik a külterületen. Az eper termesztésének komoly hagyományai vannak a szigeten. A kisparcellás területek a termesztett kultúrák sokfélesége (zöldségfélék: paprika, paradicsom, káposztafélék; vágott virág) miatt igen változatos képet mutatnak az év minden szakában.

A tájkaraktert leíró szempontok akkor tudnak jól működni, ha azokhoz végrehajtható, *tájvédelmi célú javaslatok* rendelhetők.

A Szentendrei-sziget tájszerkezetét meghatározó *táblastruktúrához kapcsolódóan* elmondható, hogy a kialakult jelleget veszélyezteti a kisparcellás mezőgazdasági területek lassú átformálódása; egyre erőteljesebben jelenik meg az üdülő és a lakó funkció. Ez a tendencia a településrendezési szabályozásokon keresztül – a gyakorlatban sajnos elég nehezen – befolyásolható.

A mezőgazdasági területek mai „fátlansága” ugyan nagyon jellegzetes karakterisztikai elem, azonban hosszú távon mindenképpen célszerű lenne a meglévő elemek védelmére és a további zöldfelületi elemek telepítésére vonatkozó szabályozások érvényesítése.

*Településszerkezeti* szempontból a jellegzetes karakter megőrzése érdekében azokon a településszegélyeken, ahol mezőgazdasági terület (szántó) és lakóterület találkozik, célszerű védelmi célú zöldfelületi elemek telepítése.

A mezőgazdasági területeken megjelenő építmények helyenként zavaróan hatnak, tömeges megjelenésük „elbódósodás”-hoz vezet. Ezekkel kapcsolatban célszerű lenne részletes katasztert készíteni a még meglévő, hagyományos építészeti jegyekkel bíró elemekről. Az építési anyagok, jellemző formák, épülettömegek, színek, épület szerkezetani tulajdonságok rögzítésével lehetővé válik egy az állattartáshoz, földműveléshez kapcsolódó építmények építésére vonatkozó szabályozási rendszer kidolgozása. (Ez lehetőséget adna az esetlegesen szükséges hatósági beavatkozások feltételeinek megteremtésére.)

A *művelési móddal* kapcsolatban a jellegzetes karaktert a korlátozott mezőgazdasági használat jelenti, azonban ez közel sem kell, hogy teljes kizárást jelentsen. Az ökológiai gazdálkodási formák alkalmazásával (amelyekhez elviekben pályázati lehetőségek állnak rendelkezésre) kompromisszumos megoldás jöhet létre a gazdálkodási és védelmi funkciók között.

A *termesztett kultúrákkal* kapcsolatban feladat a jellegzetes kertészeti kultúrákhoz (eper és vágott virág) kapcsolódó hagyományok őrzése, a termelők termesztési kedvének ösztönzése akár különböző szintű támogatási rendszereken keresztül.

### Következtetések, megállapítások

Települési, kistérségi szintű tájvédelmi feladat többek között a tájkarakter jellegzetes, jellemző elemeinek meghatározása és megőrzése. A tájhasznosítás sokoldalúságát és az értékőrzést szolgálja a tájkép és a tájkarakter védelme, valamint a természeti és a kultúrtörténeti emlékek megóvása. A hosszú tájfejlődési folyamat során kialakult, karakteressé, jellegzetessé vált tájszerkezet kulturális örökségünk része.

A megőrzés érdekében végrehajtandó konkrét feladatok meghatározásában segítséget jelenthet, ha világosan körvonalazódnak azok a szempontok (tulajdonságok), amelyekkel kapcsolatban a szükséges tájvédelmi beavatkozásokat meg kell tenni.

A Szentendrei-sziget mezőgazdasági tájkaraktere a természeti adottságok mellett a jellemző táblastruktúra, településszerkezet, művelési rendszer és a termesztett kultúra szempontok alapján jól leírható volt. Az egyes szempontokhoz a tájvédelmi célt megvalósító tájrendezési eszközök is kapcsolhatók voltak.

A szigettel kapcsolatban megállapítható, hogy szerkezeti szempontból a telek- és táblastruktúra, funkcionális szempontból a termesztett kultúrák tekintetében mutat a táj karakterét is meghatározó történeti hagyományokat.

### IRODALOM

- BODA, B. 2008. Agrártáj-változások Túrkevéen. – In: MÓDOSNÉ, B.I. (szerk.): Előadások és poszterek összefoglalói. III. Magyar Tájökológiai Konferencia, Budapest, 2008. május 8–10. Budapest. 113. p.
- CSIMA, P. 1993. Az általános tájvédelem és a természetvédelem. Öko IV. évf. 2–3. pp. 12–18.
- CSIMA, P. 2008. Tájvédelmi szabályozás a településrendezési tervekben. – In: CSORBA, P.–FAZEKAS, I. (szerk.): Táj kutatás-tájökológia. Medián Alapítvány. Debrecen. pp. 401–407.
- CSIMA, P. 2009. Település a tájban – tájépítész szemmel. – In: FATSAR, K. (szerk.): MMXC Tanulmányok és esszék a 90 éves Mőcsényi Mihály tiszteletére. Budapesti Corvinus Egyetem, Tájépítészeti Kar. Budapest. pp. 67–75.
- GÓCZÁN, L. 1955. A Szentendrei sziget geomorfológiai fejlődéstörténete. – In: Földrajzi értesítő (különnyomat). Akadémiai Kiadó. Budapest. pp. 301–318.
- GRÁFIK, I. 1979. Szentendre sziget néprajzi körülhatárolásának kérdései. – In: Ethnographia. 1979. évi 4. szám. pp. 500–509.

- KEVEINÉ BÁRÁNY, I. 2002. Tájszerkezeti vizsgálatok a tájökológiában. – In: ABONYINÉ PALOTÁS, J.–BECSEI, J.–KOVÁCS, Cs. (szerk.): A magyar társadalomföldrajzi kutatás gondolatvilága. SZTE Gazdaság- és Társadalomföldrajz Tanszék. Szeged. pp. 85–94.
- Kisorozsi, Tahitótfalu, Pócsmegyer, Szigetmonostor Településrendezési Terve – Alátámasztó munkarész 2000. Felelős tervező: GAJDOS, I. (A.D.U. Építész Iroda), szakági tervezők: CSIMA, P.–MÓDOSNÉ BUGYI, I.–NAGY, I. R.–UDVARDI, A. BCE Tájvédelmi és Tájrehabilitációs Tanszék (kézirat).
- TIRÁSZI, Á. 2008. Tájindikátorok alkalmazásának története Európában. – In: CSIMA, P.–DUBLINSZKI-BODA, B.: Tájökológiai kutatások. BCE Tájvédelmi és Tájrehabilitációs Tanszék. Budapest. pp. 99–106.

## Egyedi tájérték kataszter, mint az ember és a természet harmóniájának fokmérője

EGYED ADRIENN<sup>1</sup>

### Bevezetés

A Budapesti Corvinus Egyetem Tájtervezési és Területfejlesztési Tanszékén több olyan projektben is módomban volt részt venni, amelyek egyedi tájértékek kataszterezésével foglalkoztak. Az erről szóló, MSZ 30281 jelű szabvány 2009 nyarán történt módosítása jelentős változásokat okozhat bizonyos települések esetében, mivel még tovább bővült azon objektumok köre, amelyek már felvehetők az egyedi tájértékek kataszterébe. Ezek a projektek és az időközben hatályba lépett változtatások indítottak arra, hogy megvizsgáljam az egyedi táji értékek, a települések karakterének és a helyi társadalomnak a viszonyát. Mintaterületként egyaránt felhasználtam a Budapest agglomerációjának határára fekvő Kisoroszit és az erdélyi, városiányos térségben elhelyezkedő települést, Énlakát.

### Jogszabályi háttér

Az egyedi tájértékek három helyen szerepelnek a magyar jogszabályokban. Elsőként a természet védelméről szóló 1996. évi LIII. törvény foglalkozott az egyedi tájértékekkel. Ezen a helyen az egyedi tájértéket mint „az adott tájra jellemző” természeti értéket, képződményt és az emberi tevékenységgel létrehozott tájalkotó elemet definiálja, „amelynek természeti, történelmi, kultúrtörténeti, tudományos vagy esztétikai szempontból a társadalom számára jelentősége van” (1996. ÉVI LIII. TV. 6. § (3)). A jogszabály az egyedi tájértékek felvételezését a nemzeti park igazgatóságok hatáskörébe sorolja, valamint előírja, hogy a településrendezési terveknek tartalmazniuk kell az ott található egyedi tájértékek listáját (1996. ÉVI LIII. TV. 6. §, 4–5).

A 2003-ban elfogadott Nemzeti Környezetvédelmi Program szintén rendelkezik az egyedi tájértékekről. A program célul tűzi ki az egyedi tájértékek kataszterezésének felgyorsítását és a kataszterek felhasználását a természetvédelmi kezelési tervekbe. A jogszabály a kataszterezés módszertani leírásul a MSZ 20381:1999-es szabványt jelöli meg (132/2003 OGY határozat).

---

<sup>1</sup> Budapesti Corvinus Egyetem, Tájtervezési és Területfejlesztési Tanszék, H-1118 Budapest, Villányi út 29–43. E-mail: adrienn.egyed@uni-corvinus.hu

A 2005-ben elfogadott Országos Területfejlesztési Koncepcióban is sor kerül az egyedi tájértékek definiálására, amely némileg eltér az 1996-os meghatározástól. Eszerint egyedi tájérték az az „épített vagy természetes objektum, amely elsősorban nagy tájképi jelentőséggel bír, de a táj ökoszisztémájában is szerepe van. Pozitív esztétikai tartalommal járul hozzá a tájak sajátos karakteréhez. Lehet természetes eredetű vagy az ember által alakított, szakrális vagy rekreációs tevékenységekhez, tradicionális tájhasználathoz kötődő. Példák: famatuzsálemek, fasorok, sziklafalak, kőtengerek, felhagyott kisméretű kőfejtők, barlangok, felszíni karsztos formák, források, kis területű vízborítás, gyepfoltok, földtani és talajtani feltárások, régi útjelek, keresztek, emlékhelyek, kőrakások, kőfalak, sövények, kutak, hidak, történelmi utak és ösvények, romok, gazdasági- és lakóépületek stb.” (97/2005 OGY határozat).

Közös eleme a fenti definícióknak, hogy az egyedi tájértékek természetes vagy ember által alkotott képződmények, amelyek az adott táj jellegzetes elemeivé váltak. Szintén fontos kitétel – bár ezt a 2005-ös definíció nem tartalmazza –, hogy az adott érték jelentőséggel bírjon a társadalom vagy a társadalom egy csoportja számára. Ennek a kritériumnak való megfelelés azonban sokszor nehezen igazolható a gyakorlatban, így egyes elemek megkérdőjelezhetőek, vagy akár ki is maradhatnak a kataszterekből.

## Szabványok

Az egyedi tájértékek kataszterezéséről az első, MI-13–25 számú irányelvet 1992-ben adták ki. Ez is definiálja az egyedi tájértékeket: „Az egyedi tájértékek az ember társadalmi tevékenységével létrehozott azon tájalkotó elemek beleértve az emberi tevékenység során hasznosított természeti elemeket is, amelyek történelmi, kultúrtörténeti vagy esztétikai szempontból valamely közösség számára jelentőssé váltak, ugyanakkor nem állnak sem műemléki, sem természetvédelmi oltalom alatt.” (MI-13–25, 1992). Talán ez az egyéb védettségi kategóriákról szóló kitétel a definíció leginkább figyelemre méltó része, hiszen ugyan ez a kitétel már egyik későbbi szabványban sem szerepel, ma is nagy hatással van a kataszterek összetételére.

Az irányelv tartalmazza a kataszterezés metodikájának leírását, és az egyes elemek értékelésének szempontrendszerét. Az értékelési módszert a 2009 évi módosítás jelentősen leegyszerűsítette, a pontozásos értékelést eltörölte, a felvételezés metodikája lényegében azóta is változatlan. A felvételezés a közigazgatási határoknak megfelelően kell elvégezni. Az egyes értékeknl a következő adatokat kell megadni: egyedi tájérték megnevezése, település neve, egyedi tájérték jelzete, típusa, pontos helyszíne, helyrajzi száma, tulajdonosa, kezelője, főbb jellemzői, kora, állapota, veszélyeztetettsége, szükséges intézkedések, a felvételező neve és a felvételezés időpontja. Az egyedi tájértékekről

külön listát kell készíteni, és a felvett objektumok helyét egy összesítő térképen is ábrázolni kell.

Az értékelési rendszer a tájképi és a területi jelentőség, valamint a komplex tájvédelmi érték megállapítására épült. A komplex tájvédelmi érték számos szempontot tartalmazott: ilyen volt az egyedi tájérték régisége, ritkasága, idegenforgalmi, nevelési, tudományos, etnikai, ökológiai és hagyományőrző jelentősége (MI-13–25, 1992).

Ennek az irányelvnek a helyébe lépett az első, MSZ 20381:1999-es szabvány 1999-ben. Az egyedi tájérték definiálásakor ez az irat már nem tartalmazza a műemléki vagy természetvédelmi oltalom alatt álló objektumokra vonatkozó kitétel, de megjegyzi, hogy a szabvány nem vonatkozik az országos jelentőségű védett természeti területekre és védett természeti értékekre (MSZ 20381:1999).

A felvételezésre került objektumok értékelési elvei nem változtak jelentős mértékben, a korábbi kategóriák mellett azonban újak is megjelentek: történelmi, tudományos jelentőség és sérülékenység. Az elemeket tizenkét szempontból kellett egy ötfokozatú skálán pontozni, az egyedi tájértékké nyilvánítás feltétele minimálisan 20 pont elérése volt (MSZ 20381:1999).

A jelenleg is hatályban lévő, MSZ 20381:2009-es szabvány 2009-ben került bevezetésre. Ez a szabvány csak az *ex lege* védett természeti értékeket, és egyes, országos jelentőségű védett természeti területen vagy Natura 2000 területen elhelyezkedő élőhelyeket vesz ki a kataszterezhető tájalkotó elemek köréből (MSZ 20381:2009). Az irat külön megjegyzi, hogy olyan elemek is egyedi tájértéknek minősülnek, amelyekhez valamilyen nem materiális érték pl. legenda, jeles esemény köthető.

Ez a szabvány már nem kíván meg olyan részletekbe menő, pontozásos értékelést, mint a korábbi. Egy elem akkor minősíthető egyedi tájértéknek, ha az adott táj karakterében meghatározó szerepe van, és az alábbiak közül legalább egy területen jelentősége van: településkarakter, mozaikos tájszerkezet, ritkaság, régiesség, hagyományőrzés, homogenitást megtörő jelleg, patriotizmus, néprajz.

### **Két esettanulmány: Kisoroszi és Énlaka**

Az esettanulmányokkal részint az egyedi tájérték kataszterezés gyakorlatának néhány kérdéses pontjára igyekszem felhívni a figyelmet, részint azt kívánom bemutatni, hogy a minél szélesebb körű kataszterezésből milyen következtetések vonhatóak le az adott település társadalmára és az ott élők életmódjára vonatkozólag.

A két kiválasztott település a budapesti agglomeráció peremén, a Szentendrei-sziget északi csücskén elhelyezkedő Kisoroszi és a Hargita me-



gyében található Énlaka. A települések a táji értékek gazdagsága szempontjából hasonló helyzetben vannak, és a helyi társadalom mindkét faluban fel is ismerte ezeket az értékeket, valamint azt is, hogy ezek veszélynek vannak kitéve, ezért mindkét falu számos tájeleme védettséget élvez, és a lakosok programokat szerveztek a települések karakterének megőrzésére. A szabvány módosítása előtt ezért egyik település esetében sem volt alkalmas az egyedi tájérték kataszter arra, hogy hűen tükrözze a falvak karakterét, de a hatályos szabvány szerinti kataszterezés már sokkal valóságosabb képet mutat (1. táblázat).

1. táblázat. Kisoroszi és Énlaka főbb tájértékei (saját szerkesztés)

Kisoroszi	Énlaka
Egyedi tájértékek	
Utcaképek az ófaluban	Utcaképek
Köztéri szobrok (1. kép)	Falutábla
Emlékművek	Emlékművek
Harangláb	Fasor
Útmenti kőkeresztek	Turistautak
Nepomuki Szent János szobra	Kilátópontok
Temető	–
Révállomás	–
Cseres-tó	–
Fasor	–
Turistautak	–
Kilátópontok	–
Műemléki vagy természetvédelmi oltalom miatt megkérdőjelezhető egyedi tájértékek	
Templomok	Templom
Kápolna	Sírkövek
Kálvária	600 éves hársfa
Római kori sírkő	Iskolaépület
Ártéri vegetáció	–
A társadalmi jelentőség szempontjából megkérdőjelezhető egyedi tájértékek	
Kapuk	Székelykapuk
Gazdasági épületek	Gazdasági épületek
Támfal	–
Bélyeges téglával kirakott kerítés	–
Népi munkaeszközökkel díszített házfal	–

A két település közti különbség elsősorban a helyi lakosság összetételéből fakad. Énlaka társadalmát a gyerekek és a középkorúak hiánya jellemzi, Kisoroszi lakossága esetében azonban fiatalos korfa rajzolódik ki. De Énlaka esetében a megmaradt lakosságot tősgyökeres családok alkotják, akik helyben keresik a megélhetés lehetőségét. Fő jövedelemforrásukat az állattartás jelenti, míg Kisoroszi egyre kedveltebb célpontja a Budapestről kiköltöző kisgyermekes családoknak, ahol az aktív korosztály nagy része Budapestre ingázik. Egy

ilyen településen a lakosság kevésbé „él együtt” a környezetével, hiszen a falu elsősorban alvóhelyként funkcionál számára. Ez az eltérés az egyedi tájérték kataszter összetételében is megnyilvánul (2. táblázat).

2. táblázat. Kisoroszi és Énlaka tájértékeinek egyes jellemzői (saját szerkesztés)

	Kisoroszi	Énlaka
Keletkezés ideje	19–20. század	19–20. század
Területi eloszlás	Ófalu, Duna-mente	egyenletes
Típus	vegyes	vegyes
Tulajdon	döntően önkormányzati	döntően magán
Állapot	jó állapotú	jó állapotú

Kisoroszi egyedi tájértékei elsősorban az ófaluban összpontosulnak, az utóbbi évtizedekben létesült értékei – a település történetét híven tükröző, nagy számú köztéri szobor – az önkormányzat munkáját dicsérik. Énlakán az értékek régebbiek, egyenletesen oszlanak meg a településen, döntő többségük magántulajdonban van. A közösség elsősorban anyagi támogatással veszi ki a részét ezeknek az értékeknek a gondozásából.



1. kép. Kisoroszi egyik, vízzel kapcsolatos köztéri szobra



2. kép. Énlaka egyik lakatlanná váló házána felújítása és átalakítása vendégházzá

### Következtetések

Áttekintve az egyedi tájértékek kataszterezésére vonatkozó szabályozást, és látva annak gyakorlatát, elmondható, hogy a többszöri módosítás ellenére több kérdés merül fel ezzel a témával kapcsolatban:

– Az egyik legfontosabb az, hogy az egyedi tájértékek definíciója nem elég egyértelmű. A pontozásos értékelés eltörlésével a korábbinál is nehezebben dönthető el, mi felel meg annak a kritériumnak, hogy az adott elemnek a társadalom számára jelentősnek kell lennie. Ezért például a magántulajdonban lévő értékek sokszor kimaradnak a kataszterekből, ami igen komolyan befolyásolhatja az adott település kataszterének összetételét.

– Ami a felvételezés gyakorlatát illeti, az új szabvány sokkal kevésbé terjedt el, mint a korábbi. Olyan korábbi kitételek is tovább élnek a gyakorlatban, mint az egyéb oltalom alatt álló értékek kizárása a kataszterekből, holott ez a kritérium 1999 óta nem szerepel a szabványokban. Amint az az esettanulmányokon keresztül is látható, ezek az eltérések is jelentős eltéréseket okozhatnak a kataszterekben.

– További problémát jelenthet az, hogy sehol sincs utalás arra vonatkozóan, hogy kiknek kellene elvégezni az egyedi tájértékek kataszterezését. Így különböző háttértudással rendelkező emberek akár ugyanarról a településről is eltérő összetételű katasztereket készíthetnek. Tekintettel az egyedi tájértékek széles körére, felmerülhet a kérdés, van-e olyan ember, aki egymaga képes az egyedi tájértékek minden fajtája esetében igazolni az adott tájelem jelentőségét.

– Mivel a jogalkotók több helyen is megfogalmazott célja egy országos adatbázis létrehozása, a szabvány többféleképpen értelmezhető pontjait konkrétan kell megfogalmazni, az új elvárásokat pedig széles körben kell publikálni, hogy mindenki azonos elvárások szerint készítse el az egyes települések egyedi tájértékeinek kataszterezését.

A kataszterek összetétele mind típusukat, mind elhelyezkedésüket illetően nagyon különböző lehet, amelyekből következtetni lehet a helyi társadalom és a település környezetének viszonyára:

– A kataszterek összetételét tekintve elsősorban a keletkezés ideje, területi eloszlása, főbb típusai, tulajdoni megoszlásuk és állapotuk utalhat arra, hogy milyen a kapcsolat az értékek és a helyi lakosság között: régebbi korokból megmaradt emlékek csupán, amelyek iránt az ott lakók – vagy egy csoportjuk – több-kevesebb tiszteletet tanúsítanak, vagy az adott objektumok eredeti vagy megújított formában még mindig a helyi lakosság életének részét képezik.

– Az esettanulmányok során is felfedezhetőek voltak olyan egyedi tájértékek, amelyek ma már nem töltik be eredeti funkciójukat. Amennyiben ezt hagyományőrző jelentőségük indokolja, az eredeti funkció visszaállítására kell törekedni, ha ez nem indokolt, akkor az adott elemnek új funkciót kell találni, hogy továbbra is a helyi társadalom életének szerves része legyen.

Bár a táji értékek kataszterezése természetesen nem elegendő, ám mindenképpen szükséges a települések karakterének meghatározásához, és enélkül az teljes egészében nem is valósítható meg.

Ez annak köszönhető, hogy míg a magasabb fokú védelem alatt álló tájelemek sok esetben a település felett álló hatóságok gondozásában állnak, vagy legalábbis szabályozásokkal vagy támogatásokkal ösztönzik a településeket azok megőrzésére, azoknak az egyedi tájértékeknek a megőrzése, amelyek más fajta védelem alá nem esnek, a helyi társadalom felelőssége.

## IRODALOM

1996. évi LIII. törvény a természet védelméről.  
97/2005 OGY határozat az Országos Területfejlesztési Koncepcióról.  
132/2003. OGY határozat a 2003–2008. közötti időszakra szóló Nemzeti Környezetvédelmi Programról.  
MI13–25 (1992) Általános tájvédelem. Egyedi tájértékek kataszterezése. – Műszaki irányelv.  
MSZ 20381:1999 (1999) Általános tájvédelem. Egyedi tájértékek kataszterezése. – Műszaki szabvány.  
MSZ 20381:2009 (2009) Általános tájvédelem. Egyedi tájértékek kataszterezése. – Műszaki szabvány.



## A hulladékgazdálkodás, valamint a táj- és természetvédelem konfliktusa és a lehetséges megoldások

FAGGYAS SZABOLCS<sup>1</sup>

### Bevezetés

A környezet- és természetvédelmet korunk átlagembere gyakran azonosítja egymással annak ellenére, hogy a két szakterület tárgya alapvetően különbözik. Ezt az alábbi idézet is jól tükrözi:

*„A környezetvédelem az ember megmentése önmaga ellen,  
a természetvédelem a természet megmentése az ember ellen.”*

– TARDY –

A hulladékgazdálkodás a környezetvédelem egyik részterülete, és mint a nevéből is kiténik, bizonyos gazdálkodási – sokszor profitorientált – tevékenységről van szó. Az, hogy a hulladékgazdálkodásban sok pénz van, nem titok, hiszen szinte a szemünk előtt épülnek sorra a milliárdos regionális hulladéklerakók, szennyvíztisztító telepek, születnek újabb, hulladékkezeléssel foglalkozó cégek. Ezzel szemben a természetvédelem és annak kvázi-részterülete, a tájvédelem elsősorban a természeti- és a táji értékek megőrzését tekinti feladatának. Tevékenysége alapvetően nem profitorientált, ennek megfelelően a természetvédelem működtetése nagyrészt állami forrásból valósul meg. A hulladékgazdálkodás és a természetvédelem találkozásokor napjainkban rendszerint az előbbi szempontjai érvényesülnek, ami táji-környezeti konfliktusokhoz vezet.

Munkámmal áttekintést kívánok nyújtani milyen típusú táj- és természetvédelmi konfliktusok adódhatnak a hulladékgazdálkodással összefüggésben. A vizsgált földrajzi egység a Duna-Tisza köze, ezen belül is elsősorban a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság (KNPI) működési területe. A megnevezett konkrét ügyekben a KNPI szakhatóságként, vagy szakértőként vett részt, így az információk egy része a hatósági eljárások során keletkezett iratokból származik. Az információk másik része saját tapasztalatokból, vizsgálatokból és szakemberekkel való konzultációkból származik.

### Települési szilárdhulladék-lerakók

A hulladékokkal kapcsolatos tevékenységek táj- és természetvédelemre gyakorolt káros hatásainak döntő része a települési szilárdhulladék-lerakókkal kapcsolatos. A Duna-Tisza közén találkozhatunk védett természeti területen

<sup>1</sup> Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, H-6000 Kecskemét, Liszt Ferenc u. 19.  
E-mail: faggyasz@knp.hu

lévő egykori, korszerűtlen, műszaki védelem nélküli települési szilárdhulladék-lerakókkal; természetvédelmi szempontból jelentős területen, vagy ahhoz közel létesített új, korszerű regionális hulladéklerakókkal; de előfordulnak olyan lerakók is, amelyek egy adminisztrációs döntés következtében váltak érdekessé a természetvédelem számára.

*Régi, engedély és/vagy megfelelő műszaki védelem nélküli hulladéklerakók*

A Duna-Tisza köze településeinek nagy része már csatlakozott valamelyik regionális hulladékgazdálkodási rendszerhez, amelyek jelentős uniós, hazai és önkormányzati források felhasználásával a hulladékkezelési tevékenység számos szegmensén túl a régi, korszerűtlen, a környezetre veszélyessé vált hulladéklerakók bezárását és rekultivációját is lehetővé teszik. Ez kiváló lehetőség arra, hogy az eddig természetvédelmi problémákat okozó „szeméttelpek” felszámolásra kerüljenek. A rekultiváció egyik módja az olcsó takarásos módszer, amikor a hulladék helyben marad. Ekkor a lerakó a tereprendezés után kap egy szigetelő réteget, némi termőtalajt, fűmagkeveréket, és gyakorlatilag a rekultiváció megtörtént. A másik módszer, amely magas költsége miatt csak különösen indokolt esetben alkalmazható, a hulladék teljes mennyiségének felszedése és átszállítása engedéllyel rendelkező lerakóba.

A Szegedi Regionális Hulladékkezelési Program keretein belül megvalósuló térségi rekultivációs programban szereplő lerakók közül a KNPI a természetvédelmi szempontból jelentősnek tartott területen elhelyezkedő nyolc lerakóból négy esetében a teljes elszállítással történő rekultivációt szorgalmazta. Ezzel azonban az egész projekt finanszírozása veszélybe került. A kezelő kérésére és a projekt sikere érdekében két település esetében (Pusztaszer, Algyő) a KNPI eltekintett a drágább megoldástól. Baks és Dóc községek közigazgatási területének nagy része, így a hulladéklerakójuk is a Pusztaszeri Tájvédelmi Körzet része, így ebben az esetben kizárt volt a helyben takarásos módszer. Némi egyeztetést követően végül minden érintett fél elfogadta és tudomásul vette a természetvédelmi érdekeket, így ennek a két lerakónak a rekultivációs módja a teljes elszállítás lesz. A Homokhátsági Regionális Hulladékgazdálkodási Program is foglalkozott olyan települési szilárd-hulladéklerakóval, amely természetvédelmi szempontból jelentős területet érint. Imrehegy Község szeméttelpe a korábban országos védelemre is tervezett Imrehegyi-pusztá közepén található, ahol több védett növényfaj mellett a tavaszi hérics (*Adonis vernalis*) több ezer főből álló populációja is jelen van. A lerakó közvetlen környezetében pedig több száz egyed van veszélyeztetve. Természetesen a KNPI ebben az esetben is a teljes elszállítással történő rekultivációt támogatta, azonban a jogi kiskapukat kihasználva 2009-ben megtörtént a prizma kialakítása és a lerakó takarással történő rekultivációja. Külön

érdekesség, hogy sem a rekultivációs tervben, sem az engedélyben meg sem említik a védett növényfajok jelenlétét.

Szerencsére pozitív példák is akadnak. Szintén a Homokhátsági Regionális Hulladékgazdálkodási Program keretén belül valósul meg Nemesnádudvar Község szeméttelépének rekultivációja. Bár a szeméttelép Natura 2000 terület mellett található, sőt az Érsekalmi Hét-völgy TT bővítésének is részét képezi, mégis 2009 nyaráig ismeretlen volt mindenki számára, hogy gyakorlatilag a szeméttelepen él a fokozottan védett tartós szegfű (*Dianthus diutinus*) több mint tízezer töves állománya, amely a világállomány 20%-a! Ennek a botanikai szenzációnak az ismeretében sürgősen módosítani kellett a rekultivációs engedélyeket, hogy megakadályozható legyen a növények pusztulása. Ebben az önkormányzat, a hatóság és a kivitelezők is partnerek voltak

### *Új lerakók telepítése*

Egy olyan nagyberuházás során, mint egy regionális hulladékkezelő telepítése számos körülményt, követelményt kell figyelembe venni, hogy a beruházás minél költséghatékonyabb és optimalizáltabb legyen. Mivel sok települést kell kiszolgálni, ezért az adott körzet központjához minél közelebb kell elhelyezni. Az Országos Területrendezési Tervről szóló 2003. évi XXVI. törvény (OTrT) alapján a térségi hulladéklerakó hely kijelöléséhez vizsgálat alá vonható terület övezetében térségi hulladéklerakó hely csak külön jogszabályban meghatározott vizsgálatok és az országos, ill. területi hulladékgazdálkodási tervek alapján jelölhető ki. Az övezet meghatározásánál figyelembe kell venni, hogy (többek között) magterületen, ökológiai folyosón és puffer területen térségi hulladéklerakó nem jelölhető ki. A törvény eredeti szövegezésében még a következők szerepeltek, mint regionális hulladéklerakó számára nem kijelölhető területek: védett természeti terület és annak védőövezete, védelemre tervezett terület, ökológiai folyosó területe és természeti terület.

A kiskunhalasi hulladéklerakó helyszínének kijelölése sem volt zökkenőmentes. Az Önkormányzat egyetlen vezérelve az volt, hogy lehetőleg ingyen szerezzen földterületet a lerakó céljára. Ezért a potenciális helyszínnek mindegyike egykori katonai gyakorlótér volt értékes nyílt homoki gyepekkel, védett növényfajokkal. A KNPI és a helyi civilek hatására egy kevésbé rossz megoldás született, hiszen bár a lerakó kiválasztott helyszíne nem volt olyan értékes, mint az előző területek, az áttelepítések ellenére így is számos védett növényfaj egyede esett áldozatul a kivitelezés során. Jellemző, hogy a Homokhátsági Regionális Települési Hulladékgazdálkodási Projekthez készített képzési anyagban található SWOT-analízis a „Veszélyek” között említi, hogy: „A beruházás területén védett növényfaj – ároalányhaj – található.”



A kiskunhalasihoz hasonlóan a Homokhátsági Regionális Hulladék-gazdálkodási Projekt keretében létesült a Felgyői Hulladékkezelő Központ is. A szántóterületre létesített lerakónak a helyszíne természetvédelmi szempontból jelentéktelennek tekinthető.

Sokkal nagyobb problémát jelent a lerakó a hozzá mintegy másfél kilométerre található Gátéri Fehér-tó élővilágára. Közismert, hogy egyes sirályfajok előszeretettel tartózkodnak hulladéklerakó telepeken és fogyasztják az ott fellelhető, ehető szerves hulladékot. Ezen sirályfajoknak a lerakó közelében található vizes élőhelyeken jelentős költőtelepei is kialakulhatnak az állandó táplálékforrásra alapozva, mint ahogy a Gátéri Fehér-tavon is minden évben kialakul egy dankasirálytelep (*Larus ridibundus*).

Mindez komoly hátrányokkal járhat a vizes élőhely eredeti fészkelő madárfaunájának szemszögéből, hiszen a sirálytelep sokrétű zavaró hatása (helyfoglalás, agresszív területvédő magatartás, tojás- és fiókarablás, stb.) jelentősen visszavetheti a többi, jelentős természeti értéket képviselő védett madárfaj fészkelő állományának nagyságát (KOVÁCS, 2000). A probléma részben be is igazolódott, hiszen a lerakó 2008-as átadása után már történt a Gátéri Fehér-tavon (sárgalábú, vagy sztyeppi) sirály által betörés a szerkőtelepre, ahol fattyúszerkő (*Chlidonias hybridus*) fészket fosztott ki. Ez évben már egy nagyságrendileg ezer egyedre számlálható dankasirály telep is kialakult, amely egyértelműen a szemételep közelségének köszönhető (MOLNÁR szóbeli közlése 2010).

A dankasirályokra jellemző, hogy a költőtelepre is számos hulladékot szállítanak be a szemételepekről. Egyes tapasztalatok szerint a probléma jelentősége csekély, a sirályok korántsem okoznak egész fészkelőtelepekre kiterjedő jelentős zavarást, pusztítást; mindazonáltal egyedi esetek előfordulhatnak (NAGY szóbeli közlése 2010).

### *Egyéb szilárdhulladék-gazdálkodással összefüggő létesítmények*

A regionális hulladék-gazdálkodási rendszerek kiépülése előtt minden településen működött legalább egy szemételep. Ezeket a hulladékudvarok váltották fel, bizonyos esetekben természetvédelmi szempontból jelentős területeken. Sándorfalva és Baks települések hulladékudvara a Pusztaszeri Tájvédelmi Körzetben kapott helyet, ahogyan a baksi és dóci hulladékgyűjtő szigetek is. A hulladékgyűjtő szigetek esetében elkerülhetetlen volt a védett területen történő elhelyezés, mivel mindkét településnek a belterülete is a Pusztaszeri Tájvédelmi Körzet része. Mivel ezek a létesítmények elsősorban lakott területen, ill. a lakott területhez közel helyezkednek el, természetvédelmi szempontból kevés problémát okoznak, kivételt ez alól a fent említett hulladékudvarok jelentenek.

## Illegális hulladék elhelyezések

Illegális hulladéklerakások, hulladék-elhelyezések bárhol létrejöhetnek, így természetvédelmi szempontból jelentős területen is. Kialakulásuk alapja az első lerakott szeméthalom, amelyet később egyre több és több követ, így mennyiségük a néhány darabtól a hulladéklerakó nagyságrendig változhat.

A hulladékgazdálkodásról szóló 2000. évi XLIII. törvény (Hgt.) kimondja, hogy: „Az ingatlanon elhagyott hulladék kezelési kötelezettsége a hulladék tulajdonosát, ha annak személye nem állapítható meg – ellenkező bizonyításig – az ingatlan tulajdonosát terheli.” A hulladék tulajdonosának kiléte viszonylag ritkán derül ki, ezért a feladat megoldása rendszerint az ingatlantulajdonosra száll át. Védett természeti területen különös jelentősége van az illegális hulladéklerakások felszámolásának.

Ennek forrását általában pályázati úton tudja biztosítani az adott önkormányzat, nemzeti park, stb. A Duna-Tisza közén többek között így sikerült felszámolni a kisteleki Müller-szék melletti, valamint a Bakshoz tartozó Mária-telepen lévő szemétklerakásokat.

### Közösségi jelentőségű és/vagy védett állatok megjelenése a hulladéklerakón

Ahogy a fentiekből is kiderül, a szemételepek jellegzetes madarai a sirályfélék. Közülük is elsősorban az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős állatfajok közé tartozó sárgalábú sirály (*Larus michahellis*) és a sztyepi sirály (*L. cachinnans*), valamint a védett dankasirály (*L. ridibundus*), heringsirály (*L. fuscus*), viharsirály (*L. canus*) és a szerecsensirály (*L. melanocephalus*) fordulnak elő. Jellemző a szemételepekre még a vetési varjú (*Corvus frugilegus*) és a csóka (*C. monedula*), amelyek szintén védett madarak.

A felsoroltakon kívül még számos madárfaj előfordulhat a szemételepeken mint alkalmi vendég, vagy mint átrepülő. BARKÓCZI a szegedi hulladéklerakón 117 madárfaj jelenlétét (átvonulókkal együtt) jegyezte fel (BARKÓCZI szóbeli közlése 2010), amelyek között számos védett- és fokozottan védett madárfaj is szerepel. Ez a magas számadat elsősorban a szegedi Fehér-tó közelségének tudható be.

A madarakon kívül más állatcsoportok is felkeresik a szemételepeket. A hüllők közül többek között a vízisiklónak (*Natrix natrix*), vagy a zöld gyíknak (*Lacerta viridis*) jelentenek a hulladékkupacok kiváló búvóhelyet, esetleg jó napozóhelyeket. Az emlősöket elsősorban a rágcsálók képviselik, akik a közönségesebb ragadozókat is a területre vonzzák.

A fertőzésveszélyen túl a szemételepeken fizikai sérülések (törött üveg, betemetés, stb.), mérgezések is történhetnek az odatévedt állatokkal. Az ilyen jellegű pusztulások mértéke nem ismert, vizsgálatuk meglehetősen nehézkes.

## A hulladéklerakók tájvédelmi kérdései

Egy települési szilárd-hulladék lerakó megfelelő tájba illesztése nem állítja a szakembereket megoldhatatlan feladat elé. A regionális hulladéklerakók elterjedése előtt a települési szilárd-hulladék lerakókat rendszerint egykori anyagnyerőhelyek után visszamaradt gödrökben, természetes mélyületekben alakították ki. Jelentős magasságot nem értek el és rendszerint nem voltak szem előtt.

A regionális hulladéklerakók már feltételezik egy nagyobb térségben keletkezett hulladékmennyiség befogadóképességét. Mivel a létesítés során elkészül az egész depónia alatt a jogszabályok által előírt szigetelés, ezért utólag horizontális kiterjedésű bővítés kevésbé lehetséges. A lerakó esetleges bővítésénél ezért az előírt rézsú hajlásszögnek megfelelő vertikális magasítás a jellemző.

A magasabb depónia azonban messzebből látszik, tehát a tájképi hatások egyre erőteljesebbé válnak. A rephulladék megfékezésére kerítést szükséges emelni, míg a lerakó takarására a takarófásítás a legalkalmasabb megoldás. A depónia végleges bezárása esetén a rekultiváció során is célszerű figyelembe venni a tájvédelmi szempontokat (tereprendezés, rézsú kialakítása, növényzet telepítése).

### Rekultivációs lehetőségek

Ahogy fentebb említettem, a hulladéklerakók rekultivációjának két fő típusa van: a hulladék teljes mennyiségének felszedésével és elszállításával történő, valamint a teljes hulladékmennyiség takarásával történő rekultiváció.

#### *Elszállítással történő rekultiváció*

Az elszállítással történő rekultiváció során a lerakón lévő összes hulladékot rostálás után frakciónként különválogatják, majd további hasznosítás, ill. ártalmatlanítás céljából engedéllyel rendelkező kezelőnek átadják.

Az elszállítás után visszamaradt gödröt a terepviszonyoknak megfelelően fel lehet tölteni a területre jellemző talajféleséggel, de magasabb talajvízállású területeknél vizes élőhely is kialakítható.

Mindkét esetben szükséges a tájra jellemző, őshonos fűfajokból álló (lehetőleg a szomszédos propagulum területekről származó) fűmagkeverék elvetése, amelyet a gyomosodás megelőzése érdekében évente többször kaszálni kell. Ezáltal viszonylag gyorsan vissza lehet állítani a terület természetközeli állapotát.

Amennyiben természetvédelmi, vagy más indokok nem teszik szükségessé a hulladékmennyiség elszállítását, abban az esetben lehet alkalmazni a hulladék helybenhagyását, majd végleges letakarását. Az ezredforduló előtti időszakban gyakran előfordult, hogy a hulladékmennyiséget mindössze elegyengették, valamilyen szinten tömörítették, majd magukra hagyták. Ezek a lerakók spon-tán növényesedtek, a növényzetben magas arányban képviseltetik magukat a gyomok. Ilyen a Kiskunhalason lévő, az 1990-es évek elején bezárt, mára teljesen benövényesedett, erősen cserjésedő egykori szeméttelep.

A Hajdú-Bihar megyei hulladéklerakók vizsgálata során megállapí-tották, hogy a működő lerakótelepek faji struktúrája ökológiailag leginkább a földtakarás nélkül felhagyott lerakókéhoz hasonlítottak (FAZEKAS, 2000).

A földtakarással létrehozott prizmák gyepesítése során törekedni kell az adott tájra jellemző fajok használatára. Rekultivációs tervekben gyakran találkozni olyan fűfélékkel, amelyek az adott tájon nem honosak. Ezek a fa-jok rendszerint nem invazívak, mégis szerencsésebb a helyi viszonyoknak megfelelő fajok alkalmazása. Természetvédelmi szempontból értékes gyepék közelében célszerű lenne a propagulum területekről származó pázsitfűfélék magkeverékét alkalmazni akár a kaszálék szétterítésével is. A depónia köré szintén őshonos fa- és cserjefajok telepítésével kell a megfelelő tájba illesztést megoldani.

## **Összefoglalás**

A hulladékgazdálkodás és a természetvédelem konfliktusainak kezelése ér-dekében elengedhetetlen a két érdekszféra közötti együttműködés, törekedni kell az ellentétek feloldására.

Ennek érdekében a hulladékgazdálkodásban érdekelteknek is akcep-tálni kell a táj- és természetvédelmi szempontokat, hogy a táj- és természet-védelem számára is elfogadható megoldások szülessenek.

A leginkább célravezető az lehet, ha a táj- és természetvédelmi érde-keket a gazdasági érdekekkel legalább azonos szinten kezeljük, úgy hogy mindkét társadalmilag fontos tevékenység érvényesülni tudjon. Ehhez azon-ban ki kell alakítani a megfelelő jogi-, környezeti-, gazdasági-, társadalmi eszközrendszert, amely lehetővé teszi a közös célok megteremtését.

## IRODALOM

- FAZEKAS, I. 2000. Kommunális hulladéklerakók renaturalizációja. – In: FÜLEKY, Gy. (szerk.): A táj változásai a Kárpát-medencében a történelmi események hatására. Szent István Egyetem, Budapest–Gödöllő, pp. 280–286.
- KOVÁCS, É. 2000. Környezeti hatástanulmány a Felgyő térségébe tervezett térségi szilárd-hulladék-lerakótelep két helyszíni alternatívájához. Futóhomok Természetvédelmi Egyesület, Kecskemét, pp. 3–15.
- A hulladékgazdálkodásról szóló 2000. évi XLIII. törvény  
Az Országos Területrendezési Tervről szóló 2003. évi XXVI. törvény

## Az agrárkörnyezeti monitoring-rendszer néhány módszertani kérdése

GÉCZI RÓBERT<sup>1</sup>

### Összefoglalás

Magyarország uniós csatlakozása következtében a mezőgazdaságban prioritássá lépett elő a környezeti szempontokat figyelembe vevő agrárgazdálkodás. A Nemzeti Vidékfejlesztési Tervben (NVT) az agrár-környezetvédelmi intézkedések a támogatási struktúra legsokrétűbb, legszélesebb szakmai tudást integráló tevékenységcsoportjait alkotják. Ennek megfelelően az EU által szorgalmazott agrárkörnyezeti monitoring és az erre épülő értékelés kellően megalapozott rendszerre támaszkodhat. Ezt az *Európai Számvevőszék 2005/3. számú, „a vidékfejlesztésről, az agrár-környezetvédelmi kiadások ellenőrzéséről”* szóló jelentése is kiemeli, különös tekintettel a 817/2004/EK rendelet 18. cikkének (3) bekezdésére, amely szerint „a kifizetések csak akkor alapulhatnak a trágyák, növényvédő szerek, vagy egyéb eszközök használatának korlátozásán, ha ezek a korlátozások technikailag és gazdaságilag mérhetőek”. A mérhetőség megvalósításához szükség van egy rendszer, az Agrár-környezetgazdálkodási Információs Rendszer (AIR) létrehozására (OECD 2000), amelynek célja az NVT területalapú intézkedéseire – elsősorban az agrár-környezetgazdálkodásra – irányuló monitoring tevékenység biztosítása, beleértve a szükséges informatikai háttér üzemeltetését. Az AIR-nak biztosítani kell az adatok gyűjtésével, tárolásával, feldolgozásával, elemzésével és megjelenítésével kapcsolatos igényeket úgy, hogy mindezek eredményeként a rendszer alkalmas legyen számszerűsített és a területi hatást is megjelenítő formában teljesíteni a megfogalmazott célokat.

Az NVT – az EU közös politikáihoz tartozó mezőgazdaságnak a zölddé tételét megfogalmazó távlati politikáját figyelembe véve (PIORR, 2003) – a következő általános célokat határozta meg:

- a környezet állapotának megőrzése és javítása, a mezőgazdasági eredetű környezeti terhelés csökkentése;
- a termőhelyi adottságoknak megfelelő termelési szerkezet kialakítása, környezetudatos gazdálkodás és fenntartható tájhasználat kialakítása;
- a jövedelemszint emelése a vidéki térségekben;
- a mezőgazdaság környezetbarát fejlesztésének, a földhasználat racionalizálásának biztosítása, a tájgondozás kialakításának elősegítése;
- a termelési szerkezet termőhelyi adottságokhoz és piaci viszonyokhoz jobban illeszkedő átalakításának támogatása.

Az általános célkitűzéseken kívül az NVT kedélyjavító specifikus célokat is megfogalmazott:

<sup>1</sup> Nyíregyházi Főiskola, Környezettudományi Intézet, H-4400 Nyíregyháza, Sóstói út 31/B, Ovidius TE, Biológiai és Ökológiai Tanszék 900527 Constanta B-dul Mamaia 124.

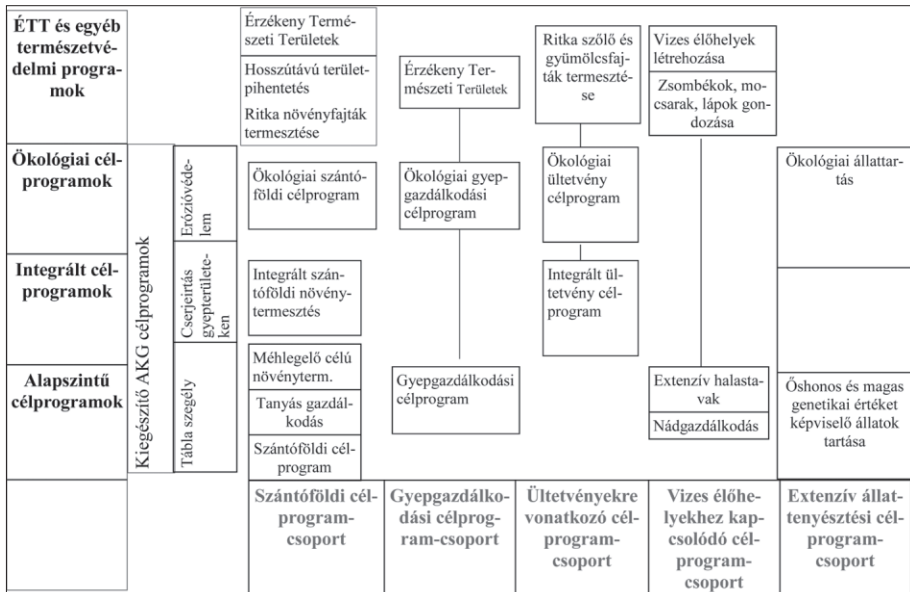
- a talajok fizikai, kémiai és mikrobiológiai állapotának megőrzése, javítása;
- a környezet állapotának javítása, a mezőgazdasági eredetű környezeti terhelés csökkentése, valamint a lepusztult tájak revitalizációja;
- az erdőszültség növelése, ezáltal az erdők ökológiai állapotának javítása és az erdők gazdasági, társadalmi és közjóléti szerepének erősítése;
- Érzékeny Természeti Területeken (ÉTT) a biológiai sokféleség, érzékeny élőhelyek és különleges, ritka fajok védelme, megőrzése;
- hatékony eszközök biztosítása a NATURA 2000 hálózat bevezetéséhez.

## Az agrár-környezetgazdálkodási célprogram-csoportok

Az NVT agrár-környezetgazdálkodási intézkedése számos, különböző szintű vállalásokat feltételező célprogramon keresztül valósul meg, az alábbi csoportokban: (1) szántóföldi agrár-környezetgazdálkodási, (2) gyepterületek agrár-környezetgazdálkodási, (3) ültetvényekre vonatkozó agrár-környezetgazdálkodási, (4) kiegészítő agrár-környezetgazdálkodási, (5) vizes élőhelyekhez kapcsolódó agrár-környezetgazdálkodási és (6) extenzív állattartáshoz kapcsolódó agrár-környezetgazdálkodási célprogram-csoport.

A célprogram-csoportokon belül horizontális és zonális célprogramokra lehetett ténylegesen pályázni (1. ábra).

A monitoring rendszer kialakításakor fontos annak az ismerete is, hogy a jelenleg futó AKG célprogramoknak mekkora a területi lefedettsége



1. ábra. Agrár-környezetgazdálkodási (AKG) célprogramok (KÖRTÁJ, 2008)

és ez hány szerződést érint. Az NVT AKG célprogramjainak szerződések, parcellák és lekötött területek elemzése alapján a következő eredményeket kapjuk: összesen 23 703 szerződést kötöttek, ami 127 810 parcellát és 1 100 277 ha területet jelent (Körtáj, 2008).

### **A monitoring rendszer mintavételi helyeinek kiválasztása**

A monitoring adatok felvételezése terepi adatgyűjtéssel történik. A monitoring helyek kiválasztásának alapkonceptiója az volt, hogy a terepi adatgyűjtő az adott helyen minél több célprogramra vonatkozó adatot, minél kisebb területről be tudjon gyűjteni. A helyszíni felvételezés a terepi adatgyűjtő számára egy terepnap alkalmával egy 2–2,5 km sugarú kör bejárását teszi lehetővé. Emiatt az országot 5x5 km-es kvadrátokkal fedtük le annak érdekében, hogy később ezek közül lehessen a legtöbb szempontnak megfelelőket kiválasztani. A kiválasztás során felhasznált alapadatok az alábbiak voltak:

- az 5x5 km-es jövőbeni mintavételi kvadrátok középső 1x1 km-es kvadrátjának térképe;
- az agrár-környezetgazdálkodási intézkedésekben részt vevő parcellák FÖMI által digitalizált térképe és annak kiegészítő adatai a célprogramokra vonatkozóan (147 327 parcellát tartalmaz);
- kistájak határai (a magyarországi kistájak digitalizált térképe);
- Nemzeti Biodiverzitás Monitorozó Rendszer (NBMR) mintavételi helyeinek fedvénye;
- Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) mintavételi helyeinek fedvénye (691 db 2,5x2,5 km-es mintaterületen);
- Natura 2000 hálózat fedvénye (Magyarországon jelenleg 467 különleges természet-megőrzési terület létezik);
- Talajvédelmi Információs Monitoring (TIM) pontok fedvénye (2375 db 1:10 000 méretarányú talajtérkép).

A monitoring rendszer mintavételi helyeinek meghatározása térinformatikai eszközök felhasználásával valósult meg. Az ország egy olyan 5x5 km-es rácshálóval történő befedése képezte ennek a munkának az első lépését. A rácshálóban a kvadrátok 1 km-enként kezdődnek. Ily módon összesen 91 724 kvadrát borította be az egész országot. E kvadrátokat metszésbe kellett hozni a fent már említett fedvényekkel, annak érdekében, hogy kvadrátonként rendelkezésre álljanak az azokra vonatkozó mutatók, vagyis:

- az agrár-környezetgazdálkodási parcellák száma;
- az AKG szerződött területek borítottsága;
- az AKG célprogramok változatossága;
- az egyes AKG célprogramok megjelenése;
- a legnagyobb érintettségű kistáj részaránya;



- a Nemzeti Biodiverzitás Monitorozó Rendszer kvadrátok területi érintettsége;
- a Mindennapi Madaraink Monitoringja kvadrátok területi érintettsége;
- a Natura 2000 területek területi érintettsége;
- a Talajvédelmi Információs Monitoring pontok jelenléte.

### **A kvadrátok kiválasztásának módszertana**

A mintaterületek jelenlegi lehatárolása során a kiválasztási folyamat fő paramétereként a támogatott területek kiterjedését ajánlatos figyelembe venni. Az agrárkörnyezet-gazdálkodási célprogramok kategorizálása során szántó kategóriába soroltak a horizontális, ill. zonális szántó célprogramok és az ültetvények. Gyep kategóriába kerülnek a horizontális, ill. zonális gyepgazdálkodási célprogramok, valamint a vizes élőhelyekre vonatkozó célprogramok. A kategóriák szétválasztását követően a kiválasztási folyamat azonos módon zajlik mind a szántó, mind a gyep célprogram kategóriákban, összesen hat mozzanatban. Ezek az alábbiakban kerülnek bemutatásra.

Azon mintavételi kvadrátok kiválasztása képezi az első mozzanatot, amelyek kizárólagosan az adott kistáj határain belül fekszenek, hiszen csak a teljes – 2500 ha-os – területével a kistáj határain belül fekvő kvadrátok jöhetnek szóba a mintavételi helyek kiválasztása során.

Ennek az az oka, hogy a kistáji határokon átnyúló kvadrátok további elemzésekor (agrárkörnyezet-gazdálkodási célprogramokban támogatott területek aránya, célprogram-változatosság) sokszor a szomszédos kistájban elhelyezkedő parcellák attribútumai határozták meg a mintavételi helyet. Tény továbbá, hogy az elnyújtott alakú kistájak esetében a mintavételi helyek kiválasztása további, egyelőre nem automatizálható feladatot jelenthet. Az eredeti 91 742 kvadrátból 38 720 kvadrát, a 230 magyarországi kistájból 175 kistáj felel meg ennek a kritériumnak.

Következik a kiválasztott kvadrátok további szűkítése annak megfelelően, hogy a szántó, ill. a gyepgazdálkodási célprogramok területi kiterjedése eléri-e a kvadrát területének 5%-át. Az előzetes elemzések azt mutatták, hogy szükséges az AKG célprogramok területi kiterjedésének vizsgálata során egy minimális területi küszöbérték meghatározása, mivel ennek hiányában a mintavételi pontok olyan helyeken kerülhetnek kijelölésre, amelyek AKG célprogramokkal történő borítottsága minimális. A szántó célprogram-csoport esetében 24 518 kijelölt kvadrát (152 kistájban), gyepterületek esetében 7377 kvadrát (103 kistáj területén) alkalmas ebből a szempontból.

Az átfedő szántó és gyep kvadrátok kiválasztása következett. A mintavételi helyek kiválasztása során fontos, hogy – amennyiben lehetőség van rá – egy kvadráton lehessen vizsgálni a szántó és gyepterületeket. Ezt szolgálja

a kiválasztás ezen lépése. Összesen 83 kistájban 5128 átfedő kvadrát tűnik megfelelőnek e megfontolás alapján.

Azon egymással nem átfedő kvadrátok kiválasztása következett, amelyek a szántó, ill. gyepgazdálkodási célprogramok tekintetében megfelelnek a mintavételi feltételeknek. Az előbbi mozzanat számos olyan kvadrátot számításon kívül hagyott, amely magában a szántó, ill. a gyepgazdálkodási kritériumoknak megfelel ugyan, de az átfedés hiánya miatt kiesik a mintavételi helyek közül.

E kvadrátoknak az ismételt rangsorolását kellett elvégezni oly módon, hogy minden kistájban azok a kvadrátok kerüljenek megjelölésre potenciális mintavételi helyként, amelyekben az agár-környezetgazdálkodási célprogramok változatossága (a szántó és a gyep célprogram-csoportokon belül) meghaladja az adott kistáj célprogram-változatosságának az átlagát. A kiválasztás során 69 kistájból 1843 szántóterületre vonatkozó kvadrát, továbbá 20 kistájból 212 gyepterületre vonatkozó kvadrát felelt meg a szűrés szempontjának.

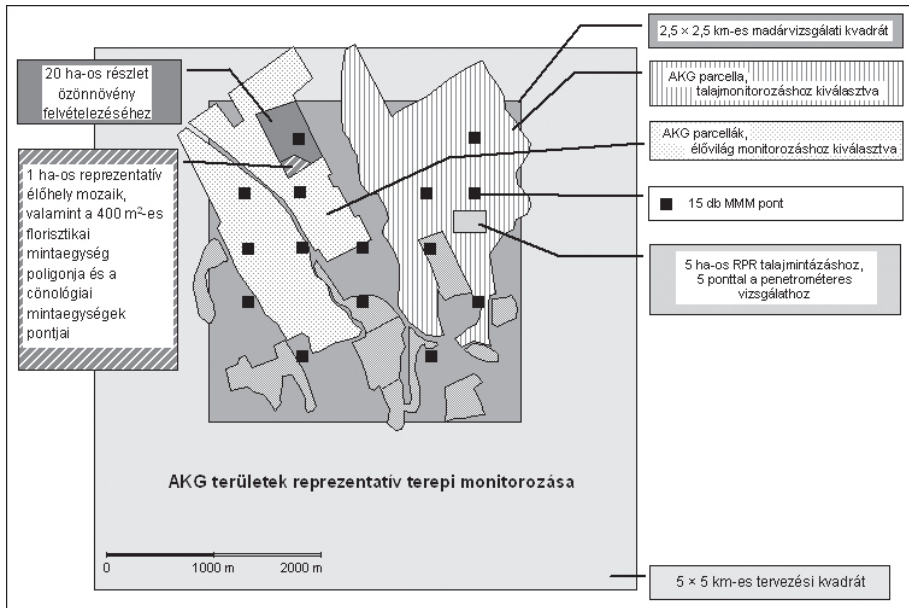
A mintavételi kvadrátok további kijelölése a fenti lépések alapján kiválasztott kvadrátok közül további egységesíthető módszertannal (pl. monitoring-rendszerekkel való átfedetés), ill. szakértői kijelöléssel történt. Mindemellett át kellett tekinteni azokat a kistájakat is, amelyek az első lépésben meghatározott kritériumok szerint kiestek ugyan a kijelölésből, de a többi paraméter alkalmassága esetén beválogathatók a mintavétellel érintett kvadrátok közé. A fenti négy mozzanat összegzése alapján a feltételeknek megfelelt – 157 kistájban található – összesen 7183 kvadrát.

Végül a végleges alapsokaság kiválogatása következett. Ezek után – talaj-, növény- és agrárkörnyezet-védelmi – szakértői döntés alapján kerültek kiválogatásra a végső alapsokaságot adó 5x5 km-es kvadrátok. Ez a művelet az alapadatoknál felsorolt összes paraméter figyelembevételével zajlott, vagyis a kvadrátok végső meghatározásánál a kritérium a minél több szempontnak való megfelelés volt.

Minden kistájból 2–3 alkalmas kvadrát került kiválasztásra. Az így elkészült kistáji reprezentativitású kvadrátlista számadatai a következők szerint alakultak: 144 talajtani szempontból, 124 botanikai szempontból, ill. 76 mindkét szempontból kiválasztott kvadrát. Léteznek azonban további igen nagy részben átfedő, érintkező kvadrátok. Tehát a végső mintavételi helyek száma tovább csökkenthető az így nyert 324 alá.

## Összegzés

A térinformatikai eszközökkel kiválasztott és meghatározott mintavételi pontok alkalmasak mind a talajtani, mind a botanikai szempontú felmérések és monitoring elvégzésére (2. ábra).



2. ábra. Az AKG területek reprezentatív terepi monitoring terve (SZABÓ, 2009)

## IRODALOM

- Körtáj Kft 2008. Az AIR monitoring funkcióinak fejlesztése, monitoring adatszolgáltatás. III. kötet. – Kézirat, Gödöllő, pp. 57–74.
- OECD 2000. Agricultural Policies in OECD Countries. – Monitoring and Evaluation, Paris, 19 p.
- PIORR H-P. 2003. Environmental policy, agri-environmental indicators and landscape indicators. – Agriculture Ecosystems & Environment. 98. pp. 17–33.
- SZABÓ, L. 2009. Térinformatikai adatrendszerek a növény- és talajvédelemben. [http://www.geo.info.hu/gisopen/gisopen2009/eloadasok/ppt/P02\\_Szabo.pdf](http://www.geo.info.hu/gisopen/gisopen2009/eloadasok/ppt/P02_Szabo.pdf)

## A fenntartható városfejlesztés lehetőségei és gyakorlata Magyarországon a 2007–2013 programozási időszakban

HOMONNAI FERENC<sup>1</sup>

### Elméleti háttér

A kutatás három irányból indul: 1. Ökológikus településfejlesztés definiálása; 2. Lakóterületek minőségének (ökológiai) paraméterei, megújításának lehetőségei; 3. Lakókörnyezet- és településfejlesztés a mai hazai gyakorlatban. Nem megkerülhető az alapok vázlatos bemutatása, hiszen ezekre épül minden további kutatási tevékenység.

### Ökológikus településfejlesztés

Az Ökológikus településfejlesztés szerint a környezet a létfeltételek összességét magába foglalja, minőségét az határozza meg, hogy az élő szervezetek számára mennyiben tudja biztosítani az egészséges élet és fejlődés lehetőségét. Egészség alatt általában a biológiai egészséget értjük, ugyanakkor az ember – mivel nem csak biológiai, hanem társadalmi lény is – a környezettel szemben a legkülönbébb speciális igényeket támasztja.

Az ökoszisztéma az ökológiai kutatás legkisebb egysége. Ökoszisztéma alatt értjük élőlények és élettelen környezetük teljes kapcsolatrendszerét, amely nyílt rendszer, de bizonyos mértékű önszabályozásra képes. Az Ökológikus településfejlesztés szerint e fogalom alapján a településeket is ökoszisztémának tekinthetjük, amelyben élő, élettelen és az utóbbin belül természetes és mesterséges elemek egyaránt megtalálhatók.

Az egészséges ökoszisztémaként működő rendszer egyensúlyra törekszik, azonban a városi ökoszisztémákban egyre többször vehetjük észre egyensúlyvesztés jeleit (túl sok forrást használ, túl sok szennyezőt bocsát ki, belső rendszerében légszennyezés formájában önmagát károsítja, stb.). Ezen aránytalanságok tudatában világosan megfogalmazhatók az ökológikus településfejlesztés elvi alapjai:

- bemenet és kimenet lehetséges minimumra csökkentése,
- a szabályozó mechanizmusok szerepének növelése.

---

<sup>1</sup> ELTE TTK Környezettudományi Doktori Iskola, H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/A. E-mail: ferenc.homonnai@gmail.com

A települési ökoszisztéma azonban jellegénél fogva nem lehet önállóan fenntartható. Nyitott rendszer, amelyet a körülvevő szűkebb és tágabb környezet erőforrásai tartanak el. A fenntarthatóság gyakorlatban akkor valósítható meg, ha a jellemzően hulladék-befogadó és erőforrás-termelő vidék, illetve a hulladék-termelő és erőforrás-fogyasztó város különböző anyagáramai egyensúlyba kerülnek.

### **Lakóterületek minőségének (ökológiai) paraméterei, megújításának lehetőségei**

Az egészséges lakókörnyezet (lakás) tényezői ökológiai és esztétikai elemek egyaránt:

- Épületbelső, lakás: komforttényezők, a lakás hőháztartása (téli, nyári), az épület páraháztartása, akusztikai hatások, térérzékelés, fénykomfort, szaglás és a levegő minősége,
- Épület külső megjelenése: homlokzat, kapubejárat és környéke, épületbontás,
- Lakáson kívüli belső: tároló helyiségek, közösségi helyiségek,
- Épület környezete: környező területek parkosítása, zöld térburkolatok,
- Településkép: szerkezet, funkciók, arányok.

### **Lakókörnyezet- és településfejlesztés a mai hazai gyakorlatban**

A Közép-Magyarországi Operatív Program átfogó célja a régió nemzetközi versenyképességének növelése a fenntartható fejlődés elvének érvényesítése mellett. Specifikus célként a régió belső kohéziójának és harmonikus térszerkezetének fejlesztését határozták meg. A program ötödik prioritási pontja a települési területek megújítása. A prioritási tengely célja a települési életminőség növelése a fizikai környezet minőségének javításával és a települési vonzerő növelésével. A prioritás a települési életminőség javítását és további társadalmi, gazdasági funkciók megjelenését ösztönzi a fizikai környezet minőségének javításával és a települési vonzerő növelésével. A beavatkozások egyrészt a régió szociális krízisterületeinek (lakótelepek, belvárosi leromlott városrészek stb.) fizikai és társadalmi megújítására szolgál, másrészt pedig támogatja a településközpontok megújítását, funkciógazdagítását.

A mai magyar lakókörnyezet-, tágabb értelemben településfejlesztés az Új Magyarország Fejlesztési Terv keretein belül jelentős EU és kisebb részt hazai forrásokra támaszkodva hivatott megvalósítani az integrált város rehabilitációt, amely jelenti a lakókörnyezet fizikai és szociális megújítási kísérletét egyaránt.

Az alábbi programok adnak lehetőséget nagyléptékű fejlesztésekre:

– Regionális Operatív Program (Integrált szociális város rehabilitáció, Funkcióbővítő város rehabilitáció), támogatási intenzitás: 30–85%, a támogatás: 15 Mrd Ft, minimális elvárás: min. 1–1 lakó, városi, közösségi, gazdasági, szociális funkció min. 8%,

– Környezet és Energia Operatív Program (Szennyezett területek kármentesítése, Élőhelyvédelem és helyreállítás), támogatási intenzitás: 30–90%, támogatás: 10 Mrd Ft.

Az alábbi programelemek kisléptékű fejlesztéseket tesznek lehetővé:

– Környezet és Energia Operatív Program (Épületenergetikai fejlesztések, Fenntarthatóbb életmódot elősegítő fejlesztések),

– Klímabarát Otthon Program (Lakossági épületenergetikai korszerűsítő program), támogatási intenzitás: 30–60%, támogatás: 1–2 Mrd Ft.

Mindezen feltételek és elvárások lehetőséget teremtenek arra, hogy fenntartható, ökológiai szemléletű lakókörnyezet-megújítás valósuljon meg Magyarországon. A kutatás során öt esetpéldán keresztül vizsgálom az ÚMFT 2007–2013 programozási időszak ökológiai szemléletű integrált város rehabilitációjának tervezési folyamatát, illetőleg bemutatom a fejlesztések első eredményeit és kudarcait.

### **Integrált városrehabilitáció környezeti aspektusai a Közép-Magyarországi régióban**

Készülő-megvalósuló projektek Közép-Magyarországon:

- Havanna lakótelep (Pestszentlőrinc, 16 e fő),
- Ady lakótelep (Csepel, 4 ezer fő),
- Pesterzsébeti lakóteleprész (4 ezer fő),
- Zsókavár utcai tömbök (Újpalota, 1 ezer fő),
- Kis-Pongrác telep (Kőbánya, 2 ezer fő).

Az említett projektek közös jellemzője, hogy habár a kiírás kiemelt mértékben (max. 70%) ad lehetőségek a zöld környezet fejlesztésére, a megrendelő önkormányzatok és a tervezők mindenképp előtérbe helyezték a lakóépületek felújítását és a közösségi funkciók erősítését tűzték ki célul. A közterületek rendezése, az ökológiai szemléletű várostervezés harmadlagos szerepet kapott a vizsgált projektekben, mind volumenét, mind pedig a költségeit illetően. A Havanna lakótelep rehabilitációja során kerül sor a legjelentősebb mérvű ökológiai fejlesztésre, hiszen a kiadások több mint 10%-át fordítják négy olyan tevékenységre, amely csaknem egészében lefedi az övezet zöldfelületeit. A legjelentősebb tevékenység a lábas lakóházak tövében elhelyezkedő elhanyagolt előkertek teljes megújítása 90 millió forintért. Ugyancsak kiemelendő a lakóépületek közötti zöld szabadidős területek megújítása, amelyre pályázati

forrásból és önerőből mintegy 50 millió forintot fordított az önkormányzat. További 10 millió forintot fordítanak zöldterület felszabadításra a parkolásra használt közterületek közül. A fejlesztések jelenleg is tartanak, a teljes projekt várható befejezése 2011 tavaszára tehető. A fejlesztések terv szerinti megvalósítása esetén egy mindeddig hazánkban egyedülálló lakókörnyezeti fejlesztésről, egy pilot projektről beszélhetünk, amelynek megőrzése, fenntartása az igazán komoly feladat.

## Összefoglalás

Az induló kutatás célja egy olyan egységes monitoring rendszer kialakítása, amely a lakóterület ökológiai paraméterein (lásd Elméleti háttér, 2. pont) is alapulva alkalmas a megvalósuló fejlesztések nyomon követésére, ezáltal lehetővé válik a környezeti paraméterek mérhetősége. Így lehetséges az anyagáramok számszerűsítése, a fenntarthatósági szempontok érvényesülésének kimutatása, ezzel együtt az ökológiai egyensúly vizsgálata.

A települések ökológiai szemléletű fejlesztése, megőrzése az élő szervezetékhöz hasonlítható, cél a felbomlott egyensúlyok visszafordítása és tágabb dimenzióban (település-vidék) fenntartása. Mindehhez rendelkezésre állnak az irányelvek, prioritások, pályázatok és a lehívható források. Azonban hozzá kell tenni, hogy ezen a területen – bár sokat fejlődött – a lakossági igény szint még mindig nem elég fejlett, megvalósítására a politikai szándék pedig gyenge.

## IRODALOM

- SZÁNTÓ, K.-F.–HOLÉNYI, M. 1996. Ökológikus településfejlesztés. – Ybl Miklós Műszaki Főiskola, Budapest, pp. 14–18.
- Közép-Magyarországi Operatív Program 2007. A Magyar Köztársaság Kormánya, Budapest.
- KECSKÉS, M. 2007. Panelépületek felújításának ökológiai lehetőségei (diplomamunka). – Szent István Egyetem, Ybl Miklós Műszaki Főiskolai Kar, Budapest.

## Karszttalajok természetközeli állapota hazai karsztokon

HOYK EDIT<sup>1</sup>–KASZALA RITA

### Bevezetés

A karsztos területek a környezeti hatásokra rendkívül érzékenyen reagálnak, így a hazai karsztok is az ország leginkább sérülékeny tájai közé sorolhatók. Vizsgálatuk ezért természetközeli állapotuk felmérése, megőrzése szempontjából indokolt.

Jelen tanulmányban karsztos tájaink közül kettő, talán a leginkább jellegzetesnek tekinthető területtel (Nyugat-Mecsek, Aggtelek) foglalkozunk talajaik környezeti állapota szempontjából.

### Alkalmazott módszerek

A talajok nehézfémtartalmának meghatározása atomabszorpciós spektrofotométerrel, királyvizes feltárással történt. Lakanen–Ervio-feltárást (LAKANEN *et al.* 1971) azokban az esetekben végeztünk a nyugat-mecseki mintáknál, ahol határérték-túllépés volt kimutatható, ill. a nikkal esetében azoknál a mintáknál, amelyekben a mért mennyiség az 50 ppm-t meghaladta.

A vizsgált fémek a következők voltak: Pb, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Zn és Mn. Az ólom és a kadmium mérését az esetleges antropogén szennyezések kimutatása indokolja (EHLERS, 2003), a többi fém mérésére elsősorban az alapkőzetből származó mennyiség meghatározása miatt került sor.

A talajok típusossági vizsgálatánál az előforduló talajtípusok szelvényéből elsőként a morfológiai és az alapvető fizikai és kémiai tulajdonságokat kell megállapítani. A morfológiai jellemzőket helyszíni felvételezés alapján, a fizikai és kémiai tulajdonságokat laboratóriumi vizsgálatokkal határoztuk meg.

A következő lépés a típusosságot alapvetően befolyásoló talajtulajdonságok, valamint a típusossági határértékek meghatározása, és a kapott pontszámok összegzése volt. Ennek alapján végezetül a típusossági érték kiszámítására került sor.

---

<sup>1</sup> Kecskeméti Főiskola Kertészeti Főiskolai Kar Környezettudományi Intézet H-600 Kecskemét, Erdei F. tér 1–3. E-mail: hoyk.edit@kfk.kefo.hu



## Eredmények

A nyugat-mecseki karszt 2009 áprilisa óta tájvédelmi körzetként élvez védettséget. A védetté nyilvánításban a gazdag karsztos formakincs (elsősorban a nagyszámú dolinák) és a növényzeti ritkaságok mellett a talajok természetközeli állapota is szerepet játszott. A természetközeli talajállapot a nehézfémterhelés, valamint a terület uralkodó talajainak típusossági vizsgálata alapján mutatható ki, amely természetvédelmi értékük megállapítását is segíti.

A nehézfém vizsgálatok azt mutatják, hogy a mért mennyiségek néhány esetben közelítik meg a határértékeket. Ezekben az esetekben az EDTA-NH<sub>4</sub>-acetát kirázóoldattal végzett feltárást követően mért mennyiségek – két kivételtől eltekintve – nem közelítik meg a határértékeket, ami igazolja, hogy a minták nehézfém-tartalma nem jelentős, a növényi felvétel lehetősége minimális (1. táblázat).

1. táblázat. Mecseki talajminták nehézfém-tartalma NH<sub>4</sub>-acetát - EDTA feltárással (ppm)

Mintasám	Ni	Cd	Mintasám	Ni	Cd	Mn	Zn
3/1	2,30	–	46/2	6,31	–	–	–
8/1	–	0,51	49/2	1,52	–	–	–
8/2	–	0,48	51/1	3,55	–	–	–
12/1	2,56	–	51/2	3,20	–	–	–
12/2	1,57	0,25	58/2	1,22	–	–	–
17/1	–	0,05	62/2	5,08	–	–	–
18/1	4,51	0,38	63/1	–	0,27	–	125,1
18/2	4,52	0,13	63/2	3,91	–	–	–
19/1	2,73	–	64/1	5,78	–	–	–
22/2	2,41	–	64/2	3,98	–	–	–
24/2	1,71	–	66/1	–	–	367,8	–
27/1	4,76	–	66/2	–	–	257,4	–
27/2	4,80	–	72/2	3,23	–	–	–
46/1	5,76	–	–	–	–	–	–

Amennyiben az adatokat az ország más karszterületeiről származó mintákkal hasonlítjuk össze (KEVEINÉ, 1999), elmondható, hogy a mecseki minták nehézfém értékei a legalacsonyabbak, általában a környezeti háttérérték szintjén vannak.

A talajok nehézfémterhelésének megállapítása mellett a természetközeli állapot jellemzésére alkalmazható módszer annak vizsgálata, hogy a területre jellemző talajtípusok mennyire illeszkednek a "típusoshoz", azaz az adott típus jellemzőihez. A típusossági vizsgálatok módszerének kidolgozása Magyarországon Kiss, G. (1999) nevéhez kapcsolódik.

A Nyugat-Mecsekben uralkodóan előforduló öt talajtípus szelvényében végzett típusossági vizsgálat eredményét foglalja össze a 2. táblázat.

Általánosságban elmondható, hogy a típusosságot negatív irányban leginkább a kémhatás, a hidrolitos aciditás és a kicserélődési savanyúság befo-

2. táblázat. A vizsgált talajszelvények típusossági értékei (pontszámban és %-ban)

Talajtípus	Típusos szelvény		Vizsgált szelvény	
	Pontszám	%	Pontszám	%
Barna rendzina	96	100	82	85
Ramann-féle barnaföld	150	100	117	78
Agyagbemosódásos barna erdőtalaj	150	100	112	75
Erősen savanyú, nem podzolos barna erdőtalaj	150	100	102	68
Pszeudoglejes barna erdőtalaj	150	100	84	56

lyásolta. Ez annak köszönhető, hogy a mecseki talajok savanyúak, kémhatásuk a típusosnak mondhatónál sok esetben alacsonyabb, ugyanakkor a hidrolitos aciditás magas értékei a jelen lévő savanyodásra is rámutatnak. Ennek alapján a területet leginkább a savanyodás veszélyezteti.

Az aggteleki karsztos talajok vizsgálata főként az állapotfelmérést szolgálta, hiszen a területen csak két alapszelvény került bele a TIM adatbázisba. A terület 1985 óta áll védelem alatt, ami a természetközeli állapot megóvásának egyik biztosítója. Mivel a területen nyílt és fedett karszt is előfordul, többféle talajtípus található. A talajokban előforduló különféle kötésben lévő fémionok hatással vannak a növényekre és a karsztrendszerbe beszivárgó vizek nehézfém-tartalmára is (FÜLEKY, 1999; KÁDÁR, 1995), amely mint ivóvízbázis szerepel a környék vízellátásában.

Az aggteleki mintaterület a mintegy 10 km<sup>2</sup> területű Béke-barlang vízgyűjtője, ami az Aggteleki Nemzeti Park területén fekszik. A terület geológiaiilag két részre osztható, az északi rész nyílt karsztos terület, mészkő alapkőzettel, vöröses színű agyagos maradványtalajokkal, ezzel szemben a terület déli része pannon üledékkel fedett, világos színű terra fusca jellegű talajokkal. Ez a kettősség végigvonul a vizsgált paramétereken is, hiszen a talajok pH-ja az északi területen 5–6, a déli részeken 4–5 értéket mutat. Szervesanyag-tartalombeli eltérés is mutatkozik, hiszen a nyílt karsztos területen 15–20%, a fedett karszton 5–10% között változik. A vizsgált fémek jelentős része a szervesanyag-, ill. az agyagfrakcióhoz kötődik a talajban, ezért nem meglepő a vizsgált fémek esetében, hogy a nyílt karsztos területen – ahol az agyag- és a szervesanyag-tartalom is nagyobb – magasabb koncentrációk mérhetők. Kivétel ez alól a kobalt és a mangán, ahol a legmagasabb elemtartalmakat az átmeneti részben mértük, a legkisebb koncentráció értékeket pedig az északi nyílt karsztos területeken.

A vizsgált fémek közül a kadmium az, amelynél a koncentráció-maximumot az átmeneti területen mértük. Ez a fém az egyedüli, amely az egész területen a háttérérték alatt marad, a többinél a szennyezettség határérték közeli, esetenként azt meghaladó értékeket is találunk. A nikkel és a réz esetében a leghatározottabb a területi eloszlás különbsége. Az okok közé sorolhatjuk az északi határunkhoz közel működő felszíni színesércbánya és feldolgo-

zó üzem jelenlétét, ahonnan az uralkodó szélirány miatt a területre jelentős mennyiségű magas fémtartalmú porszennyezés érkezik. Ehhez járul hozzá a talajok savanyú kémhatása, ami segíti a fémek oldható formába kerülését (3. táblázat).

3. táblázat. Az egyes karszt-típusok talajainak nehézfém-koncentrációja

	Cu	Ni	Zn	Co	Cr	Mn	Pb	Cd
Nyílt karszt	15,21	28,42	120,03	10,27	114,37	312,48	23,09	255,58
	16,82	32,56	107,46	7,15	120,28	924,95	32,09	211,36
	17,92	38,53	100,63	7,64	61,47	994,41	114,52	248,45
Átlag	16,65	33,17	109,38	8,35	98,71	743,95	56,57	238,46
Fedett karszt	13,94	15,95	57,18	11,04	10,99	1124,68	65,41	133,45
	7,39	11,28	39,52	10,45	12,32	852,98	12,35	128,12
	9,52	17,94	44,31	8,43	13,78	1434,61	10,26	129,91
Átlag	10,28	15,06	47,00	9,97	12,36	1137,43	29,34	130,49
Köztes terület	10,71	22,22	67,20	15,01	10,96	1468,52	34,42	148,07
	20,68	30,99	126,09	7,88	50,87	994,00	31,42	483,39
	10,52	19,34	66,46	9,12	15,75	1707,40	28,93	210,14
Átlag	13,97	24,18	86,58	10,67	25,86	1389,97	31,59	280,53

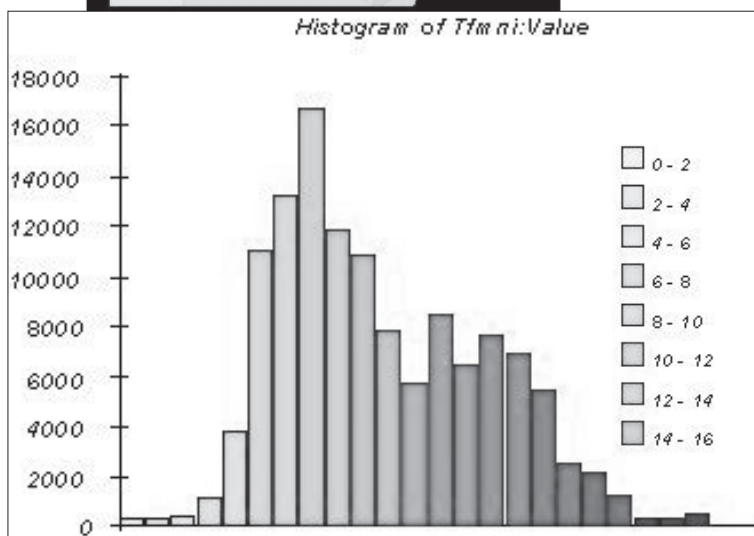
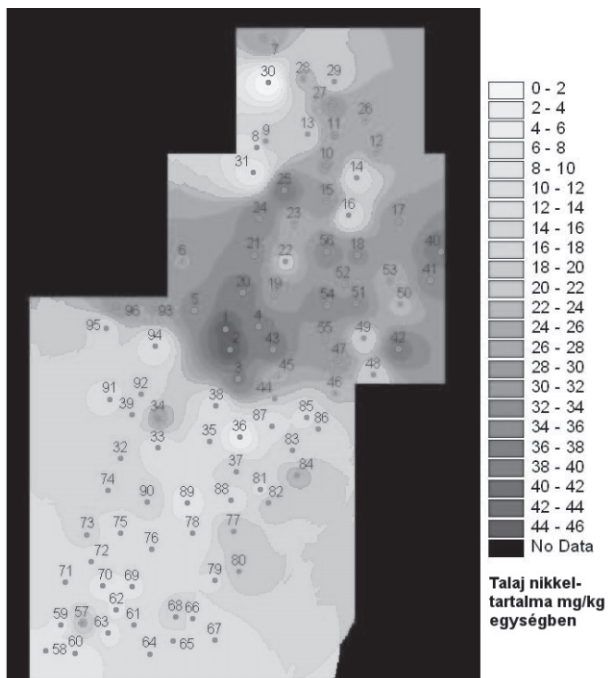
A táblázatban szereplő koncentrációadatok mg/kg, ill. a kadmium esetén µg/kg egységben vannak feltüntetve

Az 1. ábrán a mintaterületen mért nikkeltartalom eloszlása látható. Jól elkülönül a terület két része, hiszen az északi – nyílt karsztos – területen magasabb koncentrációkat mértünk, mint a déli – fedett karsztos – fizikai féleségét tekintve főként vályog talajokon.

### Összegzés

Összességében megállapítható, hogy az aggteleki mintaterületen a nyílt karszton kialakult talajokban magasabb fémkoncentrációk mérhetők, mint a fedett karsztos területen. A vizsgált fémek koncentrációja – a kadmium kivételével – a háttérértéket meghaladja, a szennyezettségi határérték közelében van. Vizsgálataink alapján elmondható, hogy az aggteleki mintaterületen a fedett karszton kialakult talajok tekinthetők természetközeli területeknek, miután alacsonyabb koncentrációban tartalmazzák a vizsgált fémeket.

A Nyugat-mecseki-karszt talajainak fémtartalma az aggteleki területen mért értékek alatt marad. Az itteni talajok természetközeli állapotú típusosságát vizsgálatunkkal is igazolhatjuk. A vizsgált terület szinte teljes egészében erdővel fedett, ami a talajok eredeti állapotban történő megmaradása szempontjából is kedvező feltételeket teremt.



1. ábra. A talaj nikkeltartalmának eloszlása az aggteleki mintaterületen (a jelmagyarázatban az értékek mg/kg egységben vannak feltüntetve)

A típusos talajszelvények önmagukban is védelemre érdemes értékek, ami a kialakított Nyugat-Mecsek Tájvédelmi Körzet természeti értékeit gyarapítja.

## IRODALOM

- EHLERS, L. J. 2003. Bioavailability of contaminants in soils and sediments. – National Research Council, National Academies Press, Washington, pp. 180–182.
- FÜLEKY, Gy. 1999. Tápanyag-gazdálkodás (Alimentary substances husbandry). – Mezőgazda Kiadó, pp. 70–80.
- KÁDÁR, I. 1995. Környezet- és Természetvédelmi Kutatások. Research of Conservation and Environmental Protection). – MTA Agrokémiai és Talajtani Kutató Intézet, Budapest, pp. 131–132.
- KEVEINÉ BÁRÁNY, I. 1999. Természetvédelem – a klíma – talaj – növényzet rendszerének változása és a karsztok. – ÖKO X. évf. 1–2. pp. 49–58.
- KISS, G. 1999. Talajtani értékek és meghatározásuk módszere a podzolos barna erdőtalaj példáján. – Agrokémia és Talajtan. Tom. 48. No. 1–2. pp. 147–171.
- LAKANEN, E.–ERVIÖ, R. 1971. A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soil. – Act Agra. Fen. 123. pp. 223–232.

## **A Natura 2000 fenntartási tervek részvételi tervezésének és párbeszeden alapuló kommunikációjának tapasztalatai**

KELEMEN ESZTER<sup>1</sup>–BELA GYÖRGYI–BODORKÓS BARBARA–KALÓCZKAI ÁGNES–  
MEGYESI BOLDIZSÁR–PATAKI GYÖRGY–PODMANICZKY LÁSZLÓ

### **Bevezetés**

A közelmúltban az ország húsz Natura 2000 területén kísérleti jelleggel sor került a közösségi részvételen és nyílt párbeszeden alapuló fenntartási tervek elkészítésére. A Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium (KvVM) megbízásából, a VÁTI Nonprofit Kft. vezetésével, a „Natura 2000 területek fenntartási tervének elkészítése és ehhez kapcsolódó szolgáltatások elvégzése” c. 2006/18/176.02.01 számú átmeneti támogatás projekt keretében lebonyolított tervezési folyamatban a helyi érintettek bevonásában, a folyamat nyílt kommunikációjában működtünk közre. Írásunk e kommunikációs munka tapasztalatait ismerteti és értékeli. Tanulmányunk első részében röviden összefoglaljuk a részvételi tervezés hátterét, legfőbb követelményeit, majd részletesen bemutatjuk az általunk lebonyolított tervezői-kommunikációs munkát. A tanulmány záró részében a bemutatott folyamatot értékeljük.

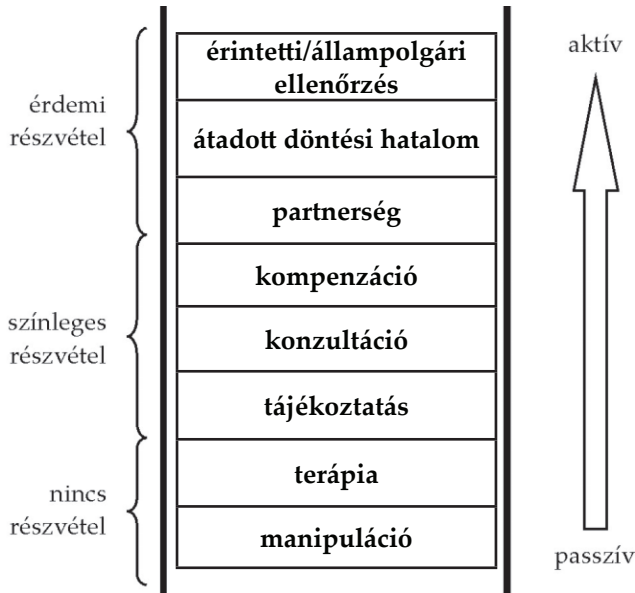
### **A nyílt és részvételi tervezés háttere**

Nyílt és részvételi tervezésen a döntéshozatali folyamat tervezési fázisának olyan megszervezését és lebonyolítását értjük, amelyben partnerségi kapcsolat alakul ki a szakértő tervezők és az adott terület helyi érintettjei között. A partneri kapcsolat azt jelenti, hogy a tervezési folyamatban a szakértő tervezők és a helyi érintettek egyenrangú félként vesznek részt, azaz mindkét fél tudása, elvárásai és igényei megjelennek a részvételt mindenki számára lehetővé tevő (nyílt) folyamatban, és a konszenzus keresésében egyaránt alakítják a végső tervet (BODORKÓS, 2009). A partneri együttműködésen alapuló tervezési folyamatot a tervezéseméletben közismert részvételi létrán (ARNSTEIN, 1969) is elhelyezhetjük, amint azt az 1. ábra mutatja.

A nyílt és részvételi tervezésnek – a részvételi létra alapján – el kell érnie az érdemi részvétel fokát. Ez pedig csak akként lehetséges, ha a kijelölt

---

<sup>1</sup> Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Környezetgazdaságtani Tanszék, Környezeti Társadalomkutatók Csoport, H-2100 Gödöllő, Páter K. u. 1. E-mail: kelemen.eszter@kti.szie.hu



1. ábra. A részvételi létra. (MATOLAY és PATAKI, 2008: 267, ARNSTEIN, 1969 nyomán)

Natura 2000 terület kezelésével és fenntartásával kapcsolatban valamennyi érintett számára nyitott tervezési folyamatot szervezünk, mégpedig úgy, hogy valamennyi érintett „érezze” a folyamat „tétjét”. Vagyis a tervezési folyamatban valamennyi érintett minden elvárásának, ill. észrevételének érdemi választ kell kapnia, mert csak ebben az esetben remélhető, hogy bizalommal fordul a tervezési folyamathoz, és tekinti legitimnek a végkimenetelét. Bizalom és legitimitáció nélkül a tervezés eredményének fenntarthatósága kérdőjeleződik meg.

A nyílt és részvételi tervezés lebonyolításában kulcskérdés, hogy valamennyi érintettet azonosítsunk, továbbá hogy megtaláljuk azokat a kommunikációs formákat és eszközöket, amelyek adott helyen és időben az érintettek számára lehetővé teszik az alapos tájékozódást és a véleménynyilvánítást a tervezés teljes folyamatában. Ez nyilvánvalóan rugalmasságot, vitakészséget és nyitottságot követel a szakértő tervezőktől is, hiszen eltérő igények, elvárások merülhetnek föl, ill. különböző kommunikációs formák és eszközök lehetnek hatásosak az egyes területeken.

A nyílt, részvételi tervezés idő- és erőforrásigényes döntéstámogató folyamat. Ám szemben a részvételt érdemben meg nem valósító tervezési eljárásokkal, társadalmi szinten olyan hasznokat ígér, amelyek a legtöbb esetben igazolják a kezdeti nagyobb befektetést. Eme társadalmi előnyök között kiemelkedik az, hogy a részvételi tervezés jelentősen hozzájárul az egyes társadalmi és szakmai csoportok érdemi párbeszéde révén egymás jobb megértéséhez, elfogadásához, a bizalom építése révén a későbbi konfliktusok elkerülé-

séhez vagy könnyebb megoldásához. A nyílt, részvételi tervezés olyan közös, társadalmi szintű tanulási folyamatot indíthat el és alapozhat meg, amelynek eredményeként maguk a természetvédelmi célok, érdekek és értékek nagyobb társadalmi megértést és elfogadást nyerhetnek, hosszú távon hozzájárulva a természetvédelem hatásosságának és hatékonyságának növekedéséhez.

### Részvételi tervezés Natura 2000 mintaterületeken

Munkánk során a helyi érintettek tervezési folyamatba történő bevonását négy lépcsőben valósítottuk meg, egyes területeken azonban árnyalatnyi módosításokra került sor a helyi adottságokat követve. A folyamat menetét a 2. ábrán foglaltuk össze.



A fenntartási tervek nyílt és részvételi tervezési folyamata

Fázis	Eszközök	Érintettek
<b>Kapcsolatfelvétel</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Informáló levél az önkormányzatoknak</li> <li>Újsághír a helyi sajtóban</li> </ul>	Helyi érintettek legszélesebb köre, a közös terepbejárás esetében a kulcsérintettek (pl. falugazdász, domináns tájhasználó)
<b>Érintett-elemzés</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Csoportos interjúk</li> <li>Személyes interjúk</li> </ul>	Érintettek legszélesebb köre, a személyes interjúk esetében a kulcsérintettek
<b>Első tervváltozat</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Meghívók és első tervváltozatok postázása</li> <li>Egyeztető fórum (fórumorozat)</li> </ul>	Szakértők és laikusok Hivatalos érintettek, nagy tájhasználók Alapkövetelmény, hogy minden érintett csoport képviselve legyen.
<b>Második tervváltozat</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Változtatások kézbesítése, teljes tervek kihelyezése központi helyeken</li> <li>Írásos észrevételek</li> </ul>	A helyi és hivatalos érintettek legszélesebb köre
<b>Végleges terv</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Végleges tervek kihelyezése központi helyeken, a tervezés honlapján és az érintett nemzeti park igazgatóságok honlapján</li> </ul>	A helyi és hivatalos érintettek legszélesebb köre

2. ábra. A Natura 2000 mintaterületeken zajló részvételi tervezés folyamata



Elsőként háttér-információt gyűjtöttünk a kiválasztott területek gazdasági-társadalmi helyzetéről, a lehetséges érintettek köréről, továbbá tájékoztató levéllel kerestük meg az érintett önkormányzatokat, és némely területeken rövid tájékoztató újsághírt közöltünk a helyi sajtóban. Ennek a megalapozó fázisnak az volt a célja, hogy megismerjük az egyeztetési folyamat társadalmi-kulturális közegét: azonosítsuk azokat a kulcsérintetteket, akiket mindenképpen fel kell keresni, megismerjük esetlegesen fennálló helyi konfliktusokat, amelyek befolyásolhatják a tervezés menetét, szembesüljünk az adott terület sajátosságaival, amelyek meghatározhatják, hogy a különböző érintettek milyen érdekekkel, értékekkel jelennek meg a tervezési folyamatban.

A második lépcsőben személyesen felkerestük a legfőbb érintetteket (önkormányzatokat, természetvédelmi öröket, falugazdászokat, gazdálkodókat, stb.), és a velük készült interjúk alapján érintett-elemzést készítettünk. Az érintett-elemzésben összefoglaltuk a terület legfontosabb jellemzőit, azonosítottuk a Natura 2000 kijelölésben érintett társadalmi csoportokat, elemeztük érintettségük jellegét és az egyes csoportok között lévő kapcsolatokat. Az elemző munka jelentősége abban rejlik, hogy a feltárt helyi jellegzetességekhez (pl. meglévő együttműködésekhez, konfliktusokhoz, helyi attitűdökhöz) lehetőleg illeszteni a későbbi egyeztetés során használt kommunikációs eszközöket.

A harmadik lépcső a tervek első változatának egyeztetése volt, amelynek céljából 16 Natura 2000 mintaterületen szerveztünk fórumot a helyi érintettek és a szakértő tervezők részvételével (azokon a területeken, ahol csupán néhány helyi érintett volt, személyesen vagy telefonon egyeztettük az első tervváltozatot). Az egyeztető fórumokra meghívtuk azokat az érintetteket, akikkel a korábbi fázisokban akár személyesen, akár más érintetteken keresztül közvetve felvettük a kapcsolatot. A telefonos meghívás mellett minden érintett számára postáztuk is a meghívót, mellékelve hozzá az egyeztetési tervváltozatot. A meghívók postázása és az egyeztető fórum között legalább egy hétet hagyunk arra, hogy az érintettek a tervváltozatot áttanulmányozhassák. Az egyeztető fórumokon jelen volt a terv elkészítéséért felelős természetvédelmi szakértő, a projekt vezetéséért felelős agrár-környezetgazdálkodási szakértő és egy területi tervezési szakértő, s legtöbb esetben a megbízó KvVM munkatársa(i) is. A fórumokat az adott terület kommunikációs felelőse –aki e cikk szerzői közül került ki – moderálta, aki a projekt rövid bemutatása után felkérte a természetvédelmi szakértőt az első tervváltozat ismertetésére, majd megnyitotta a vitát. A vita során kezelési egységenként haladtunk, s a résztvevők minden kezelési egységről elmondhatták a véleményüket, rákérdezhetek az előírásokra, kezdeményezhették azok megváltoztatását. A jelenlévők számától és aktivitásától, a természetvédelmi szakértő vitakészségétől és a területen esetlegesen fennálló korábbi konfliktusoktól is függött, hogy az egyeztetés mennyire zajlott gördülékenyen. Voltak olyan fórumok, ahol konstruktív vitában számos előírást alakítottunk a helyi elképzelésekhez,

természetesen figyelembe véve, hogy a természetvédelmi célkitűzések se csorbuljanak. Volt azonban olyan fórum is, ahol a terület nagy kiterjedése miatt csak néhány kezelési egységet tudtunk megvitatni a találkozón, vagy ahol az akut természetvédelmi konfliktusok miatt a tervezési folyamat és a Natura 2000 koncepció általános vitájára, bírálatára került sor. Az utóbbi esetek jól példázzák, hogy a részvételi tervezési folyamatok bizalomhiányos környezetben nehezen indíthatók be, főleg akkor, ha a tervezést megalapozó program éles konfliktusok forrása. Ilyen esetekben a meglévő konfliktusok feloldására kell először hangsúlyt fektetni, s csak utána várható, hogy az érintettek érdemben hozzájárulnak a tervezési folyamathoz.

A negyedik lépésben elküldtük az érintetteknek az egyeztető fórumok jegyzőkönyvét, a beérkező észrevételek alapján született változtatások listáját, ill. a tervezési folyamatot, valamint a tervek szakmai felépítésének logikáját ismertető kiadványt.

Felmerült, hogy a tervezési folyamat lezárásaként minden érintett számára, akivel kapcsolatba kerültünk, elküldjük a végső tervváltozatot is. A kész tervek terjedelme és megfogalmazása (több száz oldalas, szakmai nyelven íródott, laikusok számára gyakran nehezen követhető anyag) azonban valószínűsítette, hogy az érintettek számára kevés könnyen hasznosítható információt juttatnánk el, igen nagy posta- és nyomtatási költség mellett. A végleges tervváltozatokat ezért a nemzeti park igazgatóságoknak postáztuk, megkérve őket arra, hogy kérésre betekintést nyújtsanak az érdeklődő helyiek számára (hasonlóképpen az önkormányzatoknak és a falugazdász központoknak is biztosítjuk a végső tervváltozat elektronikus változatát). Mindez azonban felhívja a figyelmet arra, hogy az érdemi részvételt biztosító tervezési folyamatban a tervezési nyelvezetet is világossá, egyszerűen követhetővé kell tenni – úgy kell átalakítani a tervek szövegezését, hogy már az első változatoktól kezdve bármely érdeklődő vagy érintett laikus követni tudja, s meg tudja ítélni olvasás közben, hogy számára a tervben foglalt koncepció és előírások elfogadhatók, betarthatók, követhetők-e.

Az egész tervezést végigkísérte a folyamat interneten való megjelenítése, kommunikációja. A projekt honlapján ([www.naturaterv.hu](http://www.naturaterv.hu)) folyamatosan közzétettük a tervezési dokumentációt (térképeket, tervváltozatokat) és az egyeztetési fórumokon elhangzott véleményeket, módosító javaslatokat. A honlap emellett lehetőséget adott az érintettekkel való közvetlen kommunikációra is: a fórum bejegyzésein keresztül, továbbá kifejezetten a tervek értékelésére kialakított felület segítségével az érintettek elektronikus formában is megoszthatták velünk véleményüket, javaslataikat. Érdekes tanulsága ugyanakkor a folyamatnak, hogy a webes kommunikáció zömmel egyirányú maradt, a helyi érintettek véleménye sokkal inkább személyesen érkezett a fórumok vagy telefonbeszélgetések során, a hivatalos érintettek pedig elsősorban levélben vagy e-mailben küldték el véleményüket.

## A tervezési folyamat értékelése

A lebonyolított tervezési folyamat és az azt kísérő kommunikáció megkísérelte bevonni a tervezésbe a kiválasztott Natura 2000 területeken az önkormányzatokat, a területileg illetékes hatóságokat és hivatalokat, a nagy tájhasználókat (pl. erdészetek, gazdaságok), ill. a helyi tájhasználók közül a jelentősebbeket (területtől függően ez egy-két érintettől húsz-harminc érintettig terjedt). A tervezés során az érintettek elsősorban tájékoztatást kaptak a Natura 2000 hálózatról és a fenntartási tervek készítéséről. Ezen túl véleményt alkothattak a fenntartási tervek első változatáról, amire a tervezők a fórumokon reagáltak (a tervezők az egyéb úton beérkező észrevételeket is értékelték), majd a beérkező vélemények alapján – a tervezői döntést figyelembe véve – a fenntartási terv kifogásolt részei módosultak. Az egyeztetési folyamat tehát a hazai természetvédelemben szokásos egyeztetéseknél szélesebb körű és mélyebb részvételre adott lehetőséget. Ugyanakkor felmerülhet a kérdés, hogy a folyamatban részt vevők valóban érezték-e részvételük „tétjét”, hiszen az elkészült tervek egyelőre nem irányadóak, hatályba lépésük csak akkor várható, ha a tervekben szereplő előírások betartásáért kompenzációt tud az állam fizetni. Az a tény, hogy a tervezési folyamat eredményei csak a távoli jövőben realizálódnak, nem kedvez az érintettek elköteleződésének: megkérdőjelezi a tényleges bevonási szándékot, és bizalmatlanságot kelthet. Mindezek miatt úgy véljük, a Natura 2000 fenntartási tervek elkészítése során kívánatos volna a részvétel további szélesítése (a tervezésbe bevont emberek körének bővítése) és mélyítése (az érintettekkel való együttműködés, közös tervezés szerepének növelése).

Elvárható lenne, hogy a tervezési folyamat az adott Natura 2000 területen érintett valamennyi földtulajdonost és/vagy földhasználót tájékoztassa arról, hogy a Natura 2000 hálózatba tartoznak, és lehetőséget nyújtson számukra a tervezésbe való bekapcsolódásra. Ez azért is bír különösen nagy jelentőséggel, mert a Natura 2000 területek kijelölése óta tett kommunikációs erőfeszítések nem voltak elegendőek, így számos helyen kiderült, hogy az érintett tulajdonosok csak a terület értékesítésekor, tájhasználatának tervezett megváltoztatásakor szembesülnek azzal, hogy tulajdoni lapjukra bejegyezett, és számukra korlátozásokat jelent a Natura 2000. Mindazonáltal úgy véljük, hogy az összes tulajdonos/földhasználó személyes felkeresése, tervezésbe való bevonása nem lehetséges. Erre megoldás lehet, ha az összes érintett földtulajdonos hivatalos levélben értesítést kap arról, hogy területe a Natura 2000 hálózat részévé vált, s emellett a személyes bevonáskor külön figyelmet kap az, hogy valamennyi területhasználói csoport képviselőit megszólítsa a tervezési folyamat.

A tervezési folyamatban kapott visszajelzések alapján fölmerül, hogy az érintettek nem tartják elfogadhatónak, hogy csak a fenntartási terv elkészítése során van lehetőségük véleményt nyilvánítani, ám a területek kijelölésekor

ezt nem teheték meg, s utólag sincsen erre lehetőségük. Több interjúban és fórumon is elhangzott, hogy a kijelölés ténye körüli viták rendezésére volna szükség, mielőtt a kezelési javaslatok kidolgozása megkezdődik. E konfliktusok kezelése pedig csak az érintettek részvételével képzelhető el. A részvétel mélyítése iránti igényt jelzi, hogy több helyütt a fórumot tartják az egyeztetési folyamat kezdő lépésének a helyiek, ami után a gazdálkodók elvárják, hogy a területet bejárva is lehetőség legyen a kezelési javaslatok tervezővel való megvitatására, az előírások helyi adottságokhoz való illesztésére. Az érdemi részvétel egy további alapeleme az is, hogy a hivatásos természetvédelem érintett szintjeinek képviselői (nemzeti park igazgatóságok, minisztérium) aktívan részt vegyenek a fórumokon, bekapcsolódjanak a tervezési folyamatba, s ne csak megfigyelőként, hanem a döntéshozatali szint képviselőjeként alkossanak véleményt a tervezés folyamán. Ezek az igények azt jelzik, hogy a tervezésnek teljes folyamatában átláthatónak kell lennie a helyi érintettek számára, és a kommunikációs munkának transzparens módon kell lehetőséget adnia a vélemények rögzítésére, figyelembe vételére.

#### IRODALOM

- ARNSTEIN, S.R. 1969. A Ladder of Citizen Participation. – JAIP, 35. 4. pp. 216–224.
- BODORKÓS, B. 2009. A tervezés mint közösségi ügy. 2009/3. – Falu, Város, Régió. pp. 74–80.
- MATOLAY, R.–PATAKI, Gy. 2008. Részvételi döntési technikák. – In: KÖNCZEY, K.–SZÁNTÓ, R.–WIMMER, Á.–ZOLTAYNÉ–PAPRIKA, Z. (szerk.): Döntési technikák. Második, bővített kiadás. – Corvinus Egyetem Budapest, Döntéselmélet Tanszék.



## Tájhasználat változások hatása a karsztokon

KEVEINÉ BÁRÁNY ILONA<sup>1</sup>

### Bevezetés

A karsztok a Föld felszínének 12%-át (kb. 20 millió km<sup>2</sup>) foglalják el, a Föld lakosságának egynegyede karsztvizet iszik. A karsztok szigetszerűen otthont adnak igen sok endemikus fajnak, nagyon jelentős a látványértékük. Ugyanakkor nagyon sérülékenyek, érzékenyen reagálnak a szennyezésre, az antropogén hatásokra. A klímaváltozás is hat a karsztokra. A lakosság ivóvíz készletének és az élővilág egyediségének megőrzése megkívánja a karsztok fokozott védelmét. A Föld lakosságának növekedése, elsősorban a mezőgazdasági hasznosítás egyre növekvő igénye, de a karsztok ásványainak és kőzeteknek kitermelése is felhívja a figyelmet ezeknek a területeknek a védelmére. Bár a természetvédelem mindent megtesz a karsztok védelem alá helyezése érdekében, az olyan országokban, ahol a lakosság száma folyamatosan nő, a megfelelő életminőség biztosítása érdekében a karsztok hasznosítása egyre erőteljesebb.

### A karsztok hasznosítás-változása különböző tájakon

A karsztokat régóta hasznosítja az ember. A karsztok fontos természeti értéket képviselnek a történelmi idők kezdetétől. A tájváltozások értékelése karszterületeken azért is indokolt, mert a külső környezeti hatások rövid idő alatt érvényre jutnak a jó vízvezető képességű kőzetekben. A vízvezető és vízadó képesség a karsztos kőzetek legfontosabb tulajdonsága, egyúttal azonban a legnagyobb veszélyforrás is.

A Nemzetközi Földrajzi Unió (IGU) Study Group on Man's Impact in Karst bizottsága az első nemzetközi konferenciáját már „Karst and Man” címen (1987) tartotta Postojnán. Először a hidrológiai rendszer változásait vizsgálták a kutatók, (HABIC, SECULIC, XIANG SHIJUN és CHEN JIAN 1987), de sok szerző a mezőgazdasági hasznosítás hatásait is elemezte (NICOD, RADINJA, UHLIG 1987) ezen a konferencián. Foglalkoztatta a kutatókat a bauxit bányászat (BOGNAR, 1987), a mészkőjáradék pusztulása (GOLDIE, 1987), általában a karsztfolyamatok megváltozása (GVOZDECKY, 1987), a korai legeltetések, erdőpusztítások, és az ipari termelés módosító hatásai (BURRI–CASTIGLIONI–SAURO, U. 1999).

---

<sup>1</sup> Szegedi Tudományegyetem, Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék, H-6722 Szeged, Egyetem u. 2. E-mail: keveibar@earth.geo.u-szeged.hu

Az utóbbi 20 évben mégis gyakran nyilvánulnak meg az emberi hatások a karsztos tájban.

*A karsztok hasznosítása a kezdetektől napjainkig*

Az ember a barlangok multifunkcionális jelentőségét már történetének kezdetén felismerte. Mindenekelőtt lakóhelyként funkcionáltak, először csak szezonálisan, később a neolitikumtól állandó lakóhelye volt a barlang az embernek. Dél-Amerikában a puebló és navajó indiánok használták lakóhelyként Krisztus után 1100–1300 között. A barlangi festmények tanúskodnak arról, hogy az ősember ivóvízként használta a források vizét. Mexikóban a maya civilizációk idejétől kezdődően egészen a 19. századig a karszt kutak (cenote) biztosították a lakosság ivóvizét.

A karsztforrások a városok kialakulásában is fontos szerepet játszottak. Karsztos termásvíz hozta létre pl. Delfit és Pamukkálét, Aix en Provanca és Bath településeket is. Krisztus után 70-ben Lorrainban a vízigény növekedése miatt alagutas vízrendszert építettek ki. Veronát a Montorio forrásból, Besançon a Vesantio forrásból látták el. Róma ellátására 11 vezetéket építettek, de Köln vízellátását is a csővezetékeken oldották meg. Az „aqueducto”-k, az egykori felszíni vízvezetékek a mediterrán területeken tanú a korai vízhasználatnak.

A karsztvizet energiájáért is használták már a középkorban, őrlőmalmokat építettek rá az arab világban, de a papírgyártás is őrlőmalmok hajtására használta pl. Fabriánóban (Olaszország) már a 13. században. A mésztufa gátaknak (travertínók) kettős előnye volt az emberi hasznosítás számára: a víz átbukásánál energiát nyertek ki, és lehetővé tették a gyapjúipar kialakítását Tivoliban (Olaszország), Fez Medinában (Marokkó), Seeburg Urach környékén (Sváb Alb). Sajnos azonban az erőteljes vízhasználat csökkentette a tufagátak fejlődését.

Nemcsak az ősember, de a közelmúlt embere is használta rejtékhelyként a barlangokat háborúk idején (pl. vietnami háború). Fegyvereket raktároztak benne (Posztojna), esetenként kórházat rendeztek be azokban (pl. Old St. Michel barlang a Gibraltári hegységben). Néhány barlang erődként védelmet nyújtott a szembenálló felek számára (Montezuma épített ilyen erődöt Amerikában).

Gyakran templomot vagy szentélyt alakítottak ki a barlangokban (pl. Lascaux, Altamira). A neolitikumban számos országban sírhelyként szolgáltak a barlangok (pl. Yucatánon és Kaliforniában), de a legendák szerint pogány kegyhelyek is voltak a barlangokban (pl. a Drach Mallorcán, a Teufelshöhle a Frank Jurában). Gyakran előfordult, hogy megváltoztatták a barlangok előterét hozzáépítésekkel. A legismertebb közülük a katalán Monserrat Kolostor (Spanyolország), de a Mont Saint Angelo szentély is Gargano félszigeten

(Olaszország), Délkelet-Ázsiában a buddhista országokban is sok természetes barlangot alakítottak át buddhista kegyhellyé.

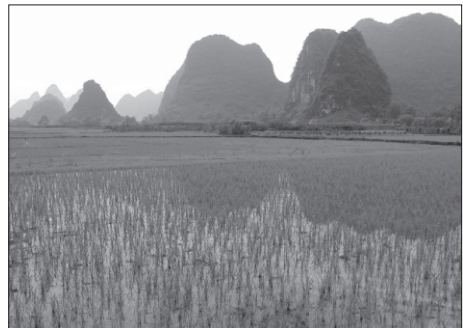
A mezőgazdasági hasznosítás is megjelent a mediterrán karsztokon a neolitikumban. Az öntözéses mezőgazdasági művelés bázisát karsztvizek biztosították Spanyolországban is (Murci), de az Ebro déli vízgyűjtőjén és Mallorca szigetén is karsztvízből öntözték a huertákat. Délkelet-Ázsiában a rizstermesztés öntözés igénye hívta létre a karsztvíz hasznosítását. A növényzet felegetése után a karsztplatókon az esős évszakban intenzív rizstermesztést folytattak már a neolitikumban. A karsztvizek mezőgazdasági használatát a monszun rendszeres csapadéka nyáron biztosította (1a,b. kép).



1a,b. kép. Rizstermesztés a karsztos perem-síkságokon. – a = Thaiföld (balra); b = Kína (jobbra). Forrás: internet

Az Észak-amerikai Sziklás hegységben az indiánok már a spanyol hódítás előtt öntöztek, technikájukat a missziók fejlesztették tovább. Yucatanon és Guatemalában a maya civilizációig vezethető vissza (i. u. 900) a mezőgazdasági hasznosítás, amely itt a karsztdepressziókban folyt.

A kis termőterülettel rendelkező délkelet-ázsiai országokban (URUSHIBARA-YOSHINO, K. 1993) még a dolinák felhalmozódott talajain és a karros felszíneken is konyhakerti művelés folyik napjainkban (2a,b. kép).



2a,b. kép. Csili és egyéb konyhakerti növénytermesztés, Dél-Korea. – a = Taebek hegység dolina (balra); b = karros felszín (jobbra). Saját felvétel



A mediterrán területek vegetációja a neolitikumi transzhumansz állattartás és rétgazdálkodás (MAIRE, 1990) hatására degradálódott, és kialakult a macchia, a garrigue és frigana másodlagos asszociációja. Füves területek ott alakultak ki, ahol az eredeti erdőket felégették. Ilyen tájtypust találunk a Felső-Murgióban, a szlovéniai karszton, a dalmát Zagorában, az andaluziai Sierra Gorda területén és a Közép-Atlaszban. A Lessini Alpok területén a kaszálórét gazdálkodás már a 14. században általános volt (BURRI *et al.* 1999). Az erdősült és legeltetett középhegységek hasznosítása a középkorban, majd a 18. és 19. században is folytatódott.

Az erdőirtások és erdőégetések is intenzív beavatkozást jelentettek a karsztok természetes folyamataiba. A felerősödött erózió növelte a kopár felszínek területét. Az ember által előidézett talajerózió jelentette az első komoly tájváltozást a karsztos felszíneken, ott ahol korán indult meg a tájhasznosítás. Kiemelkedik ebből a szempontból a mediterrán régió klasszikus karszt területe. Dél-Európa karsztjain a túllegeltetés és az erdőirtások miatt indult meg korán a folyamat, ami a későbbi teraszos művelés bevezetését vonta maga után. Ugyanitt az erdőirtások nyomán bekövetkezett rendszertelen beszivárgás és a vegetáció változása következtében a cseppkőképződés és a tufaképződés üteme mérséklődött. Franciaországban a kutatások kimutatták, hogy a neolitikum erdőirtásai generálták a tufaképződés lassulását Provence-ban és Lanquedocban.

A karszt depressziók mélyebb rétegű talajain szőlő és olajfa ültetvényeket telepítettek. A poljékban általában megfelelő vastagságú talajok biztosították a mezőgazdasági művelést, a katavotrákon történő időszakos elárasztások azonban a művelés folyamatosságát akadályozták (3a,b. kép).

Jelentős változást hozott a karsztokon az ásványkincsek és az építőipari nyersanyagok feltárása és kitermelése. A római korban már használták a barlangi agyag és homok üledékeket is festőanyagként. A salétrom és nitrát felhalmozódásokat manufaktúrák dolgozták fel Kínában, de Európában is. A karsztok ritka képződményei, mint a kalcit, aragonit és kék fluorit kedvelt



3a,b. kép. Mezőgazdasági művelés a Dinári Karszton. – a = Popovo poljen (balra); b = Planina poljen (jobbra). Saját felvétel

díszítő anyagok voltak. Szardínia délnyugati partjainál a paleozoikus karsztban már a föníciaiak felfedezték az ezüst-galenitet. A vasércet a kelták és a rómaiak idejétől kezdődően a 19. század közepéig bányászták. Ez a vasérc a kőzet mállásterméke volt, amely „pisolit”, ill. „sziderolit” vagy „Bohnerz” formájában ülepedett le a karszt depressziókban és barlangi üregekben (pl. a Gargano-félsziget dolináiban ma is megtalálhatók ezek a mállástermékek). Apuliában korán megkezdődött a karsztbauxit bányászata.

Angliában a vasérc bányászat volt jelentős a karsztokon, de barlangi üregek üledékeiből is kivonták a vasércet. Réz és ólom is előfordult itt (az ólom az ezüsttel együtt). A Peak Districten és Derbyshireben ólomot, baritot és fluoridot termeltek ki. A sziderit bányászata a német Amberg környékén volt jelentős (ezt az előfordulást már a rómaiak is ismerték). Emellett sokféle mállásmaradványokat is bányásztak a karsztokon. A maradvány agyag ferrallitosodik a mállás során, kaolin keletkezik, ami megtalálható Európában és Kínában is. A harmadkori poljékból olyan homoklencsét tártak fel, amelyeket a fémöntődékben használtak (Lengyel Jura és Felső-Szilézia Morvaországban) (Bosak et.al. 1989). Foszforitok is találhatóak a paleogén karsztokban, de szén és lignit is előfordul karsztos kőzetben. Az egykori bányászat sok paleo- és kriptokarsztformát tárt fel, módosította a vízrendszert, kiszárította a forrásokat. Ennek példái a Peak Districten és Westfáliában, de nálunk is megtalálhatók.

A dél-kelet-ázsiai országok között pl. Dél-Koreában az ókori mészköveket bányásszák. A képen látható Taebek-hegységi bányából származik az ország szükségletének kétharmada (4a,b. kép).

A mészkő és a karbonátos kőzetek jó építőanyagok, ezért már az Egyiptomi birodalomban használták. A travertinók kristályos, porózus, laza anyaga templomok építésére is igen alkalmas volt, mert az ebből épített épületeknek igen jó az akusztikája. Normandiában, a Szajna völgyében és a belga Ardenneknben a mésztufát bányászták, amit Németországban a Sváb Alb-ban építkezésekhez használtak. A Caen-i mészkövet Angliába exportálták. Gyakori volt a gipszbányászat is.



4a,b. kép. Ókori mészkő kitermelése Dél-Koreában. (Saját felvétel)

A bányászat hatására a későbbi korokban beszakadások keletkeztek az anyaghiány miatt a nagyvárosok közelében. Az Ibériai-

félszigeten is nagy szerepe van a bányászatnak napjainkban is. A képen egy aktív márványbánya működése látható, ami geológiai sebnek is minősíthető az előző koreai példával együtt (5a,b. kép).



5a,b. kép. Márvány bányászat Borbónnál Portugáliában (saját felvétel)

A barlangok kedvező mikroklímája tette lehetővé a sokféle hasznosítást. Már az antik időkben jeget tároltak bennük, mivel a mikroklíma állandó hőmérsékletet és nedvességet biztosított. A híres Roquefort sajtot tradicionálisan a Mont Combalou járataiban érlelik, ahol 6–8 fok az állandó hőmérséklet (s ez optimális a *Penicillium glaucum* számára, ami biztosítja az érlelést). Olaszországban és Szlovákiában is van olyan barlang, ahol sajtot érlelnek. A barlangok és karszterületek idegenforgalmi látványosságként és pihenőhelyként már a római időktől kezdődően megkülönböztetett figyelemben részesültek (ettől az időtől látogatja az ember a barlangokat).

## Következtetések

Néhány emberöltő a korábbi felszínfejlődéshez viszonyítva jelentéktelennek tűnik a tájváltozás szempontjából, mégis biztosan állíthatjuk, hogy az ember drasztikusabban formálta a tájat a néhány utóbbi évszázad alatt, mint az emberiség történetét megelőző hosszú évezredek természetes folyamatai. Ez a változás a karsztokon, annak háromdimenziós hatásfelületén sokkal gyorsabban ment végbe, mint más kőzettípusokon.

Az ember által okozott változások röviden az alábbiakban foglalhatók össze:

- a talajban bekövetkezett változások (erózió, savanyodás, nehézfém terhelés);
- a vegetáció változásai (karsztidegen erdőtípusok, sziklagyeppek és depressziók növényzetének degradációja);
- a karsztvizek minőség változása (vízszennyezések, karsztvízszint csökkenések, karsztos tavak eutrofizációs folyamatainak felgyorsulása);
- a bányászat okozta változások (tájsebek, karsztvízszint süllyedések).

A felszínről ható kedvezőtlen folyamatok a felszín alatt összegződtek és összegződnek napjainkban is, amelynek jelei több európai barlangban a cseppkő visszaoldások formájában napjainkban már megfigyelhető. Ezek a cseppkő visszaoldódási jelenségek megfordíthatatlanok, s egyértelműen az intenzív emberi beavatkozás káros hatásának indikátorai a karsztos területeken.

#### IRODALOM

- BOSAK, P.–FORD, D.–GLAZEK, J.–HORACEK, I. 1989. Paleokarst: a systematic and regional review. - Elsevier. Amsterdam – Oxford – New York – Tokyo. 654 p.
- Karst and Man 1987. (szerk.): KUNAVÉR, J. – University Press Ljubljana 265 p.
- BURRI, E.–CASTIGLIONI, B.–SAURO, U. 1999. Agriculture, landscape and human impact in some karst area Italy. – International Journal of Speleology. 28 B (1/4), pp. 33–54.
- URUSHIBARA-YOSHINO, K. 1993. Human impact on karst soils Japanese and other examples. – Catena, Supplement, (25), Clemlingen, pp. 219–233.
- MAIRE, R. 1990. Les montagnes refuges calcaires de la mediterranee orientale et du Moyen-Orient. – Karsologia, no 15. pp. 13–24.
- <http://en.wikipedia.org/wiki/Thailand#Geography>.



## MODIS műholdkép alapú monitoring vizsgálat erdőterületeken<sup>1</sup>

KOVÁCS FERENC<sup>2</sup>

### Bevezetés

Több mint egy évtizede figyelték meg először azokat a szárazodásra utaló jeleket a tájban, amelyek a mai napig is jellemzők a Duna-Tisza közén. Igaz, a '90-es évek második fele óta több csapadékban gazdag időszak is előfordult a térségben, ám azt is tudjuk, hogy 2000–2009 között volt a legmelegebb mért magyarországi periódus. Nem csoda, hogy a vízhiány következtében fellépő jelentős természetföldrajzi problémák a mai napig sem szűntek meg (LÁNG *et al.* 2007; PÁLFAI 2010). Az igazi veszély nem a prognosztizált melegedés/szárazodás mértéke, hanem az, hogy a pozitív visszacsatolások miatt a folyamat nem áll meg, évszázadokon át tovább gyorsul (KERÉNYI 2008; RAKONCZAI 2008).

Korábbi tanulmányokban (KOVÁCS 2008; LADÁNYI 2009) is kiemeltük, hogy a változások mértékére a táji dinamikával foglalkozó kutatások adhatnak választ, amely válaszokra a tervezésben is egyre nagyobb hangsúlyt kell fektetnünk. Céljainkat azóta sem módosítottuk, vagyis a földrajzi változások mértékét a tájban a vegetáció nagy területre vonatkozó, részletes, műholdkép alapú térbeli elemzésével értékeljük.

### Új szempontok, új lehetőségek

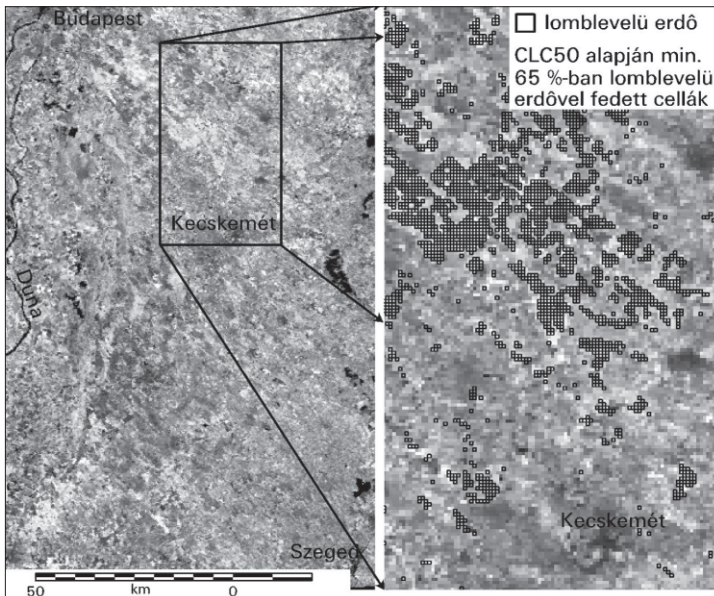
Az 1992–2004 közötti időszakra korábban elért eredmények a felméréseknek, felvételező műszereknek köszönhetően jelentősen pontosíthatók. Az évről évre bővülő idősorban, a vizsgált nyári időszak hossza március közepétől október közepéig tart, amelyet az alkalmazott MODIS műholdképek miatt minden évben 16 napos időszakokra bontottunk. Félévente 13 db, 250 m-es felbontású multispektrális kép áll rendelkezésünkre a mintaterület erdeinek vizsgálatára, ami a terület nagyságát tekintve nagyon jó idő és térbeli felbontás. A műholdképeket az USGS Data Pool szabadon elérhető adatbázisából töltöttük le.

Mintaterületünk heterogén területhasználata miatt fontos volt, hogy a vegetáció behatárolását segítő alaptérkép minél részletesebb legyen. A felzárkózottságot a CLC 50 (CORINE Land Cover), 1:50 000 méretarányú térké-

<sup>1</sup> A kutatást az OTKA támogatja: PD 78349

<sup>2</sup> SZTE TTIK, Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, H-6722 Szeged, Egyetem u. 2–6. E-mail: kovacsferenc@geo.u-szeged.hu

pekről, annak nomenklatúrája szerint határoltuk le; vagyis a jobb méretarányú felszínfedettségi osztályokra, a jobb időfelbontású MODIS képekkel történt multispektrális analízis. A Duna-Tisza között található erdők nagy hányada ültetett, mesterséges eredetű, amelyek természeti értékük alapján az ökológiai vélemények szerint nem is nevezhetők erdőknek. Tanulmányunkban az alap tematikus térképi tartalmat vettük figyelembe, és lehatároltuk a lomblevelű, tűlevelű és elegyes erdőket. A térképi és a képi adatokat összegezve a minimalisan 65%-ban erdővel fedett cellákat vontuk be az értékelésbe. A részletességre jellemző, hogy a jelenleg elemzés alatt álló lomblevelű erdők területe az eredeti, 1:100 000 vizsgálati területünk 3/4-ével bővült; jelenleg 71 430 ha. Ez alkotja a Duna-Tisza közti erdőterületünk 62%-át (1. ábra).



1. ábra. MODIS MVC EVI adat a Duna-Tisza között (2010.06.10–06.25)

A spektrális analízis során a biomasza produktum megállapítására az EVI-t (Enhanced Vegetation Index) használtuk, amelyet az általában használt Normalizált Vegetációs Index (NDVI) háttér (talaj fedettség, atmoszféra) korrekciójával hoztak létre (HUETE *et al.* 1999). Ma a legpontosabb globális vegetációs indexnek tartják, mert hatékonyan redukálja a zavaró hatásokat:

$$EVI = 2 * (nir-red)/(nir+C1*red-C2*blue+L)$$

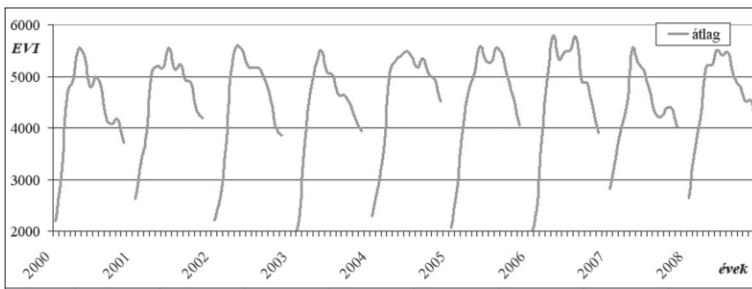
ahol: red = vörös tartomány értéke; nir = közeli infravörös tartomány értéke; blue = kék tartomány értéke; C1, C2, L = atmoszférikus korrekció miatt fontos koefficiensek.

A tapasztalatok szerint a lomblevelű erdő biomassza produktuma a legkiegyensúlyozottabb. Az itt felfedezett folyamatok különösen fontosak, ezért jelen vizsgálatunkban ezekre a területekre koncentráltunk.

## Vizsgálati eredmények

### *Indexértékek átlagának, összegének elemzése*

A 2000–2008 időszakban a 16 napos EVI átlagértékek alakulása a lomblevelű erdőkön a szűk, 0,2–0,58 értéktartományban figyelhető meg, vagyis a monitoring értékelésben a kis különbségek is nagyobb fontossággal bírhatnak (2. ábra).



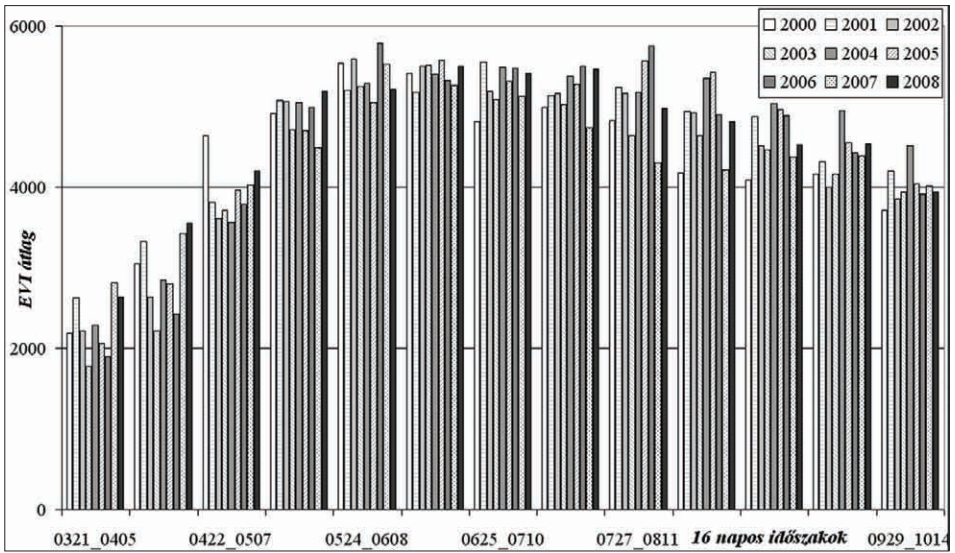
2. ábra. EVI átlagértékek alakulása (eredeti EVI értékek 10 000-szerese)

A vegetáció mennyisége a Duna-Tisza közén júniusban éri el a csúcst. Az évek közötti összevetésben jól nyomon követhető a csapadékszegény idők hatása (pl. 2007). A biomassza-termék értékek is 10%-os csökkenést mutatnak az aszály megjelenésekor, amely csökkenés kedvező idő hatására gyorsan, ám nem feltétlenül tartósan szűnik meg. Előzetes vizsgálataink alapján rövid időn belül tapasztalt trend jellegű változás itt nem mutatható ki. Ez a környezeti változásokkal szembeni nagyobb ellenálló képességre is utalhat, de ennek bizonyítása a közeljövő feladata.

A havi bontásban értékelt EVI profilokon tavasszal és ősszel már növekedésre utaló folyamatok is megfigyelhetők (3. ábra). A július közepétől szeptember közepéig tartó időszak nagyon változékony képet mutat; feltűnő különbségek vannak az egymást követő években is. A változékonyság a vegetációnak a környezeti hatásokra adott gyors válaszát feltételezi. Az évközi változások egy évtizedes időtávban kiegyenlítődhetnek, és az adott hónap hosszú távon stabil állapotúnak tűnik, de valójában rövid időtartamon belül az időszak rendkívül sérülékeny, aszályra hajlamos. A legstabilabbnak június közepe tekinthető.

A biomassza-termék értékek hasonló vizsgálatánál más folyamatok ismerhetők fel. Június elején csökkenés, július végén növekedés jellemző, míg a legstabilabb időszak szeptember közepe.





3. ábra. EVI átlagértékek alakulása 2000–2008 között 16 napos időközök szerint (eredeti EVI értékek 10 000-szerese)

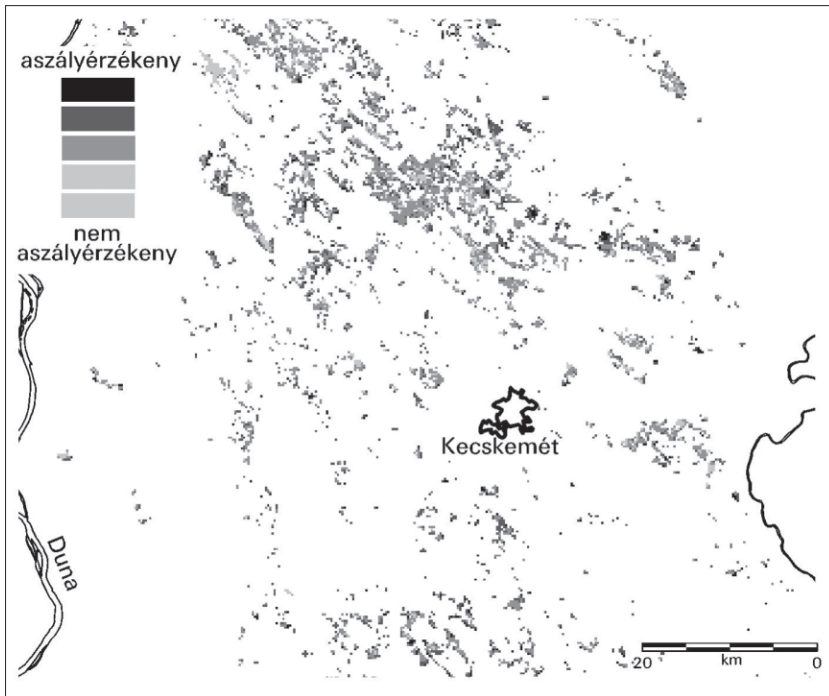
### *Az aszályérzékenység térbelisége*

A növekvő aszályhajlam elsősorban azon területek növényzetét sújtja, amelyek adott 16 napos időközökben a vizsgált időtartam legalacsonyabb indexértékeit mutatják (4. ábra). Különösen azokon a területeken van szükség hatékony tervezésre ahol a 2000–2008 évi időszak maximális indexértékei is alacsonynak minősíthetők.

A 4. ábrán bemutatott 16 napos időszak például 6400 ha-on rendelkezik a még kedvező időszakban is alacsony értéket mutató helyekkel. Tavaszi periódusokban a 10 000 ha-t is meghaladják az aszály érzékeny területek. Sajnos a kedvezőbb területek (vagyis a minimum érték adatsorában fellelhető magas index értékek) aránya lényegesen kisebb.

### **Összegzés**

Nagy területre vonatkozó, nagy idő és térbeli felbontású vegetáció-monitoring az előzetes eredményeknek megfelelően alkalmas a súlyos vízhiánnyal bíró Duna-Tisza köze minél részletesebb földrajzi megfigyelésére. A klíma változása és az emberi tevékenység hatása miatt csak az olyan tervezésnek lesz létjogosultsága, amely a megváltozott földrajzi körülményeket figyelembe veszi.



4. ábra. Aszályérzékenység térbelisége a július 11–26. időszak példáján

## IRODALOM

- HUETE, A.R.–JUSTICE, C.–VAN LEEUWEN, W. 1999. MODIS Vegetation index (MOD 13), Algorithm theoretical basis document. – NASA Goddard Space Flight Center, 129 p.
- KERÉNYI, A. 2008. Éghajlatváltozás: múlt, jelen, jövő. – Földrajzi Közlemények. 132. 4. pp. 419–431.
- KOVÁCS, F. 2008. A vegetáció multispektrális értékelése a Duna-Tisza közén. – In: CSORBA, P.–FAZEKAS, I. (szerk.): Táj kutatás–Táj ökológia. Meridián Alapítvány, Debrecen. pp. 367–374.
- LADÁNYI, Zs. 2009. Klímaváltozás hatása egy Duna-Tisza közti mintaterületen. – In: Kiss, T. (szerk.): Természetföldrajzi folyamatok és formák. Geográfus Doktoranduszok IX. Országos Konferenciája. Online dokumentum: [http://www.geo.u-szeged.hu/web/sites/default/files/14Kiadvanyok/egyeb/09\\_Ladanyi.pdf](http://www.geo.u-szeged.hu/web/sites/default/files/14Kiadvanyok/egyeb/09_Ladanyi.pdf)
- LÁNG, I.–CSETE, L.–JOLÁNKAI, M. (szerk.) 2007. A globális klímaváltozás: hazai hatások és válaszok. Szaktudás Kiadó Ház. Budapest. 226 p.
- PÁLFAI, I. 2010. A Duna-Tisza közti hátság vízháztartási sajátosságai. – Hidrológiai Közöny. 90. 1. pp. 40–44.
- RAKONCZAI, J. 2008. Globális környezeti kihívásaink. Universitas Szeged Kiadó, Szeged. 220 p. <http://www.usgs.gov>



## Tájhatár és tájváltozás az Illancson

LADÁNYI ZSUZSANNA<sup>1</sup>–DEÁK JÓZSEF ÁRON

### Összefoglalás

A meglévő irodalmi adatok azt mutatják, hogy az Illancs lehatárolása tekintetében nincs egységes vélemény. Leginkább a terület ÉK-i határvonalában nincsen egyetértés, ahol a tájalkotó tényezők tekintetében csak a botanika és a földtan tekintetében lehet jelentősebb különbségeket találni. További kutatásainkban a tájalkotó tényezők és a tájtörténet vizsgálatát kisebb léptékben (kistájrézlet szinten) kívánjuk kiértékelni, választ keresve arra, hogy az egyes részterületek dinamikája, tájmintázata mennyiben különül el, és segíthetnek-e ezek a vizsgálatok a tájhatár pontosításában. Az Illancs tájhasználat-változásában domináns szerep jut az erdőknek.

Ma ez a tájhasználati típus a legmeghatározóbb, különösen a futóhomokkal borított térrészekben. A gyümölcsstermesztésnek és a szőlőművelésnek ma kevesebb szerep jut, mint a század közepén. A kistáj a jelentős talajvízszint-süllyedés következtében az elmúlt évtizedekben a Duna-Tisza köze vízháztartás-problémájának legkritikusabb területévé vált. Ezt bizonyítja a peremterülete és a buckavonulatok közötti mélyedések látványos szárazodása, amely a vegetáció és a talaj változását is magával vonzotta. A települések külterületén fekvő tanyák elnéptelenedése, a táj idegenhonos növényekkel való fertőzöttsége jelentősen hozzájárul a táj degradációjához.

### Bevezetés

A Duna-Tisza köze kialakulása, felszínközeli üledékeinek eredete már az 1950-es évek óta a földrajz és a földtan vitatott kérdései. A táj sajátos földrajzi adottságai miatt ma is a talajtan, a földtan, a természetföldrajz és a hidrológia frekvenciált kutatási területe, amelyhez jelentősen hozzájárul az 1980-as évek óta egyre fokozódó vízháztartási problémája is. Futóhomok és lösz dominálta kistájainak sokszínűsége már az 1950-es évek második felében zajló tájvitában is előkerült (GÓCZÁN, 1961).

A 21. század eleji táji léptékű, földrajzi és ökológiai szemléletű kutatásokban egyes kistájhatárai pontosításra kerültek (DEÁK 2010; MOLNÁR *et al.* 2007). E vizsgálatok egyértelműen bizonyítják a tájlehatárolás problémájának összetettségét, hiszen a tájalkotó tényezők – a földrajzi, a domborzati, az éghajlati, a vízrajzi, a botanikai és a talajtani adottságok – átmenetei fokozatosak.

<sup>1</sup> SZTE TTIK Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Szeged, Egyetem u. 2–6.  
E-mail: lzsuzsi@earth.geo.u-szeged.hu

Emellett a táj nemcsak a természeti tényezők rendszere, hanem szerepelnek benne társadalmi elemek is, amelyek sok esetben felülírhatják a tájak természetes mintázatát.

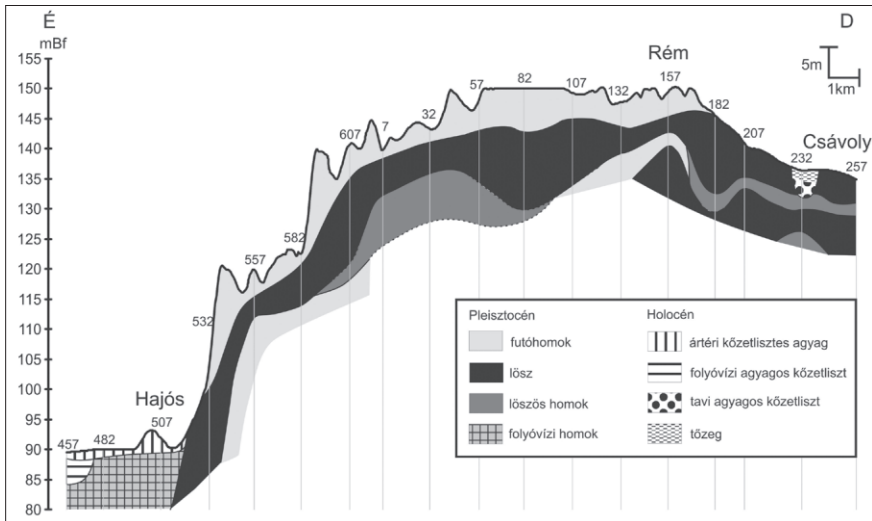
Illancs a Duna-Tisza közti Homokhátság legmagasabb része, egyike a vízháztartási problémák által leginkább érintett területeknek. A kistáj korábban kevésbé volt kutatott, a 21. század elején került részletesebb ökológiai, tájökölógiai, növényföldrajzi vizsgálatok alá (BÍRÓ 2006; CSECSEKITS *et al.* 2010; HORVÁTH 2004; PÁNDI 2006). Jelen tanulmány célja az Illancs természetföldrajzának és tájlehatárolásában mutatkozó disszonanciáinak bemutatása, valamint a 20. századi mező- és erdőgazdálkodás területhasználat-változásának áttekintő értékelése.

### Illancs természetföldrajzi adottságai

Az Illancs a Duna-Tisza közti Homokhátság déli részén helyezkedik el. Itt található a Duna-Tisza köze legmagasabb pontja, az Ólom-hegy (172 m). Nyugati oldalán meredek peremmel néz a Duna-völgyre Sükösd, Nemesnádudvar, Hajós, Császártöltés, magaspartjain, keleti részén pedig sokkal kisebb relief-fel nyúlik el a lösszel borított Bácskai löszös síkság irányában. Az Illancs az Ős-Sárvíz hordalékkúpján fekszik, amelynek kialakításához a nyugatról jövő patakok is hozzájárultak.

A felső-pleistocénban az alföldi hordalékkúpok nagy felületei váltak ármentessé, amelyek a hideg, száraz éghajlaton az eolikus átfurmálódás színterei lettek. A homokmozgások sok helyen eltüntették vagy felszabdalták a hordalékkúpokon lévő elhagyott medreket. A terjedelmes deflációs laposokból kifújtt homokanyag több km átmérőjű akkumulációs mezőkbe rendeződött (BORSY, 1989). Azokon a területeken, ahol már a pleisztocén korábbi időszakában megszűnt a folyóvízi tevékenység, a homokmozgás egy kisebb klímajavulás hatására mérséklődött.

A kialakuló sztyeppnövényzet megkötötte a mozgó homok jelentős részét, és megkezdődött a hullópor felhalmozódása, megindult a buckák löszös köpenyének képződése (PÉCSI 1960; BORSY 1977). Az Illancs mai felszínét e két üledéktípus, a futóhomok és a lösz, valamint ezeknek keveredett átmenetei uralják, s a felszín alatt is változó mélységben és vastagságban is ezek az üledékek rétegződnek (1. ábra). A futóhomok-formák közül a parabola-buckák (döntően a kistáj déli részén), a garmadabuckák, a szélbarázdák és a maradékgerincek jellemzőek. A kistáj képét ma döntően telepített akácok és fenyvesek határozzák meg, az eredeti homoki vegetáció csak fragmentáltan, kis kiterjedésben található meg. Természetszerű élőhelyei a nyílt homokpusztagyepék, a homoki sztyepprétek és a lösz sztyepprétek (PÁNDI, 2008).

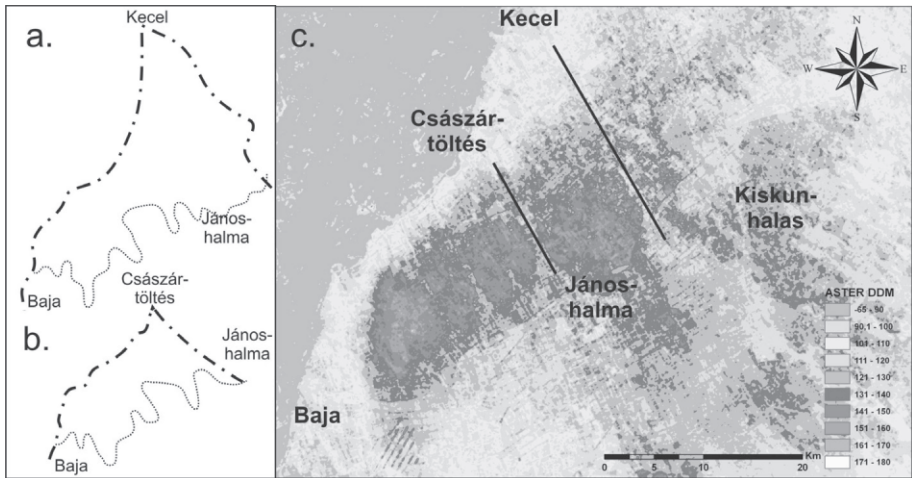


1. ábra. Földtani keresztmetsvény az Illancson (a MÁFI adatai alapján szerkesztette: KUTI L. és LADÁNYI Zs.)

### A kistáj lehatárolása

E Bács-Kiskun megye területén elhelyezkedő kistáj a Marosi–Somogyi féle kistájkataszter definíciója alapján buckás felszínű futóhomokkal fedett hordalékkúp-síkság (MAROSI–SOMOGYI, 1990). E szerzők a kistáj határát Rémtől Érsekhalmaig, valamint Sükösdtől az Alsó-Kélesi völgyig húzzák meg. Hasonló határvonal szerepel a Magyarország Nemzeti Atlaszában (MEZŐSI, 1989) a kistájak természeti adottságait a szántóföldi növénytermesztés szempontjából értékelő térképén is. Azonban az 1990-es kistájkataszter térképmelléklete (MAROSI–SOMOGYI, 1990) már más határokat mutat: a Kecel–Kunfehértó vonalat jelöli a kistáj határaként. Ugyanez a határvonal szerepel Magyarország Nemzeti Atlaszában (KERESZTESI *et al.* 1989) a természeti tájak rendszertani besorolásánál (2. ábra).

Nebojszki (2004) ismeretterjesztő cikkében az Illancs keleti határaként a Császártöltés–Kiskunhalas vonalat említi. Bíró és munkatársai (2007) a Duna-Tisza köze vegetációs kistájbeosztásának elkészítésekor az Illancs és a Bácska, valamint a Kiskunsági Homokhát határát úgy húzzák meg, hogy a Kéleshalmi-homokbuckák területét és Kunfehértó környékét már nem sorolják az Illancshoz. Molnár és munkatársai (2008) Magyarország vegetációtájainak lehatárolásánál pontosították a vegetáció tekintetében a Homokhátság, így az Illancs déli határát is. Az a jelentős borotnai beszögellés (Antallapos), amelyet a Marosi–Somogyi féle kistájkataszter jelzett, már nem szerepel rajta.



2. ábra. Illancs határa. – a = MAROSI-SOMOGYI féle kistáj-kataszter térképmelléklete; b = MAROSI-SOMOGYI kistáj-kataszter; c = Illancs domborzata (ASTER DDM) feltüntetve a két határvonalat

A tájalkotó tényezők vizsgálatára irányuló kutatások eredményei a tájhatár pontosítását segítik. A MÁFI földtani térképei (MÁFI, 2005), és a Kreybig-felvételezés (KREYBIG, 1930–1940) segítségével a déli határvonal pontosítható, miszerint az Antallapost és Borota község területét egészen a templom vonaláig futóhomok borítja. A Kecel–Bajai-magaspart mellett húzódó lösz dominálta területek eltérő mivoltát már az 1980-as évek végén is felismerték (RÓNAI 1985; JAKUCS *et al.* 1989; VÁRALLYAY *et al.* 1980), mégis – a futóhomok borította hordalékkúp-síkság definíció ellenére – az Illancshoz sorolták. Az ÉK-i határvonal a földtani térképek tükrében a Kecel–Kunfehértó vonalnál húzható meg, mert ettől a vonaltól északkeletre a mészsízes völgyek sokkal jelentősebb kiterjedésűek és számúak, és ugyanígy az Illancs DNy-i részén, Bajától délre is. A Jánoshalma–Császártöltés határvonal elválasztó jellegét az I. katonai térképezés szelvénye igazolja (HIM, 1764–1787), mert e vonalnál jelentős kiterjedésű láprétek és vízzel borított területek voltak (lásd Kélesi-tó). A Kélesi-tó völgyeletének folytatása Császártöltés felé a Szamárvölgy. A homoki növényzet tekintetében a két határvonal esetében különbség csak a közönséges boróka (*Juniperus communis*) meglétében (ill. hiányában a rémi és borotai buckákon) tapasztalható. Azonban a borókáról feljegyzések csak kb. 200 év óta állnak rendelkezésre (MOLNÁR, 2003), tehát e tényező önmagában nem szolgálhatja egyértelműen a határvonal tisztázását. A további tájhasználat-változás elemzésekhez a kistáj-kataszter szűkebb lehatárolását vesszük figyelembe.

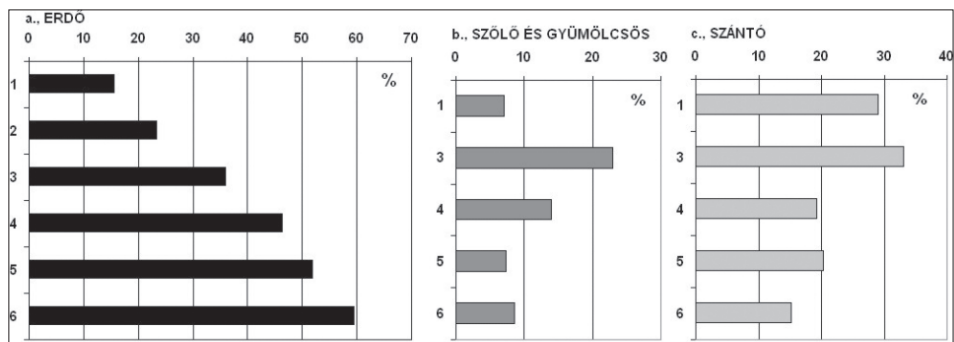
A fentiek bizonyítják, hogy Illancs kistájunk tekintetében nincs egységesen megállapított határvonal. Kérdésként merülhet fel, hogy a magaspart felől lévő lösszel borított keskeny sáv – amely tájmintázatában, tájhasznosítá-

sában évszázadok óta elkülönül – mennyiben tartozhat az Illancshoz. Kérdés az is, hogy a Kéleshalmi-homokbuckák, amelyek sem geomorfológiailag, sem botanikailag (kivéve a borókát) nem különböznek jelentősen a rémi-borotai homokbuckáktól, hova sorolhatók.

### Az elmúlt évszázad mező- és erdőgazdálkodása az Illancson

A 18. századi források és térképek szerint a Duna-Tisza köze területét többnyire fátlan élőhelyek borították, a fásszerű vegetáció aránya tájszinten mindössze 3,5% volt. A nyíltabb növényzetű homoki vegetációmozaikok 78%-a a 18. században a Duna-Tisza köze déli részén fordultak elő (Kiskunfélegyháza–Akasztó vonaltól D-re) (BÍRÓ, 2006). A 19. század végétől a futóhomok megkötése céljából fásítani kezdtek. A 20. század közepére az erdőtelepítés egyre intenzívebbé vált, és mára a tájhasznosításban fokozatosan átvette az uralkodó szerepet (3a. ábra). A kistájon döntően akácot, erdei- és feketefenyőt telepítettek. Néhol próbálkoztak nyártelepítéssel is, azonban a 20. század végi szárazodás a nagy vízigényű fafajták telepítését lehetetlenné tette. Ma a tájat 60%-ban borítják erdők.

Szőlők és gyümölcsösök már a 18. század végén is jelen voltak a tájban (HIM, 1764–1787), főleg a kistáj peremterületein (pl. Baja és Jánoshalma). Az 1800-as évek végére – II., III. katonai térképezés (HIM 1806–1869, 1872–1887) – a települések környékén (lásd Rém, Borota) egyre nagyobb területen lett jellemző a művelési ág, különösen a filoxérájárvány után. Területi kiterjedésének maximumát a 20. század közepén érte el (3b. ábra). Az utóbbi évtizedeket a művelésfelhagyás jellemzi. Ennek okai a termelőségcsökkenés, a terület elnéptelenedésében és a 20. század végétől egyre fokozódó vízhiányban keresendők.



3. ábra. – a = erdő; b = szőlő és gyümölcsös; c = szántó területek változásai az Illancson. – 1 = II. katonai térképezés (1860-as évek); 2a = KREYBIG-féle átnézetes talajtérképek erdőfoltjai (1940-es évek); 3 = GAUSS-KRUEGER térképek (1950–60-as évek); 4 = Topográfiai térképek (1980-as évek); 5 = CLC 50 (1998–1999); 6 = Országos légifényképezés (2005)



A lesüllyedt talajvízszint következtében a gyümölcsösök, a szőlők és az erdők is károsodnak: csökkent a betegségekkel, légköri szennyezettséggel és faggyal szembeni ellenállóságuk (HARMATI, 1994).

A homoki gyepek művelésbe vonása már a 18–19. században megkezdődött a Duna-Tisza között (BÍRÓ, 2006). Az Illancson számos helyen találjuk katonai térképeken annak bizonyítékát, hogy a buckaközi mélyedéseket is szántották. Ennek oka lehetett jobb termőtalajuk, jobb vízgazdálkodásuk, vagy megélhetés miatti kényszerű beszántásuk. Később az erdőtelepítések és a szőlőterületek növekedése hozzájárult a szántók kiterjedésének csökkenéséhez (3c. ábra), amelyek a mai napig számottevőek a kistájon, különösen a lösz, a homokos lösz illetve a lözsös homok dominálta területeken a Kecel–Bajai magaspárt mentén.

Fentiek következtében az eredeti természetes vegetáció (nyílt homoki gyepek, galagonyás-, borókás-nyárasok) csak kis kiterjedésben, fragmentálva maradt meg. A művelt területek felhagyása után visszagyepesedő területek száma jelentős, azonban invazív fajokkal való fertőzöttsége nagy (*Asclepias Syriaca*, *Robinia pseudoacacia*), annak ellenére, hogy megfelelő kezeléssel (pl. juhlegeltetés Borotán) a parlagok természetességi állapota javítható.

### A szárazodás és következményei az Illancson

A Duna-Tisza közti talajvízszint-süllyedés az Illancs területét fokozottan érinti. Itt található a Duna-Tisza köze legmagasabb régiója, ahol a talajvíz utánpótlásában csak a csapadéknak van meghatározó szerepe, hozzáfolyásra nincsen lehetőség. Modellszámítások (SZANYI–KOVÁCS, 2009) szerint a hátság legmagasabb részein (többek között az Illancson is) az antropogén hatások mellett a klímaváltozásnak köszönhető csapadékhány körülbelül 80%-ban felelős a talajvízszint süllyedéséért. A természetes vegetáció leglátványosabb változásai az Illancs üde élőhelyeiben tapasztalhatóak, amelyek a buckamezők közötti diszkrét mélyedésekben húzódtak még az 1970-es években is.

Mára ezen üde élőhelyek (kékperjés rétek, magassásrétek, szikes rétek) kiszáradó, sztyepesedő változatai találhatóak csak meg (LADÁNYI *et al.* 2009), ahol a lokális vízáramlások némileg még ki tudják elégíteni a fennmaradt üde vegetáció vízigényét. A száraz élőhelyek tekintetében a galagonyás-nyárasokban a galagonya látványos előretörése figyelhető meg. A természetben bekövetkező változások szervesen érintik az embereket is, akiknek egyre jelentősebb gazdálkodási nehézségekkel kell szembenézniük.

Modern technológiák alkalmazásával (pl. csepegtető öntözés) lehetőség nyílik a megváltozott vízviszonyokhoz való alkalmazkodásra. A mezőgazdaság számára történő vízpótlás megvalósíthatóságát a közgazdasági szempontok figyelembe vétele kétségesse teszi (a Duna szintjéhez képest minimum 40–60 m-re kellene a vizet felnyomni). Az állattartás és a legeltetés a fennmaradt homoki gyepeken ma is jelentős, a gazdák próbálnak lépést tartani az európai uniós normákkal.

## IRODALOM

- BIRÓ, M. 2006. A történeti térképekre alapuló vegetációrekonstrukció és alkalmazásai a Duna-Tisza közén. – PhD értekezés. Pécs, 139 p.
- BIRÓ, M.–RÉVÉSZ, A.–MOLNÁR, Zs.–HORVÁTH, F. 2007. Regional habitat pattern of the Danube-Tisza Interfluve in Hungary I. – The landscape structure and habitat pattern; the fen and alkali vegetation. – *Acta Botanica Hungarica* 49. 3–4. pp. 267–303.
- BORSY, Z. 1977. A Duna-Tisza közti hátság homokformái és a homokmozgás szakaszai. – *Alföldi Tanulmányok* 1. pp. 43–54.
- BORSY, Z. 1989. Az Alföld hordalékkúpjainak fejlődéstörténete. – *Földrajzi Értesítő* 38. 3–4. pp. 211–224.
- CSECSERICS, A.–BOTTA-DUKÁT, Z.–RÉDEI, T.–KRÖEL-DULAY, Gy.–SZABÓ, R.–SZITÁR, K.–CZÚCZ, B. 2009. Van-e kapcsolat a táji környezet és a parlagfű különböző élőhelyeken való jelenléte közt a Kiskunságban? (Ebben a kötetben.)
- DEÁK, J. Á. 2010. Csongrád megye kistájainak élőhelymintázata és tájökológiai szempontú értékelése. – PhD értekezés. Szeged, 266 p.
- GÓCZÁN, L. 1961. Vita Magyarország természeti földrajzi tájbeosztásáról. *Földr. Közl.* 40. pp. 258–264.
- HARMATI, I. 1994. A Duna-Tisza köze vízháztartása és a mezőgazdasági tevékenységek közötti kölcsönhatások. – *A Nagyalföld Alapítvány Kötetei* 3. pp. 37–52.
- HIM, 1764–1787. I. katonai felmérés térképei. Méretarány: 1:28 800. – *Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Budapest.*
- HIM, 1806–1869. II. katonai felmérés térképei. Méretarány: 1:28 800. – *Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Budapest.*
- HIM, 1872–1887. III. katonai felmérés. Méretarány: 1:75 000. – *Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Budapest.*
- HORVÁTH, A. 2004. Az Illancs löszvegetációjának összehasonlító növényföldrajzi és cönológiai értékelése. *Aktuális – Flóra- és Vegetációkutatás a Kárpát-medencében VI.* Keszthely, 30 p.
- JAKUCS, P.–KERESZTESI, Z.–MAROSI, S.–PÉCSI, M.–SOMOGYI, S. 1989. Tájtipusok. – In: PÉCSI, M. (szerk.): *Magyarország Nemzeti Atlasza.* – MTA Földrajztudományi Kutató Intézete. Budapest. pp. 90–91.
- KERESZTESI, Z.–MAROSI, S.–PÉCSI, M.–SOMOGYI, S. 1989. Természeti tájak rendszertani felosztása. – In: PÉCSI, M. (szerk.): *Magyarország Nemzeti Atlasza.* MTA Földrajztudományi Kutató Intézete, Budapest. pp. 86–87.
- KREYBIG, L. 1930–1940. Magyarország átnézeti talajismereti térképe. Méretarány: 1:25 000. – *Magyar Királyi Földtani Intézet, Budapest.*
- LADÁNYI, Zs.–RAKONCZAI, J.–KOVÁCS, F.–GEIGER, J.–DEÁK, J. Á. 2009. The effect of recent climatic change on the Great Hungarian Plain. – *Cereal Research Communications*, 37 Suppl. 4. pp. 477–480.
- MÁFI, 2005. Magyarország földtani térképe. Méretarány: 1:100 000 CD. – *Magyar Állami Földtani Intézet, Budapest.*
- MAROSI, S.–SOMOGYI, S. (szerk.) 1990. Magyarország kistájainak katasztere I. – MTA Földrajztudományi Kutató Intézete, Budapest. 479 p.
- MEZŐSI, G. 1989. A kistájak természeti adottságainak értékelése a szántóföldi növénytermelés szempontjából. – In: PÉCSI, M. (szerk.): *Magyarország Nemzeti Atlasza.* – MTA Földrajztudományi Kutató Intézete, Budapest. pp. 92/A.
- MOLNÁR, Cs.–MOLNÁR, Zs.–BARINA, Z.–BAUER, N.–BÍRÓ, M.–BODONCZI, L.–CSATHÓ, A. I.–CSÍKY, J.–DEÁK, J. Á.–FEKETE, G.–HARMOS, K.–HORVÁTH, A.–ISÉPY, I.–JUHÁSZ,

- M.–KÁLLAYNÉ SZERÉNYI, J.–KIRÁLY, G.–MAGOS, G.–MÁTÉ, A.–MESTERHÁZY, A.–MOLNÁR, A.–NAGY, J.–ÓVÁRI, M.–PURGER, D.–SCHMIDT, D.–SRAMKÓ, G.–SZÉNÁSI, V.–SZMORAD, F.–SZOLLÁT, GY.–TÓTH, T.–VIDRA, T.–VIRÓK, V. 2008. Vegetation-based landscape regions of Hungary. – *Acta Botanica Hungarica* 50. (Suppl.). pp. 47–58.
- MOLNÁR, Zs. (szerk.) 2003. A Kiskunság száraz homoki növényzete. – Kecskemét. 68 p.
- NEBOJSZKI, L. 2004. Illancsi pillantások. – In: *Természet Világa*. 2004. évf. 10. pp. 454–457.
- PÁNDI, I. 2006. Dél-kiskunsági homokbuckások vegetációja és tájhasználat-története. I. Magyar Tájökológiai Konferencia. Debrecen. 2006. IV. 7–9.
- PÁNDI, I. 2008. Illancs. – In: KIRÁLY–MOLNÁR–BÖLÖNI–CSIKY–VOJTKÓ (szerk.): Magyarország földrajzi kistájainak növényzete. MTA ÖKBI. Vácrátót. 23 p.
- PÉCSI, M. 1960. A Duna-Tisza köze geomorfológiai problémái. – *Földrajzi Közlemények* 1. pp. 23–29.
- RÓNAI, A. 1985. Az Alföld negyedidőszaki földtana. – *Geologica Hungarica, Series Geologica* 21. 466 p.
- SZANYI, J.–KOVÁCS, B. 2009. Egyesített 3D hidrodinamikai modell a felszín alatti vizek használatának fenntartható fejlesztéséhez a magyar–szerb országhatár menti régióban. – INTERREG III/A HUSER0602/131.
- VÁRALLYAY, GY.–SZÜCS, L.–RAJKAI, K.–ZILAHY, P.–MURÁNYI, A. 1980. Magyarországi talajok vízgazdálkodási tulajdonságainak kategóriarendszere és 1:100 000 méretarányú térképe. – *Agrokémia és Talajtan*. 29. pp. 77–112.

## Az árterek tájökológiai jelentősége

LÓCZY DÉNES<sup>1</sup>

### Bevezetés

A folyók és árterek jelentik a legfőbb kapcsolatot a hegy-, domb- és síkvidéki tájak között vízellátottság, hordalék- és tápanyag-szállítás tekintetében. Az ártér meghatározására a különböző tudományágak eltérő definíciókat alkalmaznak – kívánatos lenne ezeket holisztikus szemléletben egyesíteni, és az ártér funkcióit hangsúlyozni. Tájökológiai szempontból fontos funkció az árhullámok levezetése.

Az éghajlatváltozás és a fokozódó társadalmi beavatkozások következtében a veszélyeztetettség, a kockázat és a sérülékenység átértékelődik. Manapság az elöntésveszély megbecslése a kisebb vízfolyások mentén is szükségessé vált. Az ártéri földhasználatnak (beleértve az ökoszisztémák természetességének mértékét is) kulcsfontosságú szerepe van az árvízveszély és -kockázat mérséklésében egyaránt, amelynek új stratégiáit mostanában alakítják ki. Konkrét esettanulmányok bizonyítják, hogy milyen sokoldalúak az árterek funkciói, és szerkezetük milyen nagy szerepet játszik a táj működésében. A tájökológiai funkciók felmérése fontos a természetvédelem, a folyó- és ártérhelyreállítás számára.

### Előzmények

Az ártereket a legkülönbözőbb szempontokból kutatják. A kiindulási alap gyakran az ártér geomorfológiája, formakincsének, az egyes formák korának, a feltöltődés ütemének feltárása. Különleges jelentősége van a hidrológiai vizsgálatoknak, amelyek az árvízkor kialakuló vízáramlások energiájára, az árvízveszélyesség vagy a víztározási lehetőségek feltárására vonatkoznak. A tájökológiai szempontú kutatások elválaszthatatlan része az ártéri vegetáció elemzése, növénytársulások, élőhelyek felvételezése, természetvédelmi jelentőségük megbecslése.

Az árterek gyakorlati hasznosításához a beépíthetőséget, a mező- és erdőgazdasági termőképeséget, valamint a turisztikai, vadgazdálkodási és hasznosítás lehetőséget kell mérlegelni. Végül a tájökológiai tanulmányokban arra is ki kell térni, milyen jellegű és mértékű rehabilitációra van szükség, és ennek milyen lehetőségei vannak.

<sup>1</sup> Pécsi Tudományegyetem TTK Környezettudományi Intézet H-7624 Pécs, Ifjúság útja 6.  
E-mail: loczyd@gamma.ttk.pte.hu

Miért érdemelnek különleges figyelmet az árterek a tájökológiában? Európa keleti felén a nagyüzemi mezőgazdaság, a monokultúra elterjedése miatt a táj ökológiai szerkezete leromlott. A tájak elszegényedtek olyan tájelemekben, amelyek a tájak konnektivitását biztosítanák. Természetvédelmi értékek mellett ez is a magyarázata annak, hogy felértékelődött az ártéri sávok, vizes élőhelyek, erdők jelentősége, amelyek a biotóphálózatnak is részei (JEDICKE, E. 1994). Legnagyobb folyóink ártereinek nyilvánvalóan nagy a jelentőségük a vízgyűjtők, a tájak működésében. Érdeemes azonban hangsúlyozni, hogy kisebb vízfolyások mentén is szükséges lehet a táj szerkezetét megvizsgálni.

### Ártérdefiníciók

Az ártereknek a nemzetközi szakirodalomban számtalan megközelítésű meghatározása létezik (LÓCZY *et al.* 2010). Hidrológiai szempontból az ártér a hullámtérrel azonos: a folyó menti sávot jelenti, ahol bizonyos gyakorisággal elöntés várható. A geomorfológiai (genetikus) ártér jóval nagyobb kiterjedésű: minden olyan terület hozzá tartozik, ahol a jellegzetes folyóvízi eredetű formaegyüttes (pl. övzátonyok, folyóhátak, elhagyott medrek, ártéri lapályok, stb.) megtalálható. Az ártér elöntéssel leginkább fenyegetett helyeit a felszinformák részletes térképezésével és értékelésével lehet a legegyszerűbben meghatározni (KIS–LÓCZY, 1985). Hasonlóképpen a geológiai értelemben vett ártér addig nyúlik, amíg a meder két oldalán folyóvízi üledékek fordulnak elő, talajtani megközelítésben pedig az ártér az öntéstalajok (fluvisols) előfordulási területeit jelenti. Mivel a természetföldrajzi elemzésekben mostanában döntő szerepe van a földrajzi információs rendszereknek, érdemes egy topográfiai ártérdefiníciót is kidolgozni. A GIS-ben értelmezhető ártér a görbültségi és a tengerszint feletti magassági értékekkel automatikusan kijelölhető sík felszín a folyó mentén (LÓCZY *et al.* 2010).

A tájökológiai művekben gyakran nem az ártér, hanem inkább a folyóparti öv (riparian zone) fogalmát használják. A „tájökológiai ártér” tehát ökológiai folyosóként viselkedő folyóparti öv (BOHL, 1986). A nemzetközi irodalom a vizes élőhelyek lehatárolásában a vízkedvelő növényzetet, a vízhatású talajokat és a sajátos talajvízviszonyokat egyaránt fontos ismérvnek tartja (Environmental Laboratory, 1987). Újabban hangsúlyt kap az árterek jogi értelmezése is, elsősorban a 21/2006. sz. Kormányrendeletben, amely „nagyvízi medernek” nevezi a mértékadó (kb. 100 éves gyakoriságú) árvizekhez tartozó ártereket. A mértékadó árvíz megadása azonban a hidrológusok számára sem könnyű feladat (HANKÓ *et al.* 2003).

Bár sokféle szemszögből lehet nézni az ártereket, tulajdonképpen minden esetben nagyjából ugyanarról a földrajzi egységről van szó, amelyhez a legcélszerűbb holisztikus, funkcionális szemlélettel közelíteni.

## Árvízveszély

Az árterek első számú tájökölógiai problémája az árvízveszély, vagy úgy is fogalmazhatnánk: az árterek elsődleges funkciója az árhullámok levezetése, amelyet korábban csak a nagy folyók mentén hangsúlyoztak. Az utóbbi évtizedekben azonban érezhetően átértékelődött ez a felfogás (Lóczy, 2010). A Duna vízrendszerében tapasztalható árvizek okainak hagyományos magyarázatát (BULLA, 1964) újabb momentumokkal egészítik ki.

Az utóbbi időben – feltehetően az éghajlatváltozás következtében – a folyami árvizek körülményei is átalakulóban vannak (pl. csökken a jeges árvizek veszélye, fokozódik viszont a téli esőzések okozta árvizek valószínűsége, későbbre tolódik a hóolvadás és együtt hat a vízállásra a tavaszi-nyár eleji esőzésekkel, stb.).

Az igazi változást azonban az árvíz-veszélyeztetettségben az jelenti, hogy megkérdőjeleződik egy axiómaként emlegetett megállapítás: Magyarország területére a vizek 95%-a külföldről érkezik, tehát az árvízi lefolyás döntő része sem a határokon belül keletkezik. Az utóbbi évtizedben kisebb folyók (pl. a Zagyva, a Bódva, a Kapos) és mellékpatakjaiknak ismétlődő árvizei bizonyítják, hogy – korlátozott területeket érintő felhőszakadások nyomán – a helyi áradások is pusztítóak lehetnek. A villámárvizeket (flash floods) egészen kisméretű, de élénk domborzatú vízgyűjtőket érintő felhőszakadások váltják ki. A megfelelő talajviszonyok esetén telítetlen lefolyásban összegyülekező vizek hirtelen megárasztják a patakokat, kisebb folyókat. Ezek csatornázott medre, de még keskeny ártere sem képes az árhullámot gyorsan levezetni.

Nemrégiben ilyen volt pl. a Tolcsva-patak árvize Komlósán, a Tokaj-Eperjesi-hegységben 2010. május 7-én, 120 mm/h intenzitású eső, jégeső hatására, vagy a Baranya-csatornái Csikóstóttősnél május 20-án, 70 mm/nap esőzés hatására (további példákat közölnek CZIGÁNY *et al.* 2010). A villámárvizek tanulsága, hogy a 21. században nagyobb figyelmet kell fordítani a keskeny hegy- és dombvidéki árterek veszélyeztetettségére.

Az áldozatkész árvízi védekezésnek köszönhetően az árvizek általában nem a közvetlen kiöntéssel okoznak károkat, hanem – a folyók tartósan magas vízállása miatt – a nagy területeket érintő belvizekkel. A helyenként 300 mm-t is meghaladó májusi csapadék után, 2010 június 7-én a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium közleménye szerint 167 000 ha területet borított belvíz, amelyet csak igen lassan lehet levezetni. Bár a belvizek elsősorban a nagyobb folyók széles ártereit, hordalékkúpjait érinti, a kisebb folyók (mint pl. a Kapos) szabályozások előtt mocsaras, lápos völgytalpán is kiterjedt szántó- és legelőterületek kerültek víz alá. Még nagyobb a kár, ha a szárazabb időszakokban építési engedélyeket adtak ki az ún. „nagyvízi medrek” beépítésére.

## Ártéri tájszerkezet és biodiverzitás

Az ártér fontos szerepet tölt be a vízgyűjtő hosszanti (folyószakaszok közötti, ill. mellékfolyó-főfolyó), oldallirányú (lejtők-ártér-meder) és függőleges (folyó-talajvíz) kapcsolódásainak rendszerében (WARD, 1997). Mint tompító sáv is jelentős, hiszen „felfogja” a folyót a vízgyűjtő irányából érő – természetes vagy antropogén – terhelések nagy részét. Általában elmondható, hogy az árterek tájszerkezetét a geomorfológiai viszonyok, a folyóvízi felszínformák alapozzák meg, a vízelátottság és a talajképződés következtében kialakuló élőhelyek differenciálják, az emberi beavatkozások (elsősorban a folyószabályozás, tehát a hullámtér és a mentesített ártér közötti kapcsolat megszakítása) pedig alapvetően átalakítják (POOLE, 2002). (A folyó- és ártér-rehabilitációs törekvések a horizontális kapcsolatok visszaállítását célozzák.)

A vízi élővilág hosszirányú jellemzésére a folyók folytonossági elképzelését (VANNOTE *et al.* 1980) alkalmazzák, amely az élővilág erőforrásainak folyásirányú változásaira épül. A biodiverzitást a felső szakaszon a csekély hőmérsékletkülönbségek, a fényhiány és a kevés tápanyag korlátozzák. A folyó alsó szakaszán a meder anyaga egynemű, a víz zavaros, oxigénhiány tapasztalható. A biodiverzitás rendszerint a középső szakasz mentén (ahol a rendűsége 4 vagy 5) a legnagyobb, ahol – a fenti szempontok szerint – a vízi élővilág életfeltételei optimálisak.

Ennek is megvannak az ártereket érintő vonatkozásai, azonban az árterek jelentőségét még jobban kiemeli a horizontális kapcsolatokat hangsúlyozó, ún. árvízi pulzus elmélet (JUNK *et al.* 1989), mivel a többé-kevésbé évszakos rendszerességgel ismétlődő nagyvizek, árvizek biztosítják a parti zóna víz- és tápanyagellátottságát, a vízi és a szárazföldi (különböző mértékben elöntéstűrő) növényzet egymás melletti fejlődését, és az ártér geomorfológiai változatosságának függvényében a nagy biodiverzitást (HUGHES, 1997). (A Föld talán legnagyobb biodiverzitású árterén, az amazóniai *varzea*-n a füves és a fás növényzet térbeli mintázata bizonyítja ezt.)

A nemzetközi kutatások feltárták, hogy – éghajlati övtől szinte teljesen függetlenül – a szukcesszió kezdetén, a pionír fajok meghonosodásakor az allogén, abiotikus zavaró tényezők (árvizek, üledéklerakódás) határozzák meg a növényzet megtelepedését, majd később, a tájmozaik növényzeti tényezőjének megszilárdulásával az autogén biotikus tényezők (mint az erőforrások megszerzéséért folytatott versengés) válnak uralkodóvá (HUGHES, 1997). A rendkívüli sokféleség még akkor is érezhető, ha antropogén beavatkozások következtében az abiotikus feltételek (pl. a vízellátottság) a természetes növényzet számára előnytelené váltak. A Magyarországon, a Szigetközben végzett ártéri kutatások (SZABÓ, 2004) is igazolják, hogy a minimális feltételek biztosításával fenntartható az árterek faj- és táji diverzitása, amely ökológiai folyosó szerepüknek köszönhető. A folyó menti ökológiai folyosók azonban nem csak jótékony hatást fejtenek ki a biodiverzitás megőrzésével, hanem az özönnövények és a gyomok terjedésének is kedvelt pályái.

## Esettanulmány: A mátraalji Toka-patak szennyezésének tájökológiai vonatkozásai

Gyöngyösorosziban az Országos Érc- és Ásványbányák 1950-től 1986-ig folytatott színesfémérc-kitermelést. A bányászattal járó károk közül a bányavíz jelentette a legnagyobb problémát, amely ellenőrizetlen módon kerül felszínre részben a felhagyott üregrendszerből ahol kb. 30 000 m<sup>3</sup> tárolódik (KvVM, 2006), részben az ércelőkészítőmű zagyttározóiból és a meddőhányókból (3 millió t meddő) túlfolyáskor, valamint talajvíz-áramlással juthat a Toka-patakba.

A patak vízgyűjtője mindössze 14 km<sup>2</sup> kiterjedésű, de fekvése miatt gyakran vonulnak le rajta árvizek. 1996-ban különösen nagy árvíz rakott le a megengedettnél jóval nagyobb nehézfém- (Pb, Cd, Cr és Zn) és arzénterhelésű hordalékot a patak 12 km hosszú és legfeljebb 100 m széles árterén (1. táblázat). A toxikus anyagok kijutása az árterre azért jelent különösen nagy veszélyt, mert ezen a területen hagyományosan patakból öntözött zöldségeskertek és értékes ártéri gyümölcsösök is találhatóak (1. ábra). (A zöldségek fogyasztását, értékesítését a vizsgálati eredmények hatására rendeletben kellett megtiltani.) Ugyanakkor az ártér degradált, de sűrű, fásszárú, bozótos aljnövényzete nagy tömegű hordalékot kötött meg, erősen mérsékelve ezzel a Gyöngyös-Nagyrédei-víztározó nehézfém terhelését.

1. táblázat. A Toka-patak árterén 1996-ban mért maximális talajszennyezés-koncentrációk (197 db, a patakparttól 10 m távolságban, 1–3,6 m mélységben vett minták maximumértékei, mg/kg szárazanyag)

Nehézfém	Maximális (átlagos) koncentráció szennyezett talajban	Szennyezettségi határérték Magyarországon
As	385,3	15
Pb	1978 (1200)	100
Cd	229 (30)	1
Cr	15	75
Cu	410 (200)	15
Zn	37200 (4000)	200

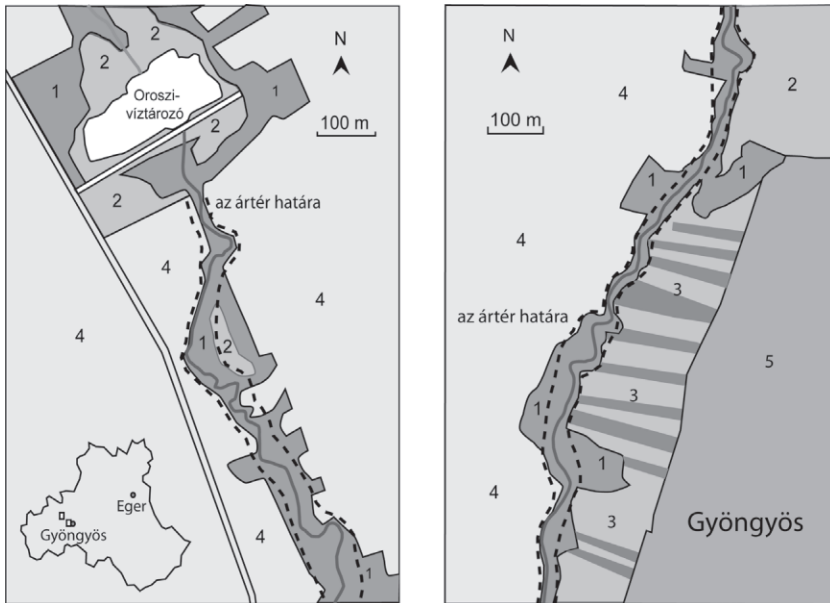
Forrás: MECSEK-ÖKO Rt. és Környezet- és Természetvédelmi Lexikon, 2002.

### Természetvédelmi feladatok az ártereken

A Tisza Program (2000) számos olyan javaslatot tartalmaz az árterek ökológiai funkcióinak megőrzésére, fejlesztésére, amelyek nem csupán a Tiszára érvényesek:

– a folyók hullámtereit, mint az ökológiai hálózat részeit NATURA 2000 területként, szükséges esetben pedig természetvédelmi oltalom alá helyezve meg kell védeni;





1. ábra. A Toka-patak árterének szerkezete a felső szakaszon, Gyöngyösoroszi alatt (a) és az alsó szakaszon, Gyöngyös határában (b). 1 = fás, bokros növényzet; 2 = füves növényzet; 3 = gyümölcsösök, zöldséges és szőlőskertek; 4 = szántóterület; 5 = beépített terület

- helyre kell állítani a hullámterek és a korábbi (mentesített) árterek közötti kapcsolatokat;
- gondoskodni kell az ártéri természeti rendszerek (puha- és keményfa ligetek, mentett oldali mocsarak, holtágak, stb.) fennmaradásáról, az árapasztó tározókban az őshonos növényzet megtelepedéséről;
- a közelmúlt tragikus eseményei újra felhívják a figyelmet arra, hogy sürgősen meg kell tiltani a hullámterek beépítését, valamint az ártereken hulladék elhelyezését;
- a nyári gátak használatát felül kell vizsgálni, többségüket meg kell szüntetni.

Mivel az új árvízvédelmi stratégiák keretében jelentős változások várhatók az árterek használatában, a funkciók megőrzésére különösen nagy gondot kell fordítani.

## Összefoglalás

A nagy folyók árterein kívül a patakok menti árterek ökológiai funkciói is sokfélék:

- a vízfolyás vízminőségét az ártér szűrő hatással védi;
- a vízgyűjtőről lepusztult talaj, hordalék nagy részét tárolja;
- az ártéri növényzet megóvjaa a partot az erózió ellen;
- a villámárvizek vízmennyiségét az ártér visszatartja, levezeti, nedvesmegőrző szerepével hozzájárul a talajvízpótláshoz;
- még a keskeny ártereken is vannak további víztározási lehetőségek (pl. halastavak formájában);
- az ártér a vízi és vízparti állatvilág számára élő- és táplálkozási helyet biztosít;
- a fentiek miatt a természetközeli növényzetű árterek gyakran természetvédelmi vagy NATURA 2000 területek;
- az emberi társadalom számára az árterek esztétikai és jóléti funkciót is betöltenek.

## IRODALOM

- 21/2006 (I.31.) Kormányrendelet a nagyvízi medrek, a parti sávok, a vízjárta, valamint a fakadó vizek által veszélyeztetett területek használatáról és hasznosításáról, valamint a nyári gátak által védett területek értékének csökkenésével kapcsolatos eljárásról. A Magyar Köztársaság Kormánya, Budapest.
- BOHL, M. 1986. Zur Notwendigkeit von Uferstreifen. – *Natur und Landschaft* 61. 4. pp. 134–136.
- BULLA, B. 1964. Magyarország természeti földrajza. – Tankönyvkiadó, Budapest. 424 p.
- CZIGÁNY, SZ.–PIRKHOFFER, E.–GERESDI, I. 2009. Environmental impacts of flash floods in Hungary. – In: SAMUELS, P.–HUNTINGTON, S.–ALLSOP, W.–HARROP, J. (eds.): *Flood Risk Management: Research and Practice*. Taylor & Francis Group, London. pp. 1439–1447.
- Environmental Laboratory, 1987. *Corps of Engineers Wetlands Delineation Manual*. US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss. 117 p. (Technical Report Y-87-1)
- HANKÓ, Z.–BAUER, M.–KISS, Z. 2003. A mértékadó árvíz: múlt és jövő. – In: *Vízügyi Közlemények Különszám IV*. pp. 117–132.
- [http://edktvf.zoldhatosag.hu/tartalom/vizved/pdf/2006\\_21\\_korm\\_r.pdf](http://edktvf.zoldhatosag.hu/tartalom/vizved/pdf/2006_21_korm_r.pdf) 2010.06.01.
- <http://www.alfoldinfo/tisza/> 2010.06.16.
- <http://www.kvvm.hu> 2007.10.10.
- HUGHES, F.M.R. 1997. Floodplain biogeomorphology. – *Progress in Physical Geography* 21. 4. pp. 501–529.
- JEDICKE, E. 1994. *Biotopverbund. Grundlagen und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie*. – Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 287 p.
- JUNK, W.J.–BAYLEY, P. B.–SPARKS, R. E. 1989. The flood-pulse concept in river-floodplain systems. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 106. pp. 110–127.
- KIS, É.–LÓCZY, D. 1985. Geomorfológiai térképezés környezetminősítési céllal. – *Földrajzi Értesítő* 34. 4. pp. 475–482.
- KvVM 2006. *Felmérés és tanulmányterv a magyarországi kármentesítési projektek feltárására 2007–2013 közötti operatív program keretében*. – Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium Fejlesztési Igazgatóság, Budapest. 110 p.

- LÓCZY, D. 2010. Flood hazard in Hungary: a re-assessment. – *Central European Journal of Geosciences* (megjelenés alatt).
- LÓCZY, D.–PIRKHOFFER, E.–GYENIZSE, P. 2010. Geomorphometric floodplain classification in a hill region of Hungary. – *Geomorphology Special Issue* (megjelenés alatt).
- POOLE, G.C. 2002. Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river discontinuum. – *Freshwater Biology* 47. pp. 641–660.
- SZABÓ, M. 2004. Természet-közeli élőhelyek változása a Szigetközben a Duna elterelését követően: állapotfelmérés és előrejelzés. – In: DÖVÉNYI, Z.–SCHWEITZER, F. (szerk.): *Táj és környezet. Tiszteletkötet a 75 éves Marosi Sándornak*. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest. pp. 45–63.
- Tisza Program 2000. Természetvédelmi és ökológiai alprogram a Tisza országhatártól Kisköréig terjedő szakaszára. GALLÉ, L.–MARGÓCZI, K. (szerk.). Szegedi Tudományegyetem Ökológiai Tanszék, Szeged.
- VANNOTE, R. L.–MINSHALL, G.W.–CUMMINS, K. W.–SEDELL, J.R.–CUSHING, C. E. 1980. The River Continuum Concept. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37. pp. 130–137.
- WARD, J.V. 1997. Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation* 83. 3. pp. 269–278.

## A városi hősziget jellemzői és lehetséges kapcsolatuk a klímaváltozással<sup>1</sup>

MIKA JÁNOS<sup>2</sup>

### Összefoglalás

Tanulmányunk Budapest példáján járja körül a nagyváros, mint mesterséges táj éghajlati jellemzőit, valamint ezek kapcsolatát a klímaváltozással. A nagyváros magasabb hőmérséklete miatti stresszt a kritikus napokon fokozza a napsütés energia bevétele és a szélcsend, enyhíti viszont a jellemzően alacsony relatív nedvesség. A hőszigetelést fokozó anticiklonális időjárás gyakorisága és a felhőzet csökkenése az elmúlt évtizedekben kimutatható tendencia, sőt ez az éghajlati modellek előrejelzései szerint is folytatódik. A hőszigetelés tehát a beépítettség változásától függetlenül is erősödhet.

### Bevezetés

A városi hősziget kialakulásának okai régóta ismertek (LANDSBERG, 1981). A mesterséges beépítés sötétebb felületei, a szellőzés kiegyenlítő hatásának mechanikai korlátozása, a csatornázottság miatt lecsökkent párolgás, mint hóleadási forma, valamint télen a fűtés, nyáron a hűtés által a légtérbe kerülő hőtöbblet emeli a belváros hőmérsékletét a külterülethez képest. E különbség a derült, szélcsendes napok kora esti óráiban a legerősebb. Maximális mértéke jól közelíthető a házak magasságának és az utcák szélességének arányának logaritmusával.

A léghőmérséklet a főváros belterületén is több fokkal magasabb a természetes értékenél. Az épületek kisugárzása késő estig nyújtja a melegedést. Ez a hőszigetelés derült időben műholdakról is jól detektálható (BARTHOLY *et al.* 2005). Az így megfigyelhető, ún. kisugárzási hőmérséklet a nap folyamán szorosan követi a léghőmérsékletet. A léghőmérséklet ingadozása azonban csak 0,7–0,9 szerese a kisugárzási hőmérsékletnek.

A hőmérséklet horizontális változása a város szerkezetétől, övezeteitől függ. A hőmérséklet a külterülethez képest a külvárosi résztől a centrum felé

---

<sup>1</sup> Tevékenységünket az OTKA K-68277 sz. kutatási projektje támogatta.

<sup>2</sup> Országos Meteorológiai Szolgálat, H-1024 Budapest Kitaibel Pál u. 1. Eszterházy Károly Főiskola, Földrajz Tanszék, H-3300 Eger, Leányka u. 6. E-mail: mika.j@met.hu

haladva először hirtelen, majd kisebb mértékben növekszik. A horizontális méretek mellett a hőszigetnek van egy vertikális, a közvetlen városi felszín fölé nyúló kiterjedése is. A hőmérsékleti különbségekben kimutatható egy magassági függés, amely szerint a legnagyobb különbségek a város és a külterület között a felszín közelében jelentkeznek, majd a különbség a magassággal csökken. Általában a hősziget jelenség az igazán nagy városokban a felszíntől 2–300 m magasságig terjedhet.

Az időjárási tényezők (különösen a szél és a felhőzet) is jelentősen befolyással bírnak a hősziget kifejlődésének mértékére. Kialakulására kedvezőek az anticiklonális helyzetek, amikor általában derült az ég, és gyenge a légmozgás. Szeged példájából merítve: anticiklon esetén közel kétszer erősebb a hősziget intenzitása, mint ciklonális helyzetben (UNGER, 1996).

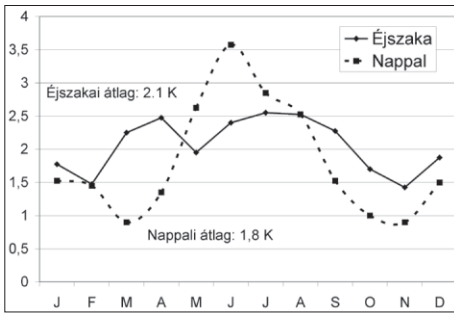
Dolgozatunkban az előadás azon részeit tudjuk az adott terjedelemben bemutatni, amelyek saját vizsgálatainkon alapultak. Minden számításunk Budapest bel- és külterületi állomásának adatain alapul. Elsőként azt illusztráljuk, hogy a felszín közeli léghőmérsékletnek egészen más az éves menete, mint a műholdakról megfigyelt kisugárzási hőmérsékletnek. Az előbbiről megmutatjuk, hogy anticiklonban a hőszigetelés lényegesen erősebb, mint ciklonban. Ebből következik, hogy ha a jövőbeli klímaváltozás időjárásunkat anticiklonban gazdagabbá teszi (a ciklonok rovására), akkor ez önmagában is fokozhatja a városhatást. Tanulmányunk végén pedig összefoglaljuk, hogy mind a rövidtávú alkalmazkodás, mind a hosszabb távú mérséklés terén milyen lehetőségeink vannak a hőszigetelés mérséklésére.

### Hőszigetelés a léghőmérsékletben és a műholdas felszín-hőmérsékletben

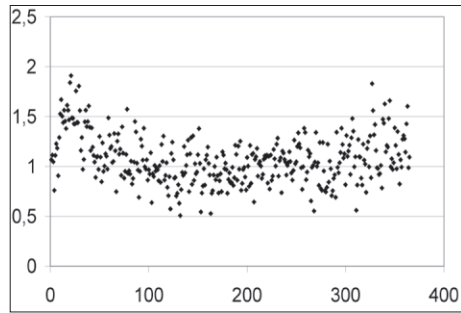
A városi hősziget jelenségét a *távérzékelési technikák* elterjedésével kellő térbeli felbontással tudjuk bemutatni. Ez a mérési mód a felszín kisugárzási hőmérsékletét (más kifejezéssel kinetikus hőmérsékletét) teszi megismerhetővé, mégpedig csak és kizárólag a derült napokon.

Az ELTE Meteorológiai Tanszék munkatársai számos közleményben meghatározták a nagyvárosok belterületei hőmérsékleti többletének éves menetét (pl. BARTHOLY *et al.* 2005). E szerint a városi hőszigetelés évi ingása meghaladja az éjszakait (*1a. ábra*), ezen belül a nappali hőszigetelés a június hónapban a legerősebb. Ugyanakkor, az éjszakai hőszigetelés (belváros-külváros különbség) is az év meleg felében (kb. márciustól szeptemberig) a nagyobb, mint az év többi hónapjában. Évi átlagban a nappali és az éjszakai hőszigetelés között csekély a különbség (1,8, ill. 2,1°C).

Ezzel szemben, az *1b. ábra* megmutatja, hogy az 1985-ig terjedően a belváros (nyitott kert, ekkor még nem a háztető) és a külterület közötti eltérés



a) Kisugárzási hőmérséklet (felszín)

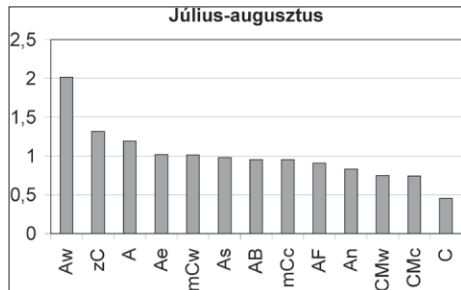
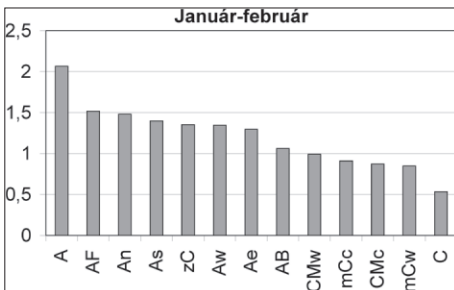


b) Éjszakai minimumhőmérséklet

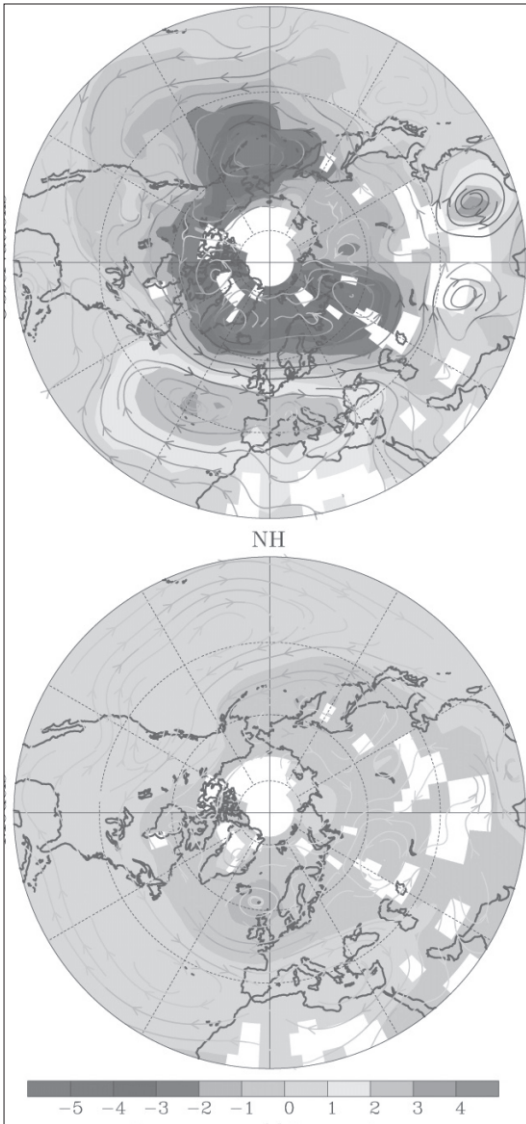
1. ábra. A felszín kisugárzási hőmérsékletének belterület-külterület különbsége (2001–2004, csak derült időben), (a), illetve a Budapesten a II. kerületi Kitaibel Pál u. és Pestszentlőrinc állomások közötti éjszakai léghőmérséklet különbsége (b). A léghőmérsékletet a belterületen a 2 m-es szintben mérték, 1954 és 1985 márciusa között. A műholdas feldolgozást az ELTE Meteorológiai Tanszék vezetője, BARTHOLY, J. bocsátotta a szerző rendelkezésére

éves menete a léghőmérsékletben egészen más jellegű, mint az a kisugárzási hőmérséklet esetében megfigyelhető. A műholdról ugyanis nyáron, a hőmérőházban pedig inkább télen jelentkezik nagyobb eltérés. A legalacsonyabb éjszakai léghőmérsékletben jelentkező belváros-külváros különbség hasonlóan sima, mint a kinetikus hőmérsékleteké.

A következőkben Budapest adatain is megismételtük UNGER (1996) azon vizsgálatát, amely – ott Szegedre – a hőszigetetés cirkulációs típusok szerinti, feltételes mértékét számszerűsítette. A maximumhőmérséklet következő pontban említett, furcsa viselkedése miatt az csak a minimumhőmérsékletekre végeztük el (2. ábra). Ennek alapján a főváros esetében is megerősítést nyert, hogy a hőszigetetés az anticiklonos helyzetekben valamivel erősebb, mint a ciklonálisokban. A jellemző eltérés a legalacsonyabb éjszakai hőmérsékletben is mintegy kétszeres, azonban mindkét szélső hónap-párban van



2. ábra. Az éjszakai minimumhőmérsékletben megnyilvánuló városi hőszigetetés Budapest belterülete (Kitaibel P. u.) és Budapest külterülete (Pestszentlőrinc) között az egyes Péczeley-típusokban (1954–1985). Mindkét szélső időszakban az anticiklonokban nagyobb a különbség



3. ábra. A tengerszinti légnyomás trendjei 1955–2005 között a mezők tízévenkénti téli átlagai alapján (GILLET *et al.* 2005). Felül a megfigyelt értékek, alul pedig nyolc globális klímamodell átlagos szimulációja látható, melyekben az üvegház-gázok, a szulfát-aeroszolok, a sztratoszferikus ózon, a vulkáni aeroszolok és a naptevékenység alakulását is figyelembe vették. A mértékegységek: hPa/50év illetve ms-1/50 év (a geosztrófikus szélesség esetén)

egy-egy ciklonális és anticiklonális Péczy-típus, amelyeknél az arány már négyszeres.

### A hősziget hatás kapcsolata a globális felmelegedéssel

A hősziget hatás cirkulációs típusokkal való szembesítése a főváros esetében is az anticiklonokat jelölte meg a legnagyobb különbség hordozójának. Budapest és Szeged példáiból merítve anticiklonális helyzetben kétszer erősebb a hősziget intenzitása, mint ciklon esetén. Ez az a pont, ahol a globális klímaváltozás találkozik a városi hőszigettel: az anticiklonok számának várható növekedésével erősödhet a városi hatás anélkül, hogy a beépítettség fokozódna.

Mivel a légnyomás egyes számítások szerint a nyári fél évben várhatóan emelkedik a globális felmelegedéssel párhuzamosan (MIKA, 1998), a hősziget hatás várhatóan a beépítettség további fokozódása nélkül is erősödhet. Ugyanígy, télen az utóbbi 50 évben (1955 és 2005 között) az Atlanti Európai térségben, benne hazánk térségében is, hatalmas területen nőtt a légnyomás, vagyis a derült anticiklonos időjárási helyzetek aránya nő, a borult, ciklonos helyzetek rovására (3. ábra). Amint az ábra jobb oldala mutatja, a nagytérségű folyamatok modellezésével ugyanakkor ez a változás csak kisebb részben volt megmagyarázható.

## A mikroklíma módosításának lehetőségei

A klímaváltozás tehát nagy valószínűséggel maga után vonja egy részről a nyári nagyon magas hőmérsékleteket, gyakoribbá válnak az anticiklonális helyzetek, amelyek mind a szennyezett levegő „beragadásának”, mind a nyári, hosszantartó hóhullámok kialakulásának kedveznek. A tengerszinti légnyomás trendjeinek növekedése, az anticiklonhajlam erősödéséhez, ezáltal a növekvő városhatás kialakulásához vezet. A hőségriadó szempontjából kritikus napi középhőmérséklet trendjei a '70-es évek közepétől emelkedő tendenciát mutatnak. A globális hőmérséklettel párhuzamosan gyakoribb a küszöbátlépés. Ezzel egy időben az átlagos napi csapadékoság növekszik, azaz a csapadékos napokra vett csapadékátlag nő. Ez azt jelenti, hogy nő az eseti vízbevitel, tehát nagyobb csatornkapacitás szükséges.

Ezért nagyon fontos az adaptáció, a rövidtávú és a tartós alkalmazkodás. A rövidtávú alkalmazkodáshoz az egészségügy orvometeorológiai előrejelzéseket, riasztásokat használ fel, mivel a hóhullámok a városi populációt fenyegetik a legjobban. Ezért is nagyon fontos, hogy az illetékesek a megfelelő időben, vagy amilyen korán csak lehet, meghozzák a megfelelő döntéseket. A döntéshozáshoz a következő háromlépcsős riasztási fokozatokat dolgozták ki. Az első fok a figyelmeztető jelzés, amikor legalább egy napon eléri a napi középhőmérséklet a 25°C-ot. A második fok a készültség jelzés, amikor legalább három egymást követő napon eléri a napi középhőmérséklet a 25°C-ot vagy legalább egy napon eléri a napi középhőmérséklet a 27°C-ot. A legmagasabb fok a riadó jelzés, amikor legalább három egymást követő napon eléri a napi középhőmérséklet a 27°C-ot.

A hosszabbtávú, tartós alkalmazkodásnak több módja is van. A várostervezésben az utcai és beltéri hőstressz csökkentése a fő cél, zöld és tágas nyílt terek, szellőzés, légáramlás kialakításával, fák ültetésével, az albedó és az antropogén hőtermelés csökkentésével.

Az épülettervezés is fontos dolog, ahol is a beltéri hőstressz csökkentésének érdekében növelni kell az épületek hőkapacitását, a lakhelyek megfelelő tájolásával a hatékony besugárzást célszerű szabályozni. A zöld növényvel borított tető erősen csökkenti a nappali felmelegedést, és kissé az éjszakai lehűlést is. Ez a megoldás drágább ugyan, de előnye az időtállóság, mind a hóháztartás, mind a vízháztartás kiegyensúlyozottságában fontos szerepet játszik. Az ilyen típusú tetők albedója nagyobb, több fényt vernek vissza és a szokásos tetőzettel ellentétben a víz lassabban zúdul az utcára és folyik el a csatornába. A felsorolt lehetőségeket röviden az 1. táblázatban foglaltuk össze.

A légszennyezés negatív hatásait kétféle módon csökkenthetjük. Az egyik nyilvánvaló eljárás a kibocsátás csökkentése lenne. Ez azonban nagyon körülményesen, sokszor csak nagy nemzetközi összefogással érhető el. A másik járható út az adott viszonyok mellett a környezet olyan kialakítása, amely



1. táblázat. Lehetséges lépések a városi túlmelegedés enyhítésére

A beavatkozás jellege	A beavatkozás módja
Rövidtávú alkalmazkodás	Orvosmeteorológiai előrejelzés Hőségriadó: többlet-kapacitás az egészségügyben
Tartós hatás-mérséklés I. Várostervezés	Zöld és tágas nyílt terek, fák Szellőzés, légáramlás Albedó Antropogén hőtermelés
Tartós hatás-mérséklés II. Épülettervezés	Hőkapacitás növelése A lakhelyek égtáji irányítása A besugárzás szabályozása Passzív hűtés bővítése

lehetővé teszi a kedvezőbb mikroklimatikus viszonyokat, s ennek megfelelően a jobb keveredést, s végső soron a kisebb koncentráció kialakulását.

A lakóterületeken belül a közutak megfelelő kiképzése ugyancsak hozzájárulhat a levegőkörnyezet javításához. A házak közötti távolság megnövekedésével javulnak a közlekedésből származó kibocsátás felhígulásának feltételei. Az utak mentén kialakított zöldfelületek kedvezőbbé teszik a mikroklimatikus komfortviszonyokat. Cserjék, fák ültetésével jelentős zajcsökkentő hatás érhető el, különösen a legkellemetlenebb magas hangok frekvenciatartományában.

## Összegzés

A városi hősziget hagyományos megfigyeléseken alapuló feldolgozása rámutatott, hogy a léghőmérséklet alapján számszerűsített hőszigetthatás évi menete nem azonos a felszín-hőmérséklet alapján számszerűsített különbségek évi menetével. Az utóbbiban éles nyári maximum jelentkezik, mind a nappali, mind az éjszakai értékekben. Ugyanakkor a léghőmérséklet éjszakai értékeiben télen a legnagyobb az eltérés. E megállapításoknál azonban azt is figyelembe kell vennünk, hogy a Budapest belterület állomás (Kitaibel P. u.) csak egyetlen, nem a legjellemzőbben elhelyezett mérőpont volt a vizsgált időszakban.

A hőszigetthatás cirkulációs típusokkal való szembeállítás a főváros esetében is az anticiklonokat jelölte meg a legnagyobb különbség hordozójának. Mivel a légnyomás várhatóan emelkedik a globális melegedéssel párhuzamosan, a hőszigetthatás várhatóan a beépítettség további fokozódása nélkül is erősödhet. E vizsgálatok mellett rámutattunk arra is, hogy a légállapotváltozások bizonyosan hatással vannak a levegőminőségre is, valamint arra, hogy a jövőben várhatóan anticiklonosabbá váló időjárásunk fokozza a városok eltérő hő- és vízgazdálkodásából következő, kellemetlen sajátosságokat. Ugyancsak

jeleztük, hogy a globális klímaváltozás önmagában is okozhatja a hősziget-  
hatás erősödését.

Írott tanulmányunkban terjedelmi okokból nem foglalkoztunk a városi  
légszennyezettséggel (MAKRA, 2005), sem a városi egészségi problémákkal  
(PÁLDY *et al.* 2005), pedig ezek mindegyike megkeseríti a városlakók életét.

#### IRODALOM

- BARTHOLY J.–PONGRÁCZ R.–DEZSŐ Zs. 2005. A hazai nagyvárosok hőszigetelésének elemzése  
finomfelbontású műholdképek alapján. – AGRO-21 Füzetek 44. pp. 32–44.
- GILLETT, N.P.–ALLAN, R.J. and ANSELL, T.J. 2005: Detection of external influence on sea level  
pressure with a multi-model ensemble. *Geophys. Res. Lett.* **32**, L19714
- LANDSBERG, H.E. 1981. The urban climate. – Academic Press, New York, 275 p.
- MAKRA, L. 2005. Relation of pollutant concentrations to the Peczely's large scale weather  
situations in Szeged, Southern Hungary. – *Epidemiology*, 16/5, S63-S63.
- MIKA J. 1998. A városi hőszigetelés és a globális klímaváltozás kapcsolatáról. – Éghajlati  
és Agrometeorológiai Tanulmányok 6. pp. 69–80.
- PÁLDY A.–BOBVOVS J.–VÁMOS A.–KISHONTI K. Többethalálozás a nyári hőhullámok idején  
Budapesten, 2001–2003 során. – *Egészségtudomány* 49. 4. pp. 299–310. 2005.
- UNGER, J 1996. Heat island intensity with different meteorological conditions in a me-  
dium-sized town: Szeged, Hungary. – *Theoretical and Applied Climatology* 54,  
pp. 147–151.



## Az éghajlat változásai Európában a következő 50 évben a MAGICC SCENGEN 5.3 program alapján

MIKA JÁNOS<sup>1</sup>-VARGA GÁBOR-UTASI ZOLTÁN-PAJTÓKNÉ TARI ILONA

### Összefoglalás

Az IPCC 2007. évi Jelentéséhez kapcsolódóan előre jelzett klímaváltozás térbeli megjelenését mutatjuk be 20 kapcsolt óceán-légkör általános cirkulációs modell átlagában. A viszonyítási időszak 1980–1999, a célidőszak 2030–2049, az előrejelzés időtávja 50 év. A változásokat a MAGICC/SCENGEN 5.3 v2 diagnosztikai modell-rendszer (WIGLEY et al. 2008) segíti számszerűsíteni, az alap-modellek felbontásával összhangban álló, 2,5x2,5 földrajzi fokok felbontásban.

A tanulmányban az intenzív felmelegedésre vezető, A1B forgatókönyvet alapul vevő számítások eredményeit mutatjuk be, mindvégig állandó aeroszol-koncentrációt feltételezve. Ezt megelőzően azonban érzékeltetjük, hogy milyen a modellek átlagában reprodukált mai éghajlat a hőmérséklet, a csapadék és a tengerszinti légnyomás vonatkozásában.

### Bevezetés

A legutóbbi IPCC Jelentés (2007) az éghajlat alakulásával kapcsolatban csak a több fokos melegedést tekinti valós alternatívának. Ha a legújabb számokat szembesítjük a 10 és a 6 évvel korábbiakkal, akkor azok megnyugtató (nyugtalanító) állandóságot tükröznek (1. táblázat). Továbbra is érdemes tehát azzal foglalkozni, hogy melyek lesznek ennek a melegedésnek a regionális sajátosságai Európában és ezen belül a Kárpát-medencében.

1. táblázat. Az IPCC Második, Harmadik és Negyedik Értékelő Jelentésének (IPCC, 1996, 2001, 2007) néhány előre jelzett sarokszáma a 2100. évre. (MIKA, J. táblázata, rövidítve)

Globális értékek, változások	IPCC, 2007	IPCC, 2001	IPCC, 1996
CO <sub>2</sub> koncentráció (ppmv)	mint 2001-ben	540–970	490–500
Sugárzási mérleg változása (Wm <sup>-2</sup> )	2–8,5	4,2–9,1	4–8
Globális melegedés (°C)	1,2–6,4	1,4–5,8	1,0–4,5

<sup>1</sup> Eszterházy Károly Főiskola, Földrajz Tanszék, H-3300 Eger, Leányka u. 6. E-mail: mikaj@ektf.hu

## A globális klímamodelleket átskálázó MAGICC/SCENGEN felépítése

A MAGICC/SCENGEN programcsomag egy kapcsolt gázkörforgási/klíma modell (MAGICC), amely egy specifikus klímaváltozási szcenárió generátor (SCENGEN) lát el kiinduló adatokkal. A MAGICC (Model for the Assessment of Greenhouse-gas Induced Climate Change) egy sor gáz-körforgalmi, éghajlati és jégolvadási modell kombinációja, ami lehetővé teszi, hogy meghatározzuk a földi átlaghőmérséklet alakulását valamely előre adott üvegházgáz koncentráció-változás esetén. (WIGLEY 2003, 2008) Az SCENGEN a MAGICC kimenő adatait felhasználva készít térképeket, a jövő regionális éghajlati sajátosságairól.

A 2. táblázatban megadjuk a felhasznált modellek szokásos rövidítését, azok származási helyét és forrásait (az IPCC WG-I 8. fejezetére utalva, ahol a

2. táblázat. A kapcsolt óceán-légkör modellek jellemzői

A MAGICC/SCENGEN 5.3 keretei között átlagolt 20 globális modell	
GISS-EH, 2004: NASA Goddard Institute for Space Studies, USA, top = 0.1 hPa, L20 A: 4° x 5° O: 2° x 2° L16	GISS-ER, 2004: NASA Goddard Institute for Space Studies, USA, top = 0.1 hPa L20 A: 4° x 5° O: 4° x 5° L13
GFDL-CM2.0, 2005: NOAA/Geophysical Fluid Dyn. Lab., USA top = 3 hPa L24, A: 2.0° x 2.5° O: 0.3°-1.0° x 1.0°	GFDL-CM2.1, 2005 NOAA/Geophysical Fluid Dyn. Lab., USA, =GFDL-CM2.0 with semi-Lagrangian atmospheric transport
CGCM3.1(T47), 2005: Canad. Centre for Clim. Mod. Anal., Canada, top=1 hPa, L31 A: T47 (-2.8° x 2.8°) O: 1.9° x 1.9° L29	CGCM3.1(T63), 2005: Canad. Centre for Clim. Mod. Anal., Canada, top =1 hPa, L31 A: T63 (-1.9° x 1.9°), O: 0.9° x 1.4° L29
MIROC3.2(hires), 2004: U.Tokyo; Nat. Ins. Env. Stud.; JAMSTEC, Japan top=40 km, L56 A: T106 (~1.1° x 1.1°) O: 0.2° x 0.3° L47	MIROC3.2(medres), 2004: U.Tokyo; Nat. Ins. Env. Stud.; JAMSTEC, Japan top = 30 km L20 A: T42 (-2.8°x2.8°) O: 0.5°-1.4°x1.4° L43
UKMO-HadCM3, 1997: Hadley Centre / Meteorol. Office, UK top =5 hPa, L19 A: 2.5° x 3.75° O: 1.25° x 1.25° L20	UKMO-HadGEM1, 2004: Hadley Centre/ Meteorol. Office, UK top = 39.2 km, L38 A: ~1.3° x 1.9° O: 0.3°-1.0° x 1.0° L40
CCSM3, 2005: National Center for Atmosph. Res., USA, top = 2.2 hPa, L26 A: T85 (1.4°x1.4°), O: 0.3°-1°x1°, L40	CNRM-CM3, 2004: Météo-France/Centre Nat. Rech. Mét. France, top=0.05 hPa L45, A: T63 (~1.9° x 1.9°) O: 0.5°-2° x 2° L31
CSIRO-MK3.0, 2001: Comm. Sci. Industr. Res. Org., Australia, top = 4.5 hPa, L18 A: T63 (~1.9° x 1.9°) O: 0.8° x 1.9° L31	ECHAM5/MPI-OM, 2005: Max Planck Inst. f. Meteor., Germany, top=10 hPa, L31 A: T63 (~1.9° x 1.9°), O: 1.5° x 1.5° L40
ECHO-G, 1999 Meteor. Inst. Univ. Bonn, FRG, Met. Res. Inst. Korea, top=10 hPa L19 A: T30 (-3.9°x3.9°) O: 0.5°-2.8°x2.8° L20	FGOALS-g1.0, 2004: Nat. Key Lab. /Inst. Atmos. Phys., China, top = 2.2 hPa, L26 A: T42 (-2.8° x 2.8°) O: 1.0° x 1.0° L16
INM-CM3.0, 2004: Institute for Numerical Mathematics, Russia top = 10 hPa, L21 A: 4° x 5° O: 2° x 2.5° L33	IPSL-CM4, 2005: Institut Pierre Simon Laplace, France top = 4 hPa, L19 A: 2.5° x 3.75° O: 2° x 2° L31
MRI-CGCM2, 2003: Meteorological Res. Institute, Japantop = 0.4 hPa L30 A: T42 (-2.8°x2.8°) O: 0.5°-2.0°x2.5° L23	PCM, 1998: National Center for Atmosph. Research, USA top = 2.2 hPa L26 A: T42 (-2.8°x2.8°) O:0.5°-0.7°x1.1° L40

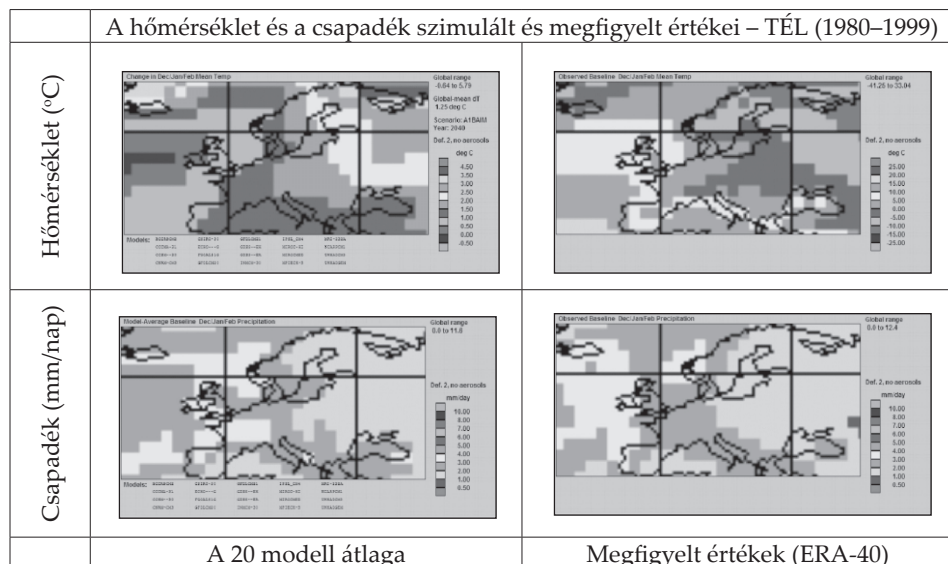
(IPCC 2007 WG-I, Ch. 8. 597-599). Az információk sorrendje: a modellt jegyző intézmény és ország, a modell-légkör felső határa, a vertikális szintek száma (top), a légköri (A) és az óceáni (O) modell horizontális felbontása

hivatkozások fellelhetők), továbbá az egyes légköri és az óceáni almodellek horizontális és vertikális felbontásait. Látható, hogy a modellek felbontása megfelel a SCENGEN eredmények 2,5x2,5 fokos léptékének.

A programcsomagnak több változata van. A MAGICC/SCENGEN programcsomag 5.3. v2-es sorozatszámú verzióját 2008 szeptemberében hozták nyilvánosságra. Ez a szoftver-csomag már az IPCC (2007) prognózisait dolgozza fel. A MAGICC által egyesített modelleket a Climatic Research Unit (Anglia) és a NCAR (USA) központokban dolgozták ki. A modelleket FORTRAN nyelven írták meg a szerzők, de a felhasználó már egy végrehajtható verzióval találkozik. A futtatás első lépése a MAGICC program inicializálása, a gáz kibocsátási forgatókönyv kiválasztása. A tanulmányban az intenzív koncentráció-növekedést feltételező, A1B forgatókönyv eredményeit ismertetjük. Az így kiszámolt eredmények már automatikusan a SCENGEN program adatbázisába kerülnek. Ezek után már futtathatjuk az SCENGEN-t is, ami után a térképen megjelennek a jövőbeli klíma adatai, 2,5x2,5 fokos bontásban.

### A globális modellek által szimulált jelenlegi éghajlat összevetése a valósággal

Elsőként megvizsgáltuk a modell-szimulációk pontosságát az 1980–1999 évek megfigyelt adataihoz képest. A téli és a nyári átlaghőmérséklet szimulált területi eloszlása nagyjából megfelel a valóságnak, de Európa legtöbb térségében a modellek átlagos kiinduló állapota hidegebb annál. A hiba különösen Észak-



A hőmérséklet és a csapadék szimulált és megfigyelt értékei – NYÁR (1980–1999)	
Hőmérséklet (°C)	
Csapadék (mm/nap)	
	<div style="display: flex; justify-content: space-around;"> <span>A 20 modell átlaga</span> <span>Megfigyelt értékek (ERA-40)</span> </div>

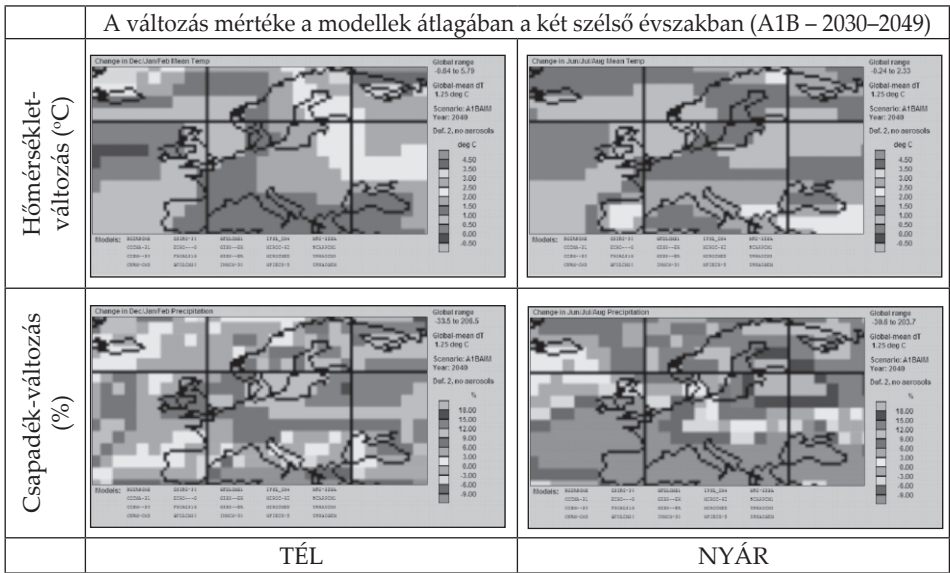
1. ábra. A hőmérséklet (mindig felül) és a csapadék (mindig alul) referencia értékei télen (felső négyes) és nyáron (alsó négyes) a modellek átlagában (balra) és a tény adatok analízise alapján (ERA-40), (jobbra), (UPPALA *et al.* 2005) az 1980–1999-es alapidőszakban

Európában jelentős, ott télen helyenként meghaladja a  $-8^{\circ}\text{C}$ -ot, míg a kontinens nagy részén az eltérés  $-3^{\circ}\text{C}$ -nál nem nagyobb.

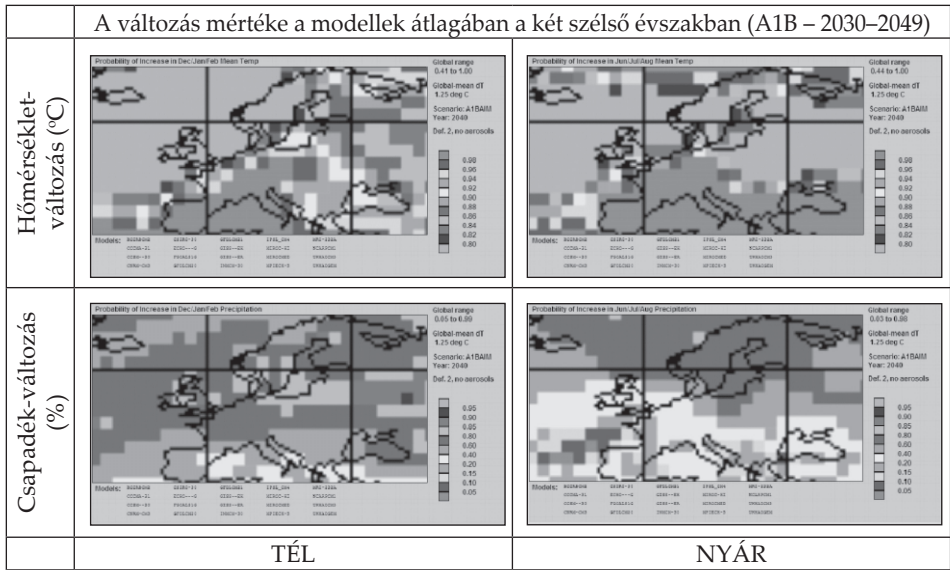
A téli és a nyári csapadékösszeg szimulált mezőinek térbeli szerkezete is emlékeztet a valós képre, ám itt a csapadékhozam túlbecslése jellemzi a kivágtat legnagyobb részét. A téli csapadék túlbecslése a kontinensen jellemzően 10–50%-os, ám épp a Kárpátok térségében meghaladja a 70%-ot is. A nyári kép kedvezőbb, a kontinens túlnyomó részén a hiba  $\pm 30\%$ -on belül marad, sőt Közép-Európa közepén, így a Kárpát-medence térségében is csupán  $\pm 10\%$ ! A légnyomás téli reprodukált képe a kontinens túlnyomó részén 1–5 hPa-lal kisebb a valóságnál, ezen belül a Kárpát-medencére a nagyobb hibák esnek (összhangban a csapadék túlbecslésével). Nyáron a kép kedvezőbb, a hiba a kontinens túlnyomó részén  $\pm 3$  hPa-on belül marad.

### A megváltozások mértéke és szignifikanciája

A hőmérséklet téli emelkedése a mediterrán térségben és Közép-Európában 92%-os és e fölötti szinten szignifikáns. Ugyanakkor a melegedés bizonyossága az Atlanti óceán és az Orosz síkság területén kisebb, néhol 80% alatti. A nyári változás szignifikanciája a Kárpát-medence területén alig haladja meg a 0,80

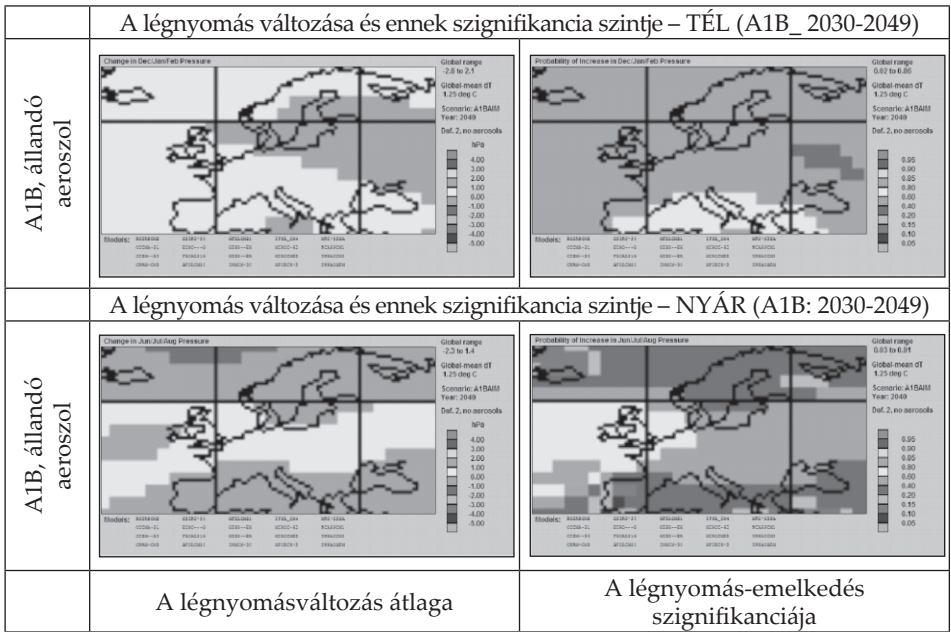


2. ábra. A hőmérséklet (felül) és a csapadék (alul) változásai az A1B scenárió szerint a modellek átlagában 2030–2049-re (1980–1999-hez képest). Balra a téli-, jobbra a nyári változások láthatók. A globális melegedés átlagos mértéke 1,25°C.



3. ábra. A hőmérséklet (felül) és csapadék-növekedés (alul) szignifikancia szintje az A1B scenárió szerint 2030–2049-re. Balra a téli, jobbra a nyári változások láthatók.





4. ábra. A tengerszinti légnyomás változása (balra) és annak szignifikancia szintje (jobbra) az A1B scenárió szerint, 2030–2049-re (1980–1999-hez képest). Felül a tél, alul a nyár eredményei

értéket, míg a mediterrán térség mellett Nyugat-Európában is egyértelmű a változás, de a télen bizonytalan területek nyáron is olyanok.

A csapadék Európában télen a modellek többségében növekszik, de a szignifikancia csak foltokban éri el a 90%-ot. A nyári változásokban egyértelmű a zérus változás végighúzódnása Európán, elválasztva a szárazabbá váló déli területeket a több csapadékot kapó északiaktól. A változás előjele azonban ritkán szignifikáns. A légnyomás-változás majdnem mindenütt 1 hPa-nál kisebb, a szignifikancia szintje jellemzően 50% körüli. Nyáron az abszolút változás ugyanilyen kicsi, de egyes, Közép-Európától távoli kisebb térségekben szignifikáns.

## Diszkusszió

Tanulmányunk a földi éghajlati rendszer kapcsolt óceán-légkör általános cirkulációs modelljein alapszik. E modellek alapozzák meg az éghajlatváltozás globális mértékére vonatkozó összes tudományos eredményt. A 2,5x2,5 fokos térbeli felbontás ugyanakkor általában kevés a hatásvizsgálatok térbeli és

időbeli információigényéhez viszonyítva. Elegendő azonban a tájékológiai szakemberek azon értékeléséhez, hogy mely mutatókra adnak a modellek egyértelmű eredményt és melyekre nem. Az utóbbiaknál arról van szó, hogy a felbontás korlátai miatt kimaradó, illetve tökéletlenül leképezett folyamatok is erősen befolyásolják a végeredményt.

#### IRODALOM

- IPCC, 1996. *Climate Change 1995*. (HOUGHTON, J.T. et al. eds.). – Cambridge Univ. Press, 570 p.
- IPCC, 2001. *Climate Change 2001. The Scientific Basis*. (HOUGHTON J.T., et al. eds.). – Cambridge Univ. Press, 881 p. <http://www.ipcc.ch>
- IPCC, 2007. *Climate Change 2007. WG-I, The Physical Science Basis. WG-II, Impacts, adaptation and vulnerability. WG-III, Mitigation of Climate Change* <http://www.ipcc.ch>
- UPPALA, S.M. and 44 COAUTHORS, 2005. *The ERA-40 re-analysis*. *QUART. J.R. Meteorol. Soc.*, 131, 2961-3012. doi:10.1256/qj.04.176
- WIGLEY, T.M.L. 2003. *MAGICC/SCENGEN 4.1 Climate Scenario Generator: User Manual*.
- WIGLEY, T.M.L. 2008. *MAGICC/SCENGEN 5.3: User Manual (version 2)* 1–81 pp.



## Felhagyott és helyreállított külszíni bányák szerepe a tájkarakterben<sup>1</sup>

MÓDOSNÉ BUGYI ILDIKÓ<sup>2</sup>–CSIMA PÉTER

### Bevezetés

A tájépítészeti munkák tájvizsgálati munkarészeiben évtizedek óta fontos szerepet kap a tájkarakter. A tájkarakter vizsgálatok módszeres, tudományos megalapozásával mégis csak az Európai Táj Egyezmény hatására kezdtünk el foglalkozni, a kutatások során támaszkodva a több évtizedes hazai tájtervezési tapasztalatokra. A Budapesti Corvinus Egyetem Tájvédelmi és Tájrehabilitációs Tanszékén folyó kutatásokat egyrészt tematikus megközelítésben, a tájhasználat alapján meghatározott tájtípusok szerint, másrészt tájegységekre, térségekre vonatkozóan folytatjuk. A termelőtáj részét képező külszíni bányák által okozott tájsebek a tájkarakter meghatározó elemei. Ezért a tematikus megközelítésű kutatásaink egyik részfeladatuként foglalkozunk a felhagyott és a helyreállított külszíni bányák tájkarakterben betöltött szerepével. A kutatás egyik célja a felhagyott külszíni bányák sajátos tipizálása a tájkarakterben betöltött szerepük alapján, ezzel a tematikus tájkarakter vizsgálatok módszertani megalapozásának kiterjesztése erre a tájalkotó elemre is. A kutatás tárgyát az ország különböző tájaiban fellelhető, tájkarakter szempontjából tipikusnak mondható, felhagyott külszíni bányák képezik. Helyszíni felvételezés, majd összehasonlítás alapján határozzuk meg jellemzőiket a tájkarakter tényezők szerint.

A tájkaraktert általában meghatározó legfontosabb tényezők: a karakter értékű természeti elem együttesek, a történelmileg – évszázadok során – kialakult tájhasznosítás és tájszerkezet, a tájképi adottságok (a feltárolt látvány minősége), valamint a tájhoz kötődő hagyományok és érzelmek, ill. azok kifejeződése a tájalkotó elemekben (CSIMA, 2008).

A külszíni bányászat eredményeként megváltoztatott felszínnek évezredek óta jelen vannak a tájban. 50–80 ezer éve ezek a beavatkozások csak pár köbmétert tettek ki, a római korban már elérték a 10 ezer köbméteres nagyságrendet (FALLER, 1997; BENKE, 1996). A nyersanyagigény napjainkra oly mértékben fokozódott, hogy világszinten 1 köbkméter/év kőzet kitermelése folyik. Ennek a jelentős anyaghiánynak, vagy (meddőhányók esetében) anyagtöbbletnek komoly szerepe van a tájkarakter formálásában.

A felhagyott külszíni bányák esetében tájkaraktert meghatározó természeti elem lehet a felszínen látható, a bányászatot követően visszamaradt alapközet, a vizes bányagödörök esetében a bányató vízfelülete, ill. a biológiai értelemben helyreállított bányák esetében a másodlagos növénytakaró. Korábbi felmérések adatai szerint Magyarországon közel 10 ezer bányászat által létrehozott tájseb található, amelyek túlnyomó többsége rendezés nélkül felhagyott külszíni bánya, ill. kőfejtés, anyagkitermelés maradványa. A külszíni bányák az antropogén felszínformák egyik, a tájat meghatározó típusát képezik (SZABÓ ÉS DÁVID, 2006).

<sup>1</sup> A kutatás TÁMOP-4-2.1.B-09/1/KMR-2010-0005 számú pályázat keretében folyik.

<sup>2</sup> Budapesti Corvinus Egyetem, E-mail: ildiko.bugyi@uni-corvinus.hu

## A tájkaraktert meghatározó tényezők vizsgálata

A felhagyott külszíni bányák esetében tájkaraktert meghatározó *természeti tényező* lehet a felszínre került, a bányászat felhagyásakor visszamaradt alapkőzet, a vizes bányagödrök esetében a bányató vízfelülete, ill. a spontán megtelepült, vagy a biológiai értelemben helyreállított bányáknál a másodlagosan kialakított növénytakaró.



1. kép. Természeti tényező: visszamaradt alapkőzet, Csókakő



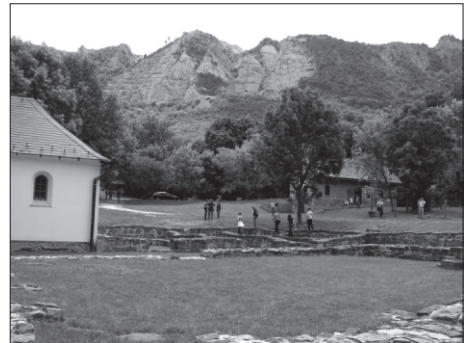
2. kép. Természeti tényező: kavicsbánya-tó, Rábahídvég

A tájkarakter *tájképi tényezői* közé tartozik a látható bányafelület nagysága, a felhagyott bánya rendezettsége (a műszaki és a biológiai helyreállítás mértéke), a bányafelület takartsága és a bányaterület tájképben is megmutatkozó utóhasznosítása. A látható tájrészletek nagysága szempontjából is jelentősen eltérő a dombvidéki és síkvidéki, a működő és a felhagyott (helyreállított) bányák tájkarakterben betöltött szerepe.

Dombvidéki bányák esetében sokkal nagyobb az a tájrészlet, amelyben a bányának tájkaraktert meghatározó szerepe van. Ebben jelentősek a „hely-



3. kép. Tájképi tényező: Pécs, Karolina-bánya



4. kép. Tájképi tényező: Bélkő a Bükk Nemzeti Parkban

zeti” tényezők, úgymint a felszínformai jellemzők: a bánya helyének relatív magassága, kitettsége stb. A vegetációnak, a felszínborítottság mutatóinak szerepe ebben az esetben csekélyebb.

A síkvidéki bányák esetében a helyzeti tényezőknél jóval nagyobb szerepük van a környező tájhasználatoknak, az azokhoz társítható növényborítottságnak, ill. annak, hogy pozitív vagy negatív geometriájú rombolt felületekről van-e szó. Ebben az esetben a bánya döntően *tájszerkezeti tényezőként* alakítja a tájkaraktert. A bányához kapcsolódó további járulékos beruházások jelentősen befolyásolhatják a tájkaraktert, sőt esetenként magánál a bányánál sokkal inkább meghatározhatják azt. Ilyen elsődleges, ill. másodlagos beruházások lehetnek: feldolgozóipar, erőmű, szállítóvezetékek és útvonalak stb. Az egyelőre működő bányák közül a járulékos épületek, építmények tájszerkezetet módosító hatására jó példa a nagyharsányi mészkőbánya, a visontai lignitbánya és a váci mészkőbánya, a felhagyott bányák közül a dudari szénbánya.

A bánya felhagyását követő újrahasznosításnak is fontos a szerepe a tájszerkezet alakításában. Az intenzívebb újrahasznosítási formák, például az üdülési, valamint az ipari-kereskedelmi, a tájszerkezetet döntő módon is meghatározhatják. Az extenzívebb formák, mint például az ökoturisztikai és a természetvédelmi, csak kismértékben, vagy egyáltalán nem befolyásolják a tájszerkezetet és azon keresztül a tájkaraktert. Utóbbira jó példa a dunaalmási kőfejtők természetvédelmi célú hasznosítása.

Kérdés: van-e értelme arról beszélni, hogy negatívan, vagy pozitívan alakítja-e a táj egy eleme, elemegyüttese a tájkaraktert? Bizonyos, bányászat által kialakított formák már igencsak régen részt vesznek a tájkarakter kialakításában, hiszen több ezer vagy akár csak több évtized óta jelen vannak, beépültek a „tájtudatba” – erősítik, meghatározzák azt. Ezek a tájkarakter *érzelmi tényezői* közé tartoznak.

További érzelmi tényező lehet a bányászat által létrehozott, feltárt természeti érték megővésének igénye. Magyarországon sok olyan egykori



5. kép. Érzelm tényező: kétezer éves kőfejtő, Fertőrákos



6. kép. Érzelm tényező: Oktató tanösvény, Villányi Templom-hegy

bányaterület van, amely ma természetvédelmi oltalom alatt áll akár geológiai értéként, akár élőhelyként is. Ezek nagy része geológiai, földtörténeti bemutatóhelyek, turisztikai-ismeretterjesztési célpont.

Ezzel szoros összefüggésben szintén a tájkarakter érzelmi tényezői közé tartozik az a *társadalmi környezet*, amit befolyásol a település és annak külterületén lévő bánya egymáshoz való viszonya, vagy az érintett települések lakosságának érzelmi kapcsolata a bányával. Például a bányásztelepülésekben a helyi lakosság részéről egészen más akár a működő, akár az időlegesen bezárt vagy a már helyreállított bányák tájképi-tájhasznosítási szerepének megítélése, mint egyéb településekben.

A *dinamikus tényezők* között értékelhető a működő bányák szerepe a tájkarakterben – hiszen folyamatosan változtatják azt. A működő bányák a tájállapoton keresztül nagymértékben befolyásolják a tájkaraktert, hiszen általában gondozatlan, rombolt, rontott állapotot mutatnak. A felhagyást követő műszaki és biológiai helyreállítás után (ill. annak hiányában esetleg spontán is) meginduló szukcesszió időben jól érzékelhető, állandó változást eredményez (CSIMA és KINCSES, 1999), ami a tájkarakterre is hatást gyakorol.



7. kép. Rendezett kőfejtő, Vizsoly



8. kép. Spontán szukcesszió működő bányában, Visonta

A helyreállított külszíni bányák tájkarakterben betöltött szerepét sokféle rehabilitációs lehetőség is befolyásolja. Többek között például az, hogy milyen utóhasznosítást kapott a bánya, az új tájhasznosítás mennyire van összhangban a tájszerkezettel – a tájtípussal, a kialakult egyedi látványok és értékes tájjelemek megőrződtek-e.

## Összefoglalás

Az eddigi vizsgálatok alapján megállapítható, hogy a bányászat a tájkaraktert alakító területhasználatok, tájhasználati formák közé tartozik. A felvázolt



9. kép. Értékkörzés: bányamúzeum és tanösvény, Gánti bauxitbánya



10. kép. Hagyományörzés: bányász emlékmű, Pécs

vizsgálati szempontok alapján lehatárolhatók azok a tájrészletek, amelyekben a bányának tájkaraktert:

- meghatározó szerepe van,
- jelentősen befolyásoló szerepe van,
- befolyásoló szerepe van.

#### RODALOM

- BENKE, I. (szerk.) 1996. A magyar bányászat évezredes története. II. kötet. – OMBKE kiadás, Budapest.
- CSIMA, P. 2008. Tájvédelmi szabályozás a településrendezési tervekben. – In: CSORBA, P.–FAZEKAS, I.(szerk.): Tájkutatás-tájökológia. Meridián Alapítvány, Debrecen, pp. 401–408.
- CSIMA, P.–KINCSES, K. 1999. Tájrehabilitáció. – Egyetemi jegyzet, Kertészeti és Élelmiszeripari Egyetem, Budapest, 96 p.
- CSIMA, P.–MÓDOSNÉ B.I. 2010. Települési tájkarakter elemzés – nógrádi települések példáján. – 4D könyvek, Budapesti Corvinus Egyetem Tájépítészeti Kar, pp. 201–210.
- FALLER, G. 1997. "Jó szerencsét!" – Bányászat Magyarországon, Budapest.
- SZABÓ, J.–DÁVID, L. (szerk.) 2006. Antropogén geomorfológia. – Kossuth Egyetemi Kiadó, Debrecen.





## A karsztos táj változásainak (degradációjának) vizsgálata a Tapolcai-karszton<sup>1</sup>

MÓGA JÁNOS<sup>2</sup>–MARI LÁSZLÓ–KISS KLAUDIA–KÉRINÉ BORSODI ANDREA  
KÉRI ANDRÁS–KNÁB MÓNIKA–SZABÓ MÁRIA–DARABOS GABRIELLA  
VARJU ZSUZSANNA–EGERVÁRI NÓRA

### Bevezetés

A karsztok különleges érzékenyséű területek, amely tulajdonság a rendszer háromdimenziós határfelületének tulajdonítható. (KEVEINÉ BÁRÁNY, 2005, 2007). A karsztok sérülékenységeinek vizsgálata egyre fontosabb hazánkban is, a tájhasználati formák fenntarthatósága és a felszín alatti vízbázis védelme teszi szükségessé. A Tapolcai-karszt hazánk egyik legérzékenyebb területe, aligha van még egy olyan karsztos táj Magyarországon, ahol az emberi tevékenységből származó hatások olyan sokrétűen és koncentráltan jelentkeznek, mint ott:

- Felszínén nyíltkarsztos és fedett karsztos területek váltakoznak mozaikszerűen, területének nagy része fokozottan érzékeny és sérülékeny.
- A felszín alatt mindössze 10–15 m mélyen húzódó, több kilométer hosszú barlangrendszer járatait karsztvíz tölti ki, amely a beszivárgás révén könnyen elszennyeződhet.
- A Tapolcai-karszt felszíni vízfolyásai a Balaton vízgyűjtőjéhez tartoznak, így a Balaton törvény hatálya alá esnek.

Az egész karsztos táj a Balaton-felvidéki N. P. határain kívül esik, így olyan hatások is érik, amelyek nemkívánatosak a nemzeti park területén, s emiatt kiszorultak onnan, viszont a Tapolcai-karszton koncentráltan jelennek meg.

Miindezek miatt megkülönböztetett figyelmet és bánásmódot érdemelne a Tapolcai-karszt. Sajnálatos azonban, hogy a Tapolcai-karszt egyéb hazai karsztos tájainkhoz képest minden tekintetben elhanyagoltnak tűnik. Az utóbbi évtizedekben a szabályozások hiánya vagy kijátszhatósága, a privatizáció és a részben spontán folyamatok során napjainkra kialakult tájhasználat miatt sok tekintetben nem környezetbarát, nem fenntartható, és messze nem veszi figyelembe a karsztos táj sérülékenységét.

### Célkitűzés, módszertan

E tanulmányunkban a Tapolcai-karszton végzett karsztökológiai vizsgálatainkról adunk képet, ahol egyrészt az évszázados tájhasználat nyomán kialakult karsztos tájváltozásokat követjük nyomon, másrészt az antropogén folyama-

<sup>1</sup> Készült a 79135. sz. OTKA támogatásával.

<sup>2</sup> ELTE TTK, Földrajz- és Földtudományi Intézet, Természetföldrajzi tanszék, H-1117 Budapest, Pázmány P. sétány 1/c. E-mail: jmoga@freemail.hu

tok hatására az epikarsztos rendszerekben, a hidro-, bio- és pedoszférában egyaránt nyomon követhető változásokat vizsgáltuk, szem előtt tartva azt az elvet, hogy a tájvédelem egyik alapvető feladata a tájdegradációs folyamatok megakadályozása (KERÉNYI, 2007).

A Tapolcai-karszton végzett vizsgálataink során a mintaterületet ért antropogén hatások sokrétű feltérképezése volt a cél. A karsztos tájváltozásokat terepi felmérésekkel, ill. térinformatikai módszerekkel, több időszokban a fedettség változásának nyomon követésével vizsgáltuk.

### **A Tapolcai-karszt földtani felépítése és morfológiája**

A Tapolcai-karszt a Keszthelyi-hegység és a Balaton-felvidék között medence-szerűen elhelyezkedő, főleg szarmata mészkőből (Tinnyei Formáció) felépülő kistáj, amelyet északról a Sümeg–Tapolcai-hát felsőtriász földolomit vonulata, délen a Veszprém–Nagyvázsonyi-árok (Eger-víz völgye) és a Tapolcai-medence fiatal üledékekből álló térszíne határol.

Magyarország legtipikusabb medence karsztja (MÓGA, 2004), ahol a karsztosodó mészkő közel vízszintesen fekvő rétegsora alig emelkedik ki a Tapolcai-medence átlagos felszínéből. Tengersizint feletti magassága 120–160 m. A medence aljzatát a Földolomit Formáció és a Sédvölgyi Dolomit Formáció alkotja (GYALOG, 2005), amely Zalahaláp–Diszel–Sáska között felszínre bukkan, és a karsztvidék átlagos felszínénél kissé magasabb rögcsoportot alkot. Ez a felsőkréta kúp-karsztos peneplén maradványait rejtő, lecsonkolt tönkös sasbércekből álló terület a Tapolcai-karszt legváltozatosabb morfológiájú része, ahol paleokarsztos és recens felszínformák egyaránt előfordulnak. Felszínén kisebb-nagyobb kúpok és kőbörckök váltakoznak sekély töbrökkel.

A szarmata rétegek Tapolcától egészen a Véndek-hegy és a Haláp bazaltkúpjáig terjednek. A sekély mészkőtábla alig emelkedik ki a környezetéből, csekély szintkülönbség jellemzi, karsztos felszínformái nem látványosak, sekély töbrökből álló töbrősorok, töbrőszerű mélyedések, kisebb víznyelők, a nyíltkarsztos térszíneken gyökérkarrok jellemzik. A kisméretű, sekély töbrök legnagyobb számban a dolomit és szarmata mészkő határán a Tücsöknyerítődombok és a Füttyő-lika között alakultak ki, helyenként sorokba rendeződtek, máshol a szomszédos töbrök összeolvadásával nagyobb méretű karsztos mélyedéseket, uvalákat alkotnak (FUTÓ, 2003).

A Tapolcai-karszt felszínének enyhe délies lejtése miatt a rajta kialakult vízfolyások (napjainkban inkább aszóvölgyek) dél felé tartanak. A Felső- és Alsó-Cser-tó forrásából kiinduló időszakos vízfolyás táplálja a karszt-fennsík legjelentősebb víznyelőjét a Nyelőkét, amely egy nagyméretű töbrő alján nyílik. A kis patak napjainkban azonban ritkán éri el a víznyelőt, vize már félúton elnyelődik a köves mederben. A Tapolcai-fennsík északi részén, bazalttal hatá-

ros karsztperemen alakult ki a Pokol-tó zárt mélyedése, amelyet egy északról érkező kis ér táplál hóolvadások után, ill. az év csapadékos időszakában.

A karsztvidék Tapolcával határos területét köves gödrök, beszakadások jellemzik. Az erősen karsztosodott szarmata mészkőben kialakult szakadéktöbrök, üregek egyik legismertebb képviselője a zalalahápi út mentén a 102 m hosszú, 12 m mély, szabályos alakú, 25 m átmérőjű beszakadás, a Kincses-gödör, amely nagyobb esőzéseknél megtelhet vízzel.

Valószínűleg a felszín alatt húzódó barlangrendszer egyik szakaszának beszakadásával alakult ki a tapolcai kórház melletti mélyedés is, amelyet éppen ezért nem építettek be, hanem futballpályaként (TIAC pálya) hasznosítottak. A berogyás helyét a néhány évvel ezelőtt épült Hotel Pelion foglalja el. A karsztrendszer fő megcsapolója, a Malom-tó forrása Tapolcán.

## A leglényegesebb tájváltozások

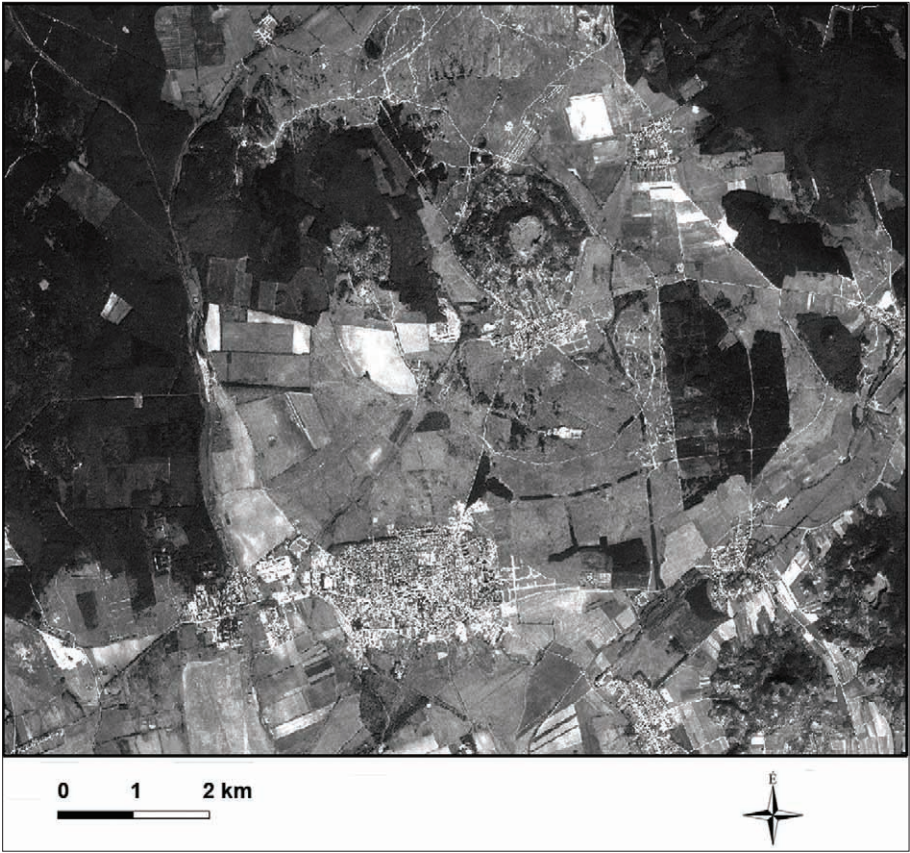
### *A domborzatban bekövetkezett változások*

A felszín domborzatának degradációi elsősorban a bányászati tevékenységekhez kapcsolódnak, amelyek közvetlenül és közvetve is jelentős változásokat eredményeztek a karsztos táj felszínén és a felszín alatt is. A Tapolcai-karszt jelentős ásványkinccsel nem rendelkezik, de a területén előforduló könnyen kitermelhető és építőipari célokra jól használható mészkő bányászata évszázadok óta tart. A napjainkra már felhagyott sok kis bányagödör arra utal, hogy a kőfejtők helyi igényeket elégítettek ki. A legkisebb szállítási út elérése miatt minden település határában a legközelebbi alkalmas helyen nyitottak kőbányát, némelyik település határában többet is.

A felszín domborzatára a bányászati célú (montanogén) tájalakítás (ERDŐSI, 1979) mellett a II. világháború utáni évtizedekben kialakult sajátos tájhasználat nyomta rá a bélyegét. A karsztos tájat a honvédség katonai gyakorlótérként hasznosította, amely antropogén morfológiai elemekkel gazdagította a területet: lőállásokat, harckocsiállásokat, lövészárkokat mélyítettek a gyakorlatok során. A Nyírád környéki mélyművelésű bauxit bányászat további jelentős következménye a bányászathoz kapcsolódó vízkiemelések karsztvízszint-süllyesztő hatása, amelynek a Tapolcai-karsztra gyakorolt közvetett hatását a felszíni és felszín alatti vizekkel foglalkozó fejezetben részletezünk.

### *A felszínborításban bekövetkezett változások*

A kutatott terület felszínborításának változását egy 10x12 km-es mintaterület (1. ábra) példáján keresztül mutatjuk be. A történeti térképek a magyarországi



1. ábra. A Tapolcai-medencében kijelölt mintaterület SPOT 4 műhold felvétele

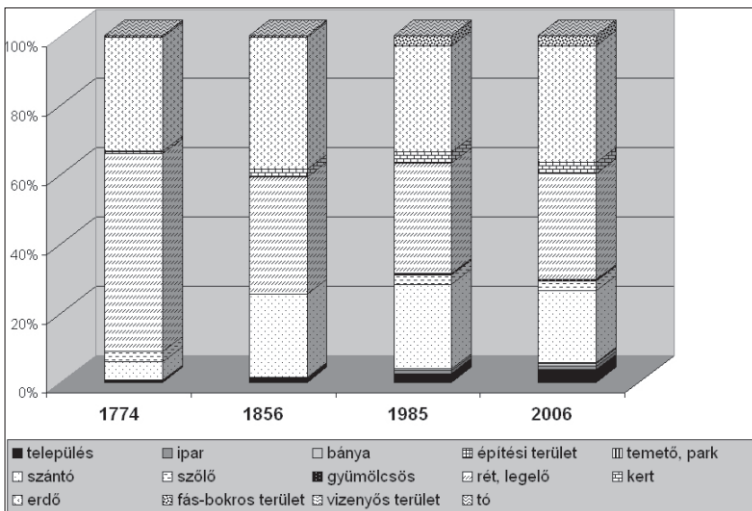
kutatásokhoz a 18. századtól szolgáltatnak adatokat, amelyek megbízhatósága a feldolgozás módszerétől is nagyban függ (MARI, *et al.* 1999; MARI, 2000, 2001, 2003; NAGY, 2008; SZILASSI, *et al.* 2006).

A mintaterületről négy időpontban (I. katonai felmérés 1774, II. katonai felmérés 1856, 1:10 000 EOTR térképek 1985, SPOT IV felvételek 2006) készült térképek és űrfelvételek alapján készítettünk összevethető felszínborítási térképeket. Az egyes időpontok térképei természetesen eltérő tematikussal készültek, összehasonlíthatóságuk érdekében az 1985-ös és 2006-os felszínborítási térképek több kategóriáját összevontuk.

Az egyes felszínborítási kategóriák százalékos arányát a vizsgált időpontokban az 1. táblázat és a 2. ábra mutatja. A százalékos értékek természetesen sok változást elfednek, hiszen az 1784-es 32,7%-os és a 2006-os 33,6%-os erdőborítás között nincs 1% különbség sem, miközben az erdőállomány teljesen megváltozott a két időpont között, az egykori természetes lombos erdők

1. táblázat. A Tapolcai-medence felszínborításának %-os megoszlása a vizsgált években

	1774	1856	1985	2006
település	0,570	1,370	2,500	3,640
ipar	0,015	–	0,915	1,060
bánya	–	–	0,380	0,600
építési terület	–	–	–	0,310
temető, park	0,005	0,020	0,100	0,104
szántó	5,290	23,870	24,320	20,700
szőlő	2,950	–	2,570	2,640
gyümölcsös	–	–	0,540	0,520
rét, legelő	57,110	33,790	31,870	30,600
kert	0,740	2,330	3,150	3,180
erdő	32,710	37,860	30,475	33,600
fás-bokros terület	0,570	0,650	3,120	2,970
vizenyős terület	–	–	0,010	0,010
tó	0,040	0,030	0,005	0,003



2. ábra. A Tapolcai-medence felszínborításának %-os megoszlása a vizsgált években

aránya jelentősen csökkent, helyettük ültetett erdők, sok esetben tájidegen fenyvesek alkotják az erdőségeket.

Az újonnan telepített erdők képe, faji összetétele, rendeltetése vegyes, messze áll az ideálistól. A Diszel–Zalahaláp között telepített erdő a legnagyobb kiterjedésű a vizsgált területen, zömmel tájidegen feketefenyő alkotja. Kisebb mennyiségben nyír, tölgy és bükk is megtalálható benne. Az utak, csatornák mentén létrejött spontán fás-cserjés állományokban az agresszív fehér akác az uralkodó fafajta. A zalahalapi műút mentén telepített erdőt a regionális

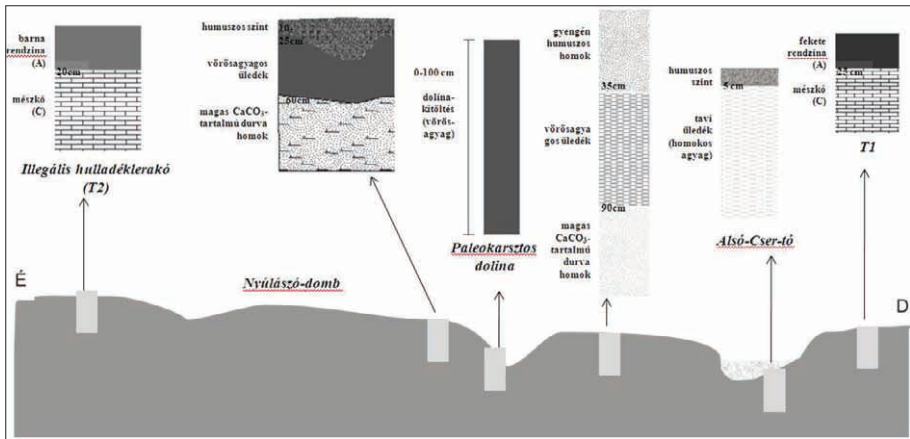
hulladéklerakó (OTTO Tapolca Környezetvédelmi és Szolgáltató Kft. hulladéklerakója) körüli védőerdőnek szánták, azonban éppen délen Tapolca irányában hiányzik; így az uralkodó északi szél a papírhulladékot, zacskókat akadálytalanul sodorhatja a város felé.

A karsztos táj forrásai, időszakos vízfolyásai és tavai körül kis foltokban láp- és mocsárrétek alakultak ki (a Tapolca-patak mentén, a Cser-tavak környezetében, Tapolca déli részén, Zalahaláp–Halastópuszta mellett, stb.). A kialakult vízhiány következtében veszélybe került több értékes ritka növényfaj élőhelye is, főleg a vizes élőhelyek védett, ritka növényei az orchideafélék.

*A karszt talajtakarójában természeti és antropogén hatásokra bekövetkezett változások*

A dél felé enyhén lejtő szarmata mészkő felszínéről a pannon homokos rétegeket a külső erők – a szél, a víz – nagyrészt lehortták, így a mészkő sok helyen felszínre, ill. felszín közelbe került. A jelenlegi felszínborítás deflációs tevékenység és talajeróziós folyamatok hatására alakult ki, a lehortás a karsztos táj enyhe délies lejtésének irányába történt. A földtörténeti múlt szárazabb időszakaszainak deflációs hatását bizonyítják a területen (Billegei-erdő, Pokoltó környéke) szórányosan előforduló mázas és sarkos kavicsok.

A Tapolcai karszton a nyílt karsztos és fedett karsztos foltok mozaik-szerűen váltakoznak. A Tapolcai-karszton a Zalahaláptól DK-re eső területen, az ún. Nyúlászó-domb és a Cser-tavak környékén végeztünk talaj- és üledék-vizsgálatokat (3. ábra). A terepbejárások során talált üledékek többsége gyengén talajosodott nem-karsztos fedőüledék: pannon homok, homokos-kavicsos tavi üledékek, illetve paleokarsztos mélyedéseket kitöltő vörösagyagos üledék.



3. ábra. É–D irányú elvi szelvény a Tapolcai-karszton

Karsztos kőzethatású talajokat csak néhány kisebb foltban találtunk, amelyek közül két szelvényt (T1 és T2) vizsgáltunk meg részletesen.

A karsztos táj vékony talajtakarójának és gyeptakarójának letarolásában a honvédség nagy teljesítményű gépjárműveinek volt meghatározó szerepe. A hadsereg kivonulása után elvileg megváltozott a helyzet, de a terepmotorozók felfedezték a területet, és a szabályozás hiánya miatt napjainkban is tovább rongálhatják, pusztíthatják a felszínt. Mára szinte az egész területet felszántották a motorkerekek nyomai.

### *A felszíni vizek és a karsztvizek mennyiségi és minőségváltozásai*

A Tapolcai-karszt egykor bőséges karsztvízkészlete a 80-as években a bauxitbányászat karsztvízszint süllyesztésének következtében erősen megcsappant, a korábbi egyensúlyi állapot megbomlott, források apadtak el, felszíni vízfolyások és tavak szűntek meg vagy váltak időszakossá.

A Tapolcai-karszt nyugati határán a Viszló-(Kétöles-) patak a nyirádi karsztvíz depresszió kialakításával lényegében kiszáradt. Napjainkban már csak abban az esetben folyik benne víz, ha Nyirádon nagyobb mennyiségű vizet emelnek ki a felszín alól, és azt a Viszló medrébe engedik.

A Nyirád környéki mélyművelésű bauxit bányászathoz kapcsolódó vízkiemeléses karsztvíz süllyesztés (depresszió) következménye volt a Véndek-hegy közelében fakadó Szentkút-forrás elapadása is, amely a Tapolcai-karszt egyik legnagyobb tengerszint feletti magasságú pontján (165 m) fakadt. A 20. század első felében a környék katolikus falvainak jeles búcsújáró helye volt. Mivel Nyirádon a vízkiemelés a bauxitbányák bezárása után sem szűnt meg, csak a környék egyre növekvő ivóvízszükségletének kielégítésére korlátozódott, a karsztvízszint várhatóan nem fogja megközelíteni a valamikori magasságát. Valószínű, hogy a Szentkút örökre elapadt. A Szentkúttól délre, a „parkettagyár” területén fakad a Partos-forrás (vagy Partos-kút), amely valaha a Halastópuszta környéki kis forrásokkal és a Tapolcai- (Szentkúti-) Séddelel együtt egy halastavat táplált, amelynek emléke mára csak egy határrész nevében (Halastópuszta) maradt fent, és egy kis vizenyős mélyedés maradt utána. A karsztvidék középső részén időszakos vízfolyásként még létezik a Felsőcser-forrástól kiinduló kis patak, amely az Alsócser-tó mellett folyik el, a Nyelőkéhez vezető sziklás mederben. Napjainkban ritkán folyik benne víz, és félúton a medernyelőkben szivárog el a vize. Az elmúlt években végzett megfigyelések során magunk is tapasztaltuk, hogy a Tapolcai-karszt kis tavai (Alsó-, és Felső-Cser-tó, Pokol-tó) minden év száraz időszakában kiszáradnak (KNÁB, *et al.*).

A Tapolca-patak az egész Tapolcai-karszt fő megcsapolója. A Tavasbarlang vize a Malom-tónál karsztforrásként tör a felszínre, a Malom-tó kiépí-



tett partjának boltívei alatt. A kapcsolat a Malom-tó és a barlangtó között egyértelműen bizonyított. A vízfestéses vizsgálatokon kívül eleven bizonyíték a hidrológiai kapcsolatra a Tavas-barlangban élő fürge cselle (*Phoxinus phoxinus*), amely a Malom-tóból jutott be a barlangba. A Tapolca-patak és a Malom-tó vizét mesterségesen duzzasztják, hogy a barlangban egyenletes szinten tudják tartani a vízszintet. A Tapolca-patak Szigligetnél torkollik a Balatonba.

A Tapolca-patak nagyon fontos indikátora a felszín alatti karszthidrológiai rendszer változásainak. A 80-as évek bányászati célú vízkiemelését követő karsztvíz problémáinak első jele a Malom-tó vizének lehűlése, téli időszakban történő befagyása volt. A vízkiemelés legszembetűnőbb következménye a Tavas-barlang tavának eltűnése volt, amely idegenforgalmi érdekeket sértett. El kellett dönteni, hogy a bányászati és ipari tevékenységet részesítik előnyben, vagy az idegenforgalmi, rekreációs és természetvédelmi érdekek kapnak elsőbbséget.

Az 1990-es évek elején a bányabezárásokkal a bányászati célú vízkiemelések is megszűntek. A karsztvíz kitermelése ugyan nem szűnt meg, az szolgálja Sümeg, Tapolca, Ajka, Pápa és a Balaton-parti települések vízellátását, de a felszín alatti karsztvízrendszer lassan regenerálódni kezdett. Mára a természeteshez közeli állapotba került a barlangi tó is.

A Tapolcai-karszt karsztvize gyógyhatású termálvíz, amelynek összetétele hasonlít a Hévízi-tó vizéhez. Erre alapozva Tapolca középtávú terveiben szerepel a termál-idegenforgalom infrastruktúrájának kiépítése. Mivel a terv megvalósítása fokozottabb mértékű rétegvíz-kivételt jelent, a terv megvalósítása során rendkívül körültekintően kell eljárni, nehogy a vízkiemelésnek káros következményei legyenek a karsztos rendszerre. A terv megvalósításának első nagy állomása a PELION Szállónál a termálfürdő megnyitása volt.

### A karsztos tájat veszélyeztető tényezők összegzése

A Tapolca–Diszel–Hegyese–Sáska–Zalahaláp közti terület mezőgazdasági művelésre alkalmatlan, de legelőként intenzíven hasznosítják. Ezt a terméketlen környéket Harasztinak (= száraz fű) nevezik. Terepbejárásaink során azt tapasztaltuk, hogy a nagy létszámú juhnyájakkal túllegeltetik, letiporják a gyenge minőségű legelőket (agrogén tájatalakítás) (ERDŐSI, 1979). Az állatok a nagy mennyiségű elhullajtott trágyájukkal esztétikailag is tönkreteszik és beszennyezik a felszínt és a vizeket. A gyepterületek és a sekély talaj degradációjának megelőzése miatt, továbbá a felszínalatti vizek vízminőségének megőrzése érdekében kívánatos lenne a legeltetés ésszerű mértékének meghatározása ezeken az érzékeny területeken (KEVEINÉ BÁRÁNY, 2005).

A Tapolcai-karszt állapotát a talajtakaróval összefüggő biológiai, hidrológiai, fizikai, kémiai, valamint antropogén folyamatok is jelentősen befo-

lyásolják. A talaj nem megfelelő használata, a szakszerűtlen mezőgazdasági termelés, különböző vegyszerek használata tönkreteszi a talajokat. A műtrágyák, savas esők nitráttelherhelést okozhatnak. A karsztos táj és főleg a karsztvíz védelme érdekében meg kell határozni azokat a zónákat, ahol mezőgazdasági termelés egyáltalán folytatható, a talajszennyező tevékenységeket pedig meg kell akadályozni, mivel onnan a vízben oldódó anyagok könnyen a karsztos járatokba jutnak.

A karsztos tájat keresztülszelő utak mentén a közlekedés által keltett (technogén-transzportogén) tájatalakítások hatásaival is kell számolni (ERDŐSI, 1979), a közlekedés ólommal, rézzel, cinkkel, kadmiummal, olajjal szennyezi a talajokat. Hosszú távon célszerű lenne az utakról lefolyó vizeket összegyűjteni és tisztítani, deríteni, a szennyvizek beszivárgását megakadályozni. A síkosságmentesítő anyagok kiszórása szintén rengeteg kárt okozhat: a tárgyilagosság miatt célszerű megemlíteni, hogy Tapolcán síkosságmentesítésre sózás helyett a kevésbé ártalmas bazaltúzalékot használják érdesítő anyagként.

Néhány tapolcai és Tapolca környéki ipari üzem környezetre gyakorolt káros hatása ismert, ezek révén az ipari (indusztrogén tájatalakítás) hatásaival is számolni kell. Időzített bombaként "ketyeg" a karsztvidék területén az OTTO Tapolca Környezetvédelmi és Szolgáltató Kft. által üzemeltetett hulladéklerakó Tapolcától ÉK-re, a Zalahaláp felé vezető út közelében, mivel a kb. 5 ha nagyságú lerakót a legalkalmatlanabb helyen, nyílt karsztos területen alakították ki 1988-ban egy egykori kőfejtő mélyedésében. A terület földtani felépítése miatt komoly műszaki védelmet igénylő lerakó aljzatát bentonitos, agyagos szigeteléssel látták el. Ebbe a tapolcai lerakóba kerül 22 település, köztük a Tapolcán keletkezett hulladék is. A hivatalos hulladéklerakó létrehozása sajnálatos módon nem szüntette meg az illegális hulladéklerakást a karsztos tájon, sőt amióta a honvédség elhagyta a korábban gyakorlótérnek használt Tapolcai-karsztot, az illegális lerakások megszorodtak a területen. Mindezen potenciális veszélyforrásokat számba kell venni, és hatékony ellenőrzéssel, megelőző intézkedésekkel célszerű lenne megelőzni a hasonló szennyeződések.

## IRODALOM

- ERDŐSI, F. 1979. A délkelet-dunántúli természeti környezetet befolyásoló antropogén hatások összefoglaló értékelése. Földrajzi Értesítő. 28. 3–4. pp. 307–338.
- FUTÓ, J. 2003. Bakonyvidék. – In: SZÉKELY, K. (szerk.): Magyarország fokozottan védett barlangjai. Mezőgazda, Budapest. pp. 339–344.
- GYALOG, L. (szerk.) 2005. Magyarázó Magyarország fedetlen földtani térképéhez képződményeihez (az egységek rövid leírása) 1:100 000. A Magyar Állami Földtani Intézet térképmagyarázói. Budapest, MÁFI.
- KERÉNYI, A. 2007. Tájvédelem. Pedellus Tankönyvkiadó Kft. Debrecen. 184 p.

- KEVEINÉ BÁRÁNY, I. 2005. A karsztok védelmének aktuális kérdései. *Karsztfejlődés* 10. Szombathely. pp. 7–342.
- KEVEINÉ BÁRÁNY, I. 2007. Geodiverzitás a karsztokon. *Karsztfejlődés* 12. Szombathely. pp. 215–223.
- KNÁB, M.–KISS, K.–KÉRI, A.–PALATINSZKY, M.–M. TÓTH, E.–MÁRIALIGETI, K.–MÓGA, J.–BORSODI, A. 2009. Hazai epikarszt rendszerek kisvizeinek vízkémiai és mikrobiológiai jellemzése, biológiai vízminősítése. *Hidrológiai Közöny* (szerk.).
- MARI, L. 2000. A felszínborítás változásának hatása a Budai-hegység mintaterületének példáján – In: *A táj változásai a Kárpát-medencében a történelmi események hatására*. Budapest–Gödöllő. pp. 39–41.
- MARI, L. 2001. Tájföldrajzi megfigyelések a Szentendrei-szigeten – In: *Földr. Közl. CXXV. (XLIX.)* 3–4. sz. pp. 161–180.
- MARI, L. 2003. Felszínborítás-változás vizsgálata térinformatikai módszerekkel az Aggteleki Nemzeti Park területén – In: *Karsztfejlődés VIII.* Szombathely. pp. 231–242.
- MARI, L.–FEHÉR, K. 1999. The impacts of land use change on the Budapest hydrothermal karst: a study of Szemlő-hegy cave – *Essays in the Ecology and Conservation of Karst, IGU Commission Sustainable Development and Management of Karst Terrains, Acta Geographica Tom. XXXVI.* Szeged. pp. 104–111.
- MÓGA, J. 2004. Az Erdélyi-középhegység karsztípusai. *Karsztfejlődés* 9. Szombathely. pp. 229–25.
- NAGY, D. 2008. A Gömör–Tornai-karszt történelmi felszínborítása – ANP füzetek V. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvalfő. 107 p.
- SZILASSI, P.–JORDAN, GY.–ROMPAEY, A.–CSILLAG, G. 2006. Impacts of historical land use changes on erosion and agricultural soil properties in the Kali Basin at Lake Balaton, Hungary, *Catena* 68. pp. 96–108.

## Tájökológiai vizsgálatok a Kékesi szolonyeces szikes pusztán (Hortobágy)

NYILAS ISTVÁN<sup>1</sup>

### Bevezetés

A Hortobágy Közép-Európa legnagyobb összefüggő szolonyeces szikes pusztája, amely egyben Magyarország kistájainak egyike. A kialakulásáról számos elképzelés jelent meg az elmúlt több mint 200 évben, de ezen elképzeléseknek számos gyenge pontja adódott. A sokszor csak igen szűk sávra kiterjedő publikációk nem ábrázolták megfelelően a Hortobágy genezisének komplexitását és eredetiségét, és egyúttal elmaradt belőlük a Hortobágy szempontjából valóban fontos kérdések vizsgálata is. A Hortobágy kifejezés eredetileg a Hortobágy folyót jelentette, a táj szikes pusztáit néhány nagyobb határban (pl. Mátá, Zám, Ohat, Balmaz, Elepi puszta, Angyalháza, Nagy-Kecskés puszta, Kócs puszta, Csegei határ, Nagyiváni határ, Nádudvar) foglalták össze. A Hortobágy pusztáinak nagy része Debrecen szabad királyi város tulajdona volt, ezt a területet összefoglaló néven debreceni Nagy-Hortobágnak nevezték (ECSÉDI, 1914), területe 48 651 katasztrális hold volt. Területileg a legnagyobb határt pedig a központi elhelyezkedésű Mátai birtok egysége képviselte, amely a terület középső részén található, ebbe az egységbe tartozott a jelenleg vizsgált Kékesi szikes puszta is.

### Anyag és módszer

A részletesen vizsgált Kékesi szikes pusztát az 1905. évi Hajdú Vármegye Közigazgatási és Földművelési térképe még Hortobágy puszta néven jelöli, mivel a terület a Hortobágy közepén helyezkedik el. A Kékesi szikes puszta kiemelkedő jelentőségét fokozza, hogy a Hortobágy szakirodalomból ismert legszikesebb területének (Csúnyaföld) közvetlen közelében fekszik, természeti viszonyaiban szoros kapcsolattal. A Csúnyaföld nagy része a Hortobágyi Halastavak létesítésekor megsemmisült. A Kékesi szikes puszta kapcsolatát a környezetével időben, történetileg is kutattam.

A terület talajtípusainak leírásához és mintavételezéshez 20 db talajszelvényt készítettem, lehetőleg a talajvíz szintjéig. A terület egy részéről részletes geomorfológiai térképet szerkesztettem (NYILAS, 1981). A növénytar-

---

<sup>1</sup> Debreceni Egyetem, Biológiai és Ökológiai Intézet, H-4032 Debrecen, Egyetem tér 1. Pf. 3.  
E-mail: steve@tigris.klte.hu

sulások felvételezését Soó (1965) munkájának felhasználásával végeztük. A növényfajok életforma és ökológiai fajcsoportosítását Soó (1964–1980) alapján adtuk meg. A talajok fizikai tulajdonságainak megállapításához szemcseösszetételt határoztunk meg, továbbá a talajszelvényekben bolygatatlan mintákat is vettünk szintenként, amelyből természetes víztartalmat is mértünk. A talajok kémiai vizsgálata során meghatároztuk a pH értéket (dv pH és KCl pH), sótartalmat, szódatartalmat, a kicserélhető kationok és anionok mennyiségét, a karbonát tartalmat, továbbá az adott talajsint elemösszetételét ICP-vel vizsgáltuk (Búzás *et al.* 1988). A terület *Carabidae* faunájának vizsgálatát talajcsapdás módszerrel végeztük márciustól novemberig terjedő időben 4–4 habitatban, több éven keresztül.

## Eredmények és értékelésük

### *Fontosabb tájörténeti változások*

A Kékesi szikes puszta történetében az ember 1716-ban végezte az első jelentős beavatkozást, ekkor a terület nyugati határát képező Árkus csatornát alakították ki. A munka célja a csegei határban összegyűlt vizek elvezetése volt Zám pusztán keresztül a Hortobágy folyóba, a későbbiek során egészen a mai napig a csatornát többször mélyítették. Az I. EKF (1782–1785) területre vonatkozó részlete is feltünteti az Árkust (Árkos Kanal), a tiszacsegei utat és a mai Hortobágyi Halastó részbeli helyén a nagy kiterjedésű Ludas Rétet jelöli meg. Az 1905-ben készült térkép (Hajdú Vármegye Közigazgatási és Földművelési térképe) a Kékes pusztától északra mocsaras területeket jelöl meg, de csak kevés részét nevezi meg (Ludas rét, Hosszú fenék), ugyanakkor jelzi a Debrecen–Füzesabony vasútvonal elkészültét, amely műtárgy a Kékesi puszta északi határát jelöli ki. A vasúti töltés befolyásolja és megváltoztatja a területen a lefolyási irányt. A vasúti töltéssel hosszú szakaszon párhuzamosan haladt a csegei út, amely a sziklaposakat helyenként kikerülve rövidebb időre átment a töltés északi oldalára is. Ezen földúton járva jelöli MAGYAR (1928) néhány érdekesebb növény hortobágyi lelőhelyét (*Kochia prostata*, *Plantago maritima*). A Nagy Hortobágyi Halastavakat 1914–1918 között ásták ki, amely hatalmas mérete (2500 katasztrális hold) révén eltüntette a környékbeli ős szikes mocsarak, szikfenekek, sziklaposok és kopárosok jelentős részét (pl. Zsombékos lapos, Zoltán fenék, Matyófenék, Csúnyaföld, Ludasrét) és a továbbiakban nagymértékben befolyásolta a Vincefenék, Papere, Kondás-fenek és Nagyfenék vízháztartását is. A Halastó létesítése kettős célt szolgált, az egyik feltételezés az volt, hogy a bevezetett Tisza víz kilúgozza a talajból a sziksót, a másik pedig, hogy a haltrágya és a bejuttatott istállótrágya megjavítja a földet, amely így később művelhetővé válik. A következő számottevő változást

a 33-as főközlekedési út készítése jelentette (1920–30-as évek), amely a terület déli határát jelölte ki. A terület keleti határát a 33-as úttól északi irányba induló Hortobágyi Halastóig vezető út (később műút) képezte.

*A Kékesi szikes puszta morfológiájának kapcsolata a talajokkal és a vegetációval*

A Kékesi szikes puszta morfológiai formáinak tanulmányozása helyszíni térképezéssel, katonai topográfiai térképekkel (1:10 000, 1:25 000), légifényképekkel, űrfelvételekkel és bizonyos tájrészletek helyi felmérésével történt. A morfológiai formák a területen igen változatosak: szikhát, sziklapos, szikpadka (első, másodrendű), sziklapos, különböző méretű eróziós árkok, szikerek, szikszigetek (NYILAS 1982, 1991).

A tanulmányok igazolták hogy a lefolyási viszonyok északi irányban elzáródtak, a lehulló csapadékvíz sziklaposokban és szikfenekekben összegyűlt, majd ezen lokális üledék- és vízgyűjtők megtelte után a lokális erózióbázis irányába folyt, közben akár 10–15-méteres, 3–4 méter szélességű és 100–130 centiméter mély eróziós árkokat alakítva ki, az erózióbázist az Árkus-foki csatorna határozta meg. A Kékesi szikes puszta tipikus padkás összikes, felszíne nem egynemű, hanem hálózatos, vízerekkel szabdalta. A vízerek a későbbiekben a padkásodás kezdeményei is lehetnek. Az itteni magas agyag és iszaptartalmú talajok száraz-aszályos időszakokban erősen zsugorodnak, ennek következtében a felszínen sokszögalakú repedések alakulnak ki, amelyek szintén részt vehetnek a padkásodásban.

A területen növénycönológiai felvételek alapján négy asszociációt különítettünk el (*Achilleo-Festucetum pseudovinae*, *Camphorosmetum annuae*, *Artemisio-Festucetum pseudovinae*, *Puccinellietum limosae*). A morfológiai térkép felhasználásával elkészítettük a terület vegetáció térképét is. Összevetve a két térképet megállapítottuk, hogy a növényzet szorosan kapcsolódik a morfológiai formákhoz. A szikes talajok és a növényzet között többen kerestek összefüggést (MAGYAR 1928; Soó 1934, 1947; BODROGKÖZY 1965; SZABOLCS *et al.* 1978), de a morfológiai formákhoz való viszonyukat nem vizsgálták.

A morfológiai formák keletkezésében illetve átalakulásában az eróziónak meghatározó szerepe van. A morfológiai különbségek hatása érződik a talajképződésnél, eltérő talajok képződnek, amelyeknek mechanikai, geokémiai, hidrológiai tulajdonságaik is eltérőek, így rajtuk különböző növénytársulások alakulnak ki. Az összefüggéseket a vizsgálataink alapján az 1. táblázatban foglaltuk össze.

A különböző morfológiai formák területi kiterjedése kismértékben állandóan változik, az átalakulások földtani értelemben viszonylag rövid időt vesznek igénybe. A morfológiai formáknak megfelelően átalakulnak a talajtípusok és a növényzet is.

1. táblázat. A morfológiai formák, a talajtípusok és a növénytársulások összefüggése a Hortobágyon (Kékesi szikes puszta)

Morfológiai forma	Talajtípus	Növénytársulás
Szikhát	sztyepesedő réti szolonyec	<i>Achilleo-Festucetum pseudovinae</i>
Vakszik	kérges réti szolonyec	<i>Camphorosmetum annuae</i>
Sziclanka	régi szolonyec	<i>Artemisio-Festucetum pseudovinae</i>
Sziklapos, szikfenék	szolonyeces réti talaj	<i>Puccinellietum limosae</i>

A morfológiai átalakulás folyamata során az erodálódott (padkásodott) szikhát helyén vakszik alakul ki, majd a csapadék kilúgozó hatására megindul a sziclanka képződése. A sziclanka egyes mélyebb pontjaiból sziklapos alakulhat ki. Ugyanakkor a sziklapos a környezet eróziója miatt lassan fel is töltődhet és így sziklankává alakulhat. A sziclanka nem csak sziklapossá alakulhat, hanem egy újabb lepusztulási periódusban ismét szikhát keletkezhet belőle. Ezen szikhátak képződési kora lényegesen különbözni fog, ennek megfelelően növényzete vagy a növényzet cönológiai jellemzői és talajtípusa is.

A botanikai átalakulás folyamatára jellemző, hogy az *Achilleo-Festucetum pseudovinae* társulás szélén, az eróziót követően a vaksziken *Camphorosmetum annuae* társulás képződik, amely az idő múlásával és a kilúgozás hatására fokozatosan átalakul *Artemisio-Festucetum pseudovinae* társulássá. Az *Achilleo-Festucetum pseudovinae* társulásból az erózió hatására nagyobb darabok is leszakadhatnak (szikhátszigetek), amelyek egy ideig többé-kevésbé őrizhetik az *Achilleo-Festucetum* társulás egyes jellegzetességeit, növényeit, de később átalakulnak *Artemisio-Festucetum pseudovinae* társulássá. Az eddigi talajból készült radiokarbon vizsgálatok alapján ezek az *Achilleo-Festucetum* gyepek legalább 5400–6400 évesek lehetnek, ezért ebben a környezetben reliktum társulásnak tekintjük. Erősen kilúgozott jellegére a szemcseösszetételen kívül utal, hogy A-szintjének savas a pH értéke, amely akár erősen savas kategóriába is átszaphat (pH 4,42–5,74). A szikhát A-szintje nem tartalmazott sót, viszont a talajszelvényei mélyben sósak voltak (0,23%). Az időszakosan vízborított sziklapos és szikfenék felé haladva az *Artemisio Festucetum pseudovinae* társulás A-szintje felszakadozik, *Festuca pseudovina* csomók maradnak vissza, amelyek a kedvezőbb vízellátás miatt gyakran nagyobb csomókat alkotnak, mint egyéb itt található társulásokban. A sziklapos tartósabban vízborított része *Puccinellietum limosae* társulássá alakul át. Az egyes évjáratok (csapadékos évek, száraz évek) változó mértékű vízborítottsága miatt itt a *Puccinellietum* és az *Artemisietum* társulások között éles határ nem alakult ki. Ezen morfológiai, talajtani és társulástani (vegetációs) változások térben és időben rendkívül változatosan jelennek meg, és okozzák a szikes puszták rendkívül változatos mozaikos és mikromozaikos felépítését. A vakszik felszíni mintájának pH értéke 6,17–9,35 között változott, erős szezonális ingással. A sziclanka A-szintjének pH értéke hasonló (6,18–9,32) volt. A sziklapos A-szintjének pH

értéke a savanyútól (5,45) az erősen lúgos kategóriáig (9,31) változott, értéke szezonálisan sokat változik. A vakszik sótartalma magas volt, átlag 0,35–0,45% között változott, de egyes speciális esetekben elérte a 0,80%-ot is. A sziklanka sótartalma alacsony (0,04–0,12%), a sziklanka értéke az erősebb kilúgozás miatt alacsonyabb, elérte a 0,06–0,08% értéket.

### *A terület Carabidae faunájának diverzitása és értékelése*

A *Carabidae* fauna rendkívül gazdag, jelen időpontig a területről 52 fajt mutattunk ki, a fauna erősen kötődik a morfológiai formákhoz, a talajhoz és a vegetációhoz. A fauna nemzetközileg is kiemelkedő faja a *Poecilus kekesiensis* – amely a tudományra új felfedezés volt (NYILAS, 1993) – és a *holotypus* példánya a Kékesi szikes pusztáról származik. A multivariációs elemzések (JONGMAN *et al.* 1995, LEPS *et al.* 2007) azt mutatták, hogy az állat xerophil, melegkedvelő faj, mely keményebb, agyagosabb talajokon fordul elő. A területről származik továbbá Magyarország faunájának két új faja is (NYILAS, 1994), amelyek közül az *Amara (Zezea) strenua* a sziklapos élőhelyen fordul elő. A faj Európában igen ritka, eddig csak nagyobb folyók (Odera, Elba, Rajna, Majna, Moselle) mellől volt ismeretes. A másik állat a *Microlestes fulvibasis* a száraz (vakszik) vagy időszakosan szárazzá váló (sziklapos) élőhelyek ritkasága, amelyet a DCA elemzések és terepi tapasztalatok alapján xerophil-termophil fajnak tartunk, erős a habitat szelekciója, nyílt, meleg, napsütötte élőhelyeket preferál.

Az egyes habitatok vonatkozásában legnagyobb diverzitású a szikhát habitat, amelyből eddig 36 fajt mutattunk ki, a legkisebb diverzitású az év nyári részében túlnyomóan igen száraz és meleg sziklanka habitat (13 faj). Ezen száraz, meleg habitathoz alkalmazkodott a *Poecilus kekesiensis*, amely faj endemikus a Kárpát-medencében, és természeti értéke miatt védelem alatt áll (50 000 Ft). A Hortobágyra vonatkozóan a korábbi részletes kutatásokhoz képest (ÖTVÖS 1974, HIEKE 1983) további 6 új fajt mutattunk ki (*Harpalus subcylindricus*, *Pterostichus longicollis*, *Amara convexiuscula*, *Amara (Zezea) chaudiroides* ssp. *incognita*, *Masoreus wetterhalli*, *Brachinus nigricornis*) (NYILAS 1991, 1994). A *Carabidae* fajok diverzitásának fenntartásában nagyon fontos a változatos mezo- és mikromorfológia fenntartása. Vizsgálataink szerint a szikhát habitat diverzitása a legmagasabb, és ezt a faj-pool szerepét mindenképpen meg kell őrizni. Számos faj (14 faj) csak ebből a habitatból került elő (*Tachys bistriatus*, *Bembidion lunulatum*, *Harpalus anxius*, *Pterostichus inquinatus*, *P. longicollis*, *Agonum dorsale*, *Amara tibialis*, *A. majuscula*, *A. apricaria*, *Masoreus wetterhalli*, *Syntomus pallipes*, *S. truncatellus*, *Microlestes fissuralis*, *Polystichus connexus*), így ezek hatékony megvédése csak itt lehetséges. Az élőhelyen jelentős faunatoréneti értékek is kimutathatók (*Cephalophonus cephalotes*, *Ophonus diffinis*, *Poecilus punctulatus*, *Pterostichus macer*, *Cymindis variolosa*).



A vakszik habitatot csekély szélessége miatt a környező habitatok futóbo-garai könnyen felkereshetik, így faunája részben átmeneti jellegű. Fontosabb fa-jai: *Calosoma auropunctatum* (védett), *Poecilus puncticollis*, *P. kekesiensis*, *Microlestes corticalis escorialensis*, *M. fulvibasis*, *Brachinus bipustulatus*, *B. plagiatus*.

A sziklanka habitat fontosabb fajai: *Calosoma auropunctatum*, *Poecilus puncticollis*, *P. kekesiensis*, *Cymindis variolosa*, *Microlestes corticalis escorialensis*, *M. fulvibasis*. Ezen élőhely különböző változatokban a Hortobágyon igen nagy-mértékben elterjedt (~75%).

A sziklajos habitat fontosabb fajai: *Calosoma auropunctatum*, *Harpalus cupreus*, *Poecilus puncticollis*, *P. kekesiensis*, *Agonum viridicupreum*, *Amara strenua*, *A. chaudiroi ssp. incognita*. Mikromorfológiájának (zsombékos, talaj-repedések, szik-szigetek) igen nagy szerepe van a *Carabidae* fauna megőrzése szempontjából.

A terület értékeihez tartozik, hogy területén többek között fészkel a gulipán (*Recurvirostra avosetta*), a nyári lúd (*Anser anser*), a nagygoda (*Limosa limosa*) és 1972-ig a szikipacsirta (*Calandrella brachydactyla*) is.

A Kékesi szikes puszta Európai viszonylatban is komoly természeti értéket képvisel, jelen helyzetében a Hortobágy egyik megmaradt ékköve. Bizonyos antropogén átalakítások és hatások nem kerültek el, de ezek a szik-es folyamatokat csak kisebb mértékben tudták befolyásolni, lényegében az ősszikes jellege jelen időszakig fennmaradt.

## IRODALOM

- BODROGKÖZY, G. 1965. Ecology of the halophilic vegetation of the Pannonicum. II. Correlation between alkali („szik”) plant communities and genetic soil classification in the northern Hortobágy. Acta Bot. Hung. 11. pp. 1–51.
- BÚZÁS, I. (szerk.) 1988. Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv. 2. A talajok fizikai-kémiai és kémiai vizsgálati módszerei. – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- ECSEDI, I. 1914. A Hortobágy puszta és élete. – Debreczen szab. Kir. Város könyvnyomda-vállalata, Debreczen. pp. 1–295.
- HIEKE, F. 1983. *Cicindelidae* and *Carabidae* (Coleoptera) of the Hortobágy. – In: MAHUNKA, S. (ed.): The Fauna of the Hortobágy National Park, II. Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 139–153.
- JONGMAN, R.H.G.–TER BRAAK, C.J.F.–VAN TONGEREN, O.F.R. 1995. Data Analysis in Community and Landscape Ecology. Cambridge University Press, Cambridge. pp. 1–299.
- LEPS, J.–SMILAUER, P. 2007. Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO. – Cambridge University Press, Cambridge. pp. 1–269.
- MAGYAR, P. 1928. Adatok a Hortobágy növényzozológiai és geobotanikai viszonyaihoz. – Erd. Kísér. 30. pp. 26–63, pp. 210–225.
- NYILAS, I. 1982. A Kékesi szikes puszta mintaterület (Hortobágy) ökológiai vizsgálata. – KLTE, Doktori értekezés, Debrecen. pp. 1–152.
- NYILAS, I. 1991. A *Carabidae* közösségek összetétele és habitat szelekciójuk a Hortobágyi Nemzeti Park szikes és sós pusztáin. – KLTE, Kandidátusi Értekezés, Debrecen. pp. 1–129.

- NYILAS, I. 1993. *Poecilus (Angoleus) kekesiensis sp. n. (Coleoptera, Carabidae)* from Hungary. – *Acta Zoologica Hungarica*, 39. 1–4. pp. 121–127.
- NYILAS, I. 1994. Additions to the carabid fauna of the Hortobágy National Park. – In: DESENDER, K.–DUPRÉNE, M.–LOREAU, M.–LUFF, M. F.–MAELFAIT, J-P (Eds.): *Carabid Beetles: Ecology and Evolution*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London. pp. 33–37.
- Ötvös, J. 1974. A Hortobágy bogárfaunája. – *Debreceni Déri Múz. Évk.* (1972). pp. 35–106.
- Soó, R. 1934. A Hortobágy növénytakarója. – *Debreceni Szemle*, 8. pp. 56–77.
- Soó, R. 1947. *Conspectus des groupements végétaux dans les Bassins Carpathiques. I. – Les associations halophiles*. Debrecen. pp. 1–60.
- Soó, R. 1964–1980. A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve I–VI. kötet (1964, 1966, 1968, 1970, 1973, 1980). – Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 1–591, pp. 1–656, pp. 1–506, pp. 1–614, pp. 1–724, pp. 1–557.
- Soó, R. 1965. *Növényföldrajz*. – Tankönyvkiadó, Budapest. pp. 1–152.
- SZABOLCS, I.–VÁRALLYAY, G.–MÉLYVÖLGYI, J. 1978. Az újszentmargitai talajok és a táj ökológiája. – *Agrokémia és Talajtan*, 27. pp. 1–30.



## Vízfolyások és vízgyűjtőik táji környezetének vegetáció alapú jellemzése több térléptékben

ORTMANN-NÉ AJKAI ADRIENNE<sup>1</sup>

### Bevezetés

Az EU Víz Keretirányelvében (EU 2000) és a rá épülő hazai vízgyűjtőgazdálkodási tervekben (VKVI 2009) elismertté vált az a tény, hogy egy-egy víztest vízminőségét nemcsak közvetlen, de távolabbi környezete is befolyásolja különböző mértékben. A vízi és part menti makrovegetáció fontos szerepet játszik a vizet a part felől érő hatások (pl. a tápanyagbemosódás) mérsékelésében a tápanyagok felvevőjeként, valamint táplálékot és élőhelyet biztosít a vízi állatoknak. A vízgyűjtő távolabbi részeinek tájhasználat (pl. a csapadékból származó lefolyáson és beszivárgáson) a víztestek diffúz szennyezésből származó terhelésén át hathat a víztestre.

A vízrendszerek kutatásának geomorfológiai és ökológiai folyamatok által meghatározott léptékei a helyi, szakasz, szegmens, vízfolyás és vízgyűjtő szintek (FRISSEL *et al.* 1986; PARSONS és THOMS 2007). A nagyobb léptékű táji változók hatásának vizsgálata rendszerint távérzékelte adatbázisok, Európában jellemzően a CORINE alapján történik. Kisebb területeken – elsősorban tematikus felbontásának elnagyoltsága miatt – ennek pontossága romlik, a finomabb mintázatokat egyre kevésbé képes reprezentálni, ezekhez terepi felmérésekhez van szükség (LUDWIG *et al.* 2007). Kiemelten igaz ez természetközeli területeken, azon belül is a finom térbeli mintázatot mutató vizes élőhelyek esetében (CSETE és AJKAI, 2008). Ez a hiányosság enyhíthető légifotók egyedi vizuális interpretációjával, de igazán korrekt megoldást a forrásigényes terepi felvételezés jelent.

A földrajzi szemléletű adatbázisok további súlyos hiányossága, hogy a természetesség ökológiai fogalmával explicit módon nem foglalkoznak (MOLNÁR és HORVÁTH, 2008), adataikból erre csak durva becslés adható. A bevett gyakorlat néhány egyszerű természetességi/degradáltsági osztály arányával jellemez, pl. a hazai Országos Vízgyűjtőgazdálkodási Terv 8 összevont CORINE kategóriát használ a mezőgazdasági tájhasználat (4) és a vizes területek (2) finomabb osztályozásával (VKVI 2009). Tekintve, hogy a táji szintű biodiverzitás a táji természetesség fogalmi (a hozzájuk kötődő táji multi-funkcionalitással és fenntarthatósággal együtt) és azok operatív vizsgálása napjainkban a tájökológia fő kérdései közé tartoznak (ORTE, *et al.* 2007). Cikkünkben egy egyedülálló hazai adatforrás, a MÉTA élőhelyi adatbázis (MOLNÁR, *et al.* 2007) és a hozzá kapcsolódóan kidolgozott természetességi mutatók (biodiverzitás indexek, MOLNÁR és HORVÁTH, 2008) alapján készítettük el egy dél-dunántúli kisvízfolyás, a Völgységi-patak vízgyűjtőjének vegetációs alapú táj- és tájtermészetesség-jellemzését.

<sup>1</sup> PTE TTK Környezettudományi Intézet, Ökológiai és Hidrobiológiai Tanszék. H-7624 Pécs, Ifjúság útja 6. E-mail: aadrienn@gamma.ttk.pte.hu

## Vizsgálati terület

A Völgységi-patak a Dél-Dunántúlon, Baranya és Tolna megyékben található. Vízigyűjtője 550 km<sup>2</sup>, a Keleti-Mecsek, Völgység, Tolnai-hegyhát és Szekszárdi-dombság egyes részeire terjed ki. Jellege a mecseki forrásvidéktől a Sió torkolati agrártájig hegyvidékiről dombvidékire, majd síkságira változik, ezzel párhuzamosan erős antropogén degradációt szenved, a természetközeli területek aránya részvízgyűjtő szinten 62-ről 7%-ra, az erdőborítás 55-ről 2%-ra csökken. Ökológiai, biológiai és fizikai-kémiai állapota Kárász felett (1–3. mintavételi helyek) jó, Nagymányok alatt gyenge, ill. jó állapotnál gyengébb, a Kárász–Nagymányok közti szakasz (kb. a 4–6. mintavételi pontok között) adathiányos (VKVI 2009).

## Módszer

A szakasz és lokális szinten terepi vegetáció felmérést készítettünk a patak hossz-szelvényében 8 mintavételi helyen. A lokális vegetációs környezet felmérése a 100 m hosszú AQEM szakasz mentén a vízfolyással érintkező („patakparti”) élőhelyek klasszikus cönológiai felvételezésével, az egyes élőhelyek természetességének kvantitatív becslésével, és a patakparti fás borítás százalékos becslésével, a szakasz szint jellemzése a 100 m AQEM szakasz két oldalán 100–100 m szélességben fellelhető élőhelyek azonos módszerű felmérésével történt.

A patakmenti és részvízgyűjtő szint élőhelyi adatai (élőhelyek kiterjedése és természetessége) a 2003–2006 között készült MÉTA adatbázisból (MOLNÁR, *et al.* 2007; BÖLÖNI, *et al.* 2007; HORVÁTH *et al.* 2008) származnak. A részvízgyűjtőkre eső MÉTA hatszögek (a MÉTA felmérés alapegységei, 600 m átmérő) lekérdezését a „MÉTA SQL-szakértő” internetes alkalmazás segítségével hajtottuk végre (HORVÁTH és POLGÁR, 2008), majd ezek közül a hatszögek közül ESRI ArcView 9. 1. program segítségével leválogattuk azokat, amelyeket vízfolyások metszettek át. Ez utóbbiakon alapul a patakmente szint jellemzése.

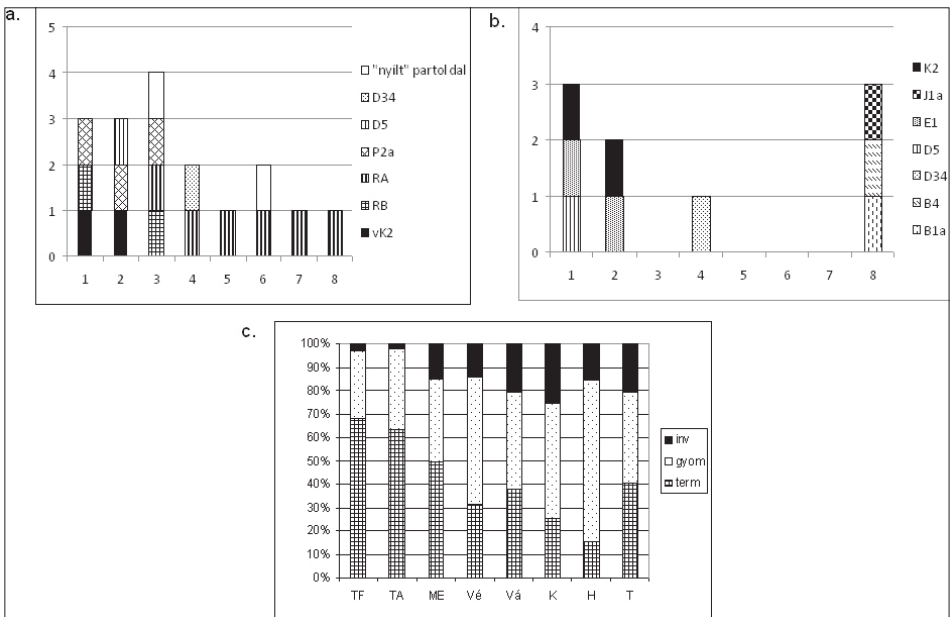
A természetesség jellemzésére a MÉTA alapján ajánlott biodiverzitás-indikátorok (MOLNÁR és HORVÁTH, 2008) közül a természetközeli élőhelyek százalékos borítását, a természetközeli élőhelyek számát, átlagos természetességét és az átlagos tájtermészetességet, továbbá a legtöbb nemzetközi tapasztalat alapján fontos erdő- (fásszárú) borítást vettük figyelembe. Az átlagos tájtermészetesség azt fejezi ki, hogy a tájban milyen mennyiségben és minőségben maradt fenn a természetes vegetáció. Kiszámítása: a természeti tőke index (NCI): az élőhelyek területének és természetességének szorzata (TEN BRINK 2000; Czúcz *et al.* 2008) a lehetséges maximum %-ában (MOLNÁR és HORVÁTH, 2008) osztva a teljes területtel.

## Eredmények

A fenti felmérések, illetve adatbázisok alapján a Völgységi-patak vegetációs környezete a következőképpen jellemezhető:

A Völgységi-patak két, egymás között folyamatos átmenetet mutató szakaszra tagolódik. A felső szakasz (1.-2.-(3) mintavételi helyek) a Mecsek központi tömbjében fut. A patak itt hegyvidéki jellegű, gyors folyású, völgye keskeny. A környező hegyoldalakat természetközeli gyertyános-tölgyesek (K2: *Carici pilosae* – *Carpinetum*) borítják (1b. ábra). A patakpart „saját” élőhelyei a keskeny (10–40 m széles) völgytalpra korlátozódnak: varázslófüves gyertyános-tölgyesek (vK2: *Circaeo-Carpinetum*), magaskórósok (D5), üde cserjések (P2a), másodlagos fűzesek (RA), üde sziklai vegetáció (I4), magassásosok (B5: *Carex pendula*) kicsi foltjai (1a. ábra). A fajkészletet túlnyomórészt természetes fajok alkotják, sok a specialista és a védett faj (*Asperula taurina*, *Aconitum vulparyia*). A gyomosodás mérsékelt, özöngyomokkal alig találkozunk, bár aggasztó a *Fallopia sp.* egyre több és nagyobb foltjainak megjelenése a völgy több pontján (1c. ábra).

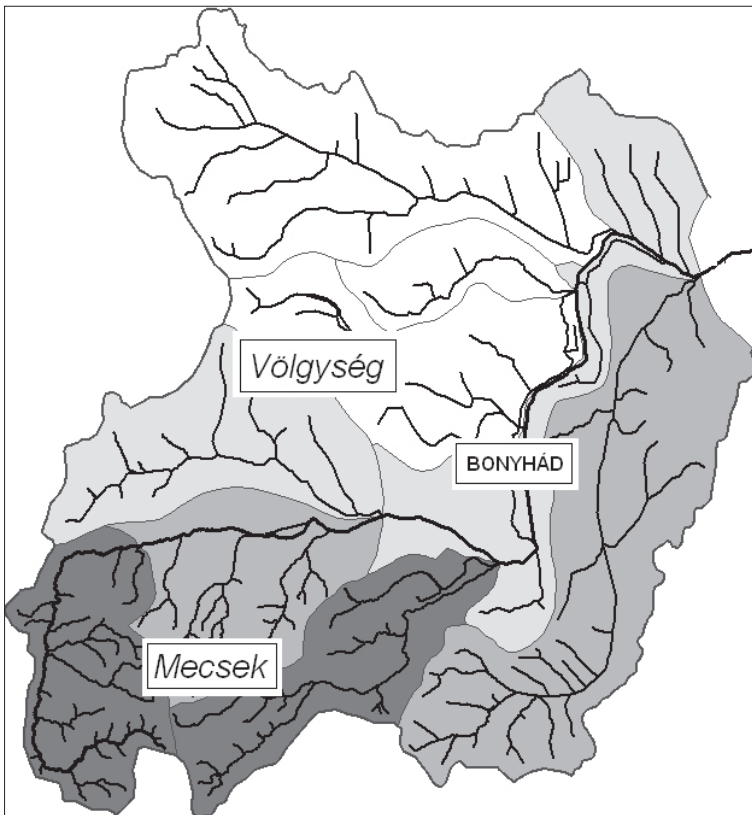
Az alsóbb, dombvidéki szakasz ((3)-4-7. mintavételi helyek) – a kiszélesedő, ellaposodó völgy egyre intenzívebb tájhasználatának megfelelően – jóval degradáltabb. A patak mesterséges, bevágódott mederben fut, árterével már csak talajvíz útján van kapcsolata. A patakpart jellemző vegetációja a



1. ábra. – a = élőhelyek a patak partján; b = élőhelyek a patak menti 100 m széles sávban; c = növényfajok természetességi csoportjai a patak mentén (további magyarázat a szövegben)

gátoldal mesterséges gyepje, helyenként többnyire tájidegen fasor (1a. ábra). A Mecsekből kilépve találunk még néhány jó állapotú, majd degradáltabb (túllegeltetett) mocsár- és kaszálórétet (D34, E1), lejjebb egyeduralkodóvá válnak a szántók. A vizsgált 100 m széles patakparti sávban csak a Tabódi halastavaknál (8. mintavételi hely) találunk változatos, bár másodlagos vízi-mocsári vegetációt (B1a, B4, J1a) (1b. ábra). A természetes fajokat egyre inkább a gyomok váltják fel, az özöngyomok borítása egyes mintavételi pontokon a 15–20%-ot is eléri (1c. ábra).

A MÉTA adatokból számolt átlagos tájtermészetesség alapján határozottan elkülönülnek a Völgységi-patak jobboldali, természetesebb (mecseki) és baloldali, degradáltabb (völgységi) részvízgyűjtői (2. ábra). A tájtermészetesség fő meghatározója az erdősültség, az eredeti erdőtakaró meglétének mértéke. Az északias kitettségű mecseki részvízgyűjtők erősen erdősültek (mezofil gyertyános-tölgyesek és bükkösök), a völgyekben helyenként elő-



2. ábra. A Völgységi-patak részvízgyűjtői és átlagos tájtermészetességük. (A sötétebb szín magasabb természetességet jelez)

fordulnak égerligetek kis foltjai. A völgyeségi részvízgyűjtőkön erdőket csak a vízváltakon találunk, részben mezofil, részben száraz erdőket. Az alsóbb, degradáltabb patakszakaszok mentén másodlagos, gyakran csak fasornyifüzeseket, nyarasokat találunk.

A fátlan vegetáció tekintetében is elkülönülnek a jobb és degradáltabb vízgyűjtők. A mecseki vízgyűjtőkön kaszálórétek vannak – nemcsak a patakok mentén; a völgyeségi részeken uralkodnak a nádasok (sokszor csak a csatornázott vízfolyások vagy halastavak nádszegélye) és a degradált gyepek. A domboldalokról eltűnt a gyepvegetáció is – csak szántók vannak.

Az egy MÉTA hatszögben feljegyzett természetközeli élőhelyek száma – főleg a degradáltabb részvízgyűjtőkön – a vízfolyások mellett magasabb, mint azoktól távolabb. A degradáltabb területeken természetközeli vegetáció csak a patak völgyekben maradt meg; az erdősült területen viszont az eredeti, egységes erdővegetáció felszabdolásával az ember hozott létre másodlagos, de esetenként értékes természetközeli élőhelyeket (pl. rétek, cserjések), az itt eredendően meglévő kis kiterjedésű élőhelyek (pl. árnyas sziklák) mellé.

## Összegzés

A MÉTA adatbázis felhasználásával a szokásos felszínborítási adatbázisoknál részletesebb tematikával és a természetességet is figyelembe véve jellemezhetjük a vízfolyások vízgyűjtő területeit. A vízfolyások szűkebb táji környezete nagyobb élőhely-diverzitást képvisel, mint a vizektől távolabbi területek, sőt degradáltabb területeken itt van a természetközeli élőhelyek utolsó menedéke. A vegetációs környezet pontos jellemzéséhez – főleg a természetközeli, értékes területeken – mindenképpen szükséges a terepi, fajszerű felmérés.

## Köszönetnyilvánítás

Köszönetünket fejezzük ki az MTA ÖBKI-nek a MÉTA adatok rendelkezésünkre bocsátásáért, különösen HORVÁTH Ferencnek az adatleválogatásban és az indexek terén nyújtott segítségért.

## IRODALOM

- BÖLÖNI, J.–MOLNÁR, ZS.–ILLYÉS, E.–KUN, A. 2007. A new habitat classification and manual for standardized habitat mapping. – *Annali di Botanica (nuova serie)* 7. pp. 55–76.
- BORHIDI, A. 2003. Magyarország növényvilágának. – Akadémiai, Budapest, 610 p.
- CSETE, S.–ORTMANN-NÉ AJKAI, A. 2008. Hazai tájhasználati adatbázisok (CORINE, MÉTA) felhasználási lehetőségei biomassza-ültetvények potenciális termőterületeinek



- meghatározásában. – In: FODOR, I.–SUVÁK, A. (szerk): A fenntartható fejlődés és a megújuló természeti erőforrások környezetvédelmi összefüggései a Kárpát-medencében. Konferenciakötet. Pécs, pp. 211–219.
- CZÚCZ, B.–MOLNÁR, Zs.–HORVÁTH, F.–BOTTA-DUKÁT, Z. 2008. The natural capital index of Hungary. – *Acta Botanica Hungarica* 50. (suppl). pp. 161–177.
- EU 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy. – The European Parliament, Brussels.
- FRISSEL, C.A.–LISS, W.J.–WARREN, C.E.–HURLEY, M.D. 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. – *Environmental Management* 10. pp. 199–214.
- HORVÁTH, F.–MOLNÁR, Zs.–BÖLÖNI, J.–PATAKI, Zs.–POLGÁR, L.–RÉVÉSZ, A.–OLÁH, K.–KRASSER, D.–ILLYÉS, E. 2008. Fact sheet of the MÉTA Database 1. 2. – *Acta Botanica Hungarica* 50 (Suppl.). pp. 11–34.
- HORVÁTH, F.–POLGÁR, L. 2008. MÉTA SQL expert interface and access service. – *Acta Botanica Hungarica* 50. (Suppl). pp. 35–45.
- LUDWIG, J.A.–BASTIN, G.N.–WALLACE, J.F.–MCVICAR, T.R. 2007. Assessing landscape health by scaling with remote sensing: when it is not enough? – *Landscape Ecology* 22. pp. 163–169.
- MOLNÁR, Zs.–BARTHA, S.T. SEREGÉLYES, T.–ILLYÉS, E.–BOTTA-DUKÁT, Z.–TÍMÁR, G.–HORVÁTH, F.–RÉVÉSZ, A.–KUN, A.–BÖLÖNI, J.–BIRÓ, M.–BODONCZI, L.–DEÁK, Á. J.–FOGARASI, P.–HORVÁTH, A.–ISÉPY, I.–KARAS, L.–KECSKÉS, F.–MOLNÁR, Cs.–ORTMANN-né AJKAI, A.–RÉV, Sz. 2007. A grid-based, satellite-image supported, multi-attributed vegetation mapping method (MÉTA). – *Folia Geobotanica* 42. pp.225–247.
- MOLNÁR, Zs.–HORVÁTH, F. 2008. Natural vegetation based landscape indicators for Hungary I.: critical review and the basic „MÉTA” indicators. – *Tájökológiai Lapok* 6. (1–2). pp. 61–75.
- OTTE, A.–SIMMERING, D.–WOLTERS, V. 2007. Biodiversity at landscape level: recent concepts and perspectives for multifunctional land use. – *Landscape Ecology* 22. pp. 639–642.
- PARSONS, M.–THOMS, M.C. 2007. Hierarchical patterns of physical-biological associations in river ecosystems. – *Geomorphology* 89. pp. 127–146.
- TEN BRINK, B. 2000. Biodiversity indicators for the OECD environmental outlook and strategy: A feasibility study. – National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, the Netherlands.
- Vízügyi és Környezetvédelmi Igazgatóság 2009. A Víz Keretirányelv hazai megvalósítása. – Vízgyűjtő-gazdálkodási Terv. A Duna vízgyűjtő magyarországi része. 427 p. [www.vizeink.hu](http://www.vizeink.hu)

## Geodiverzitás-vizsgálat egy nyugat-bükki mintaterületen

ÓRSI ANNA<sup>1</sup>

### Összefoglalás

Tanulmányunkban a geodiverzitási index kiszámításának módszertanát mutatjuk be egy nyugat-bükki mintaterület példáján. A képlet a geológiai elemek, a felszínformák, a felszínalakító folyamatok, a hidrológiai elemek és a talaj sokféleségét veti össze a lejtésvízszyonyokkal és az egységek területével. Az indexet a mintaterület geomorfológiai alapon elkülönített egységeire számítottuk ki. Várakozásainknak megfelelően a szurdokvölgyek és a fennsíkperemi egységek geodiverzitása magasabb index-értékeket vett fel, mint a fennsíki és hegységperemi területeké.

### Bevezetés

A diverzitás szó hallatán elsőként a legtöbb embernek a biodiverzitás (az élővilág sokfélesége) jut az eszébe, pedig a geodiverzitás vele egyenrangú és elválaszthatatlan eleme a tájnak, mivel a biodiverzitást meghatározó feltételek a táj abiotikus elemeinek integrált működése révén jönnek létre (KEVEINÉ, 2008).

A geodiverzitás legrövidebben kifejezve az élettelen környezeti tényezők változatossága. Ez alatt a kőzetek, ásványok, fossziliák, tájak, felszínformák, felszínalakító folyamatok, talajok és vízrajzi elemek sokféleségét értjük (GRAY, 2004).

A geodiverzitás-vizsgálat elsősorban gyakorlatorientált megközelítés, mely az élettelen környezeti tényezőket – és az azokat veszélyeztető tevékenységeket – veszi sorra, számszerűsíti, és ez alapján tesz javaslatot a terület további fejlesztésére, hasznosítására és védelmére.

Jelen vizsgálat célja a geodiverzitás-indexek kiszámítása egy nyugat-bükki mintaterület részegységeiben. A vizsgálat alapjául egy Spanyolországban kidolgozott képlet szolgál (SERRANO CANADAS *et al.* 2009, PELLITERO *et al.* 2009). Ez a nemzetközi szakirodalomban eddig az egyetlen módszer a geodiverzitás számszerűsítésére, Magyarországon elsőként kerül alkalmazásra.

Arra keresünk választ, hogy a mintaterület egészének, és azon belül az egyes részeknek mekkora a geodiverzitása egymáshoz, illetve a spanyol

---

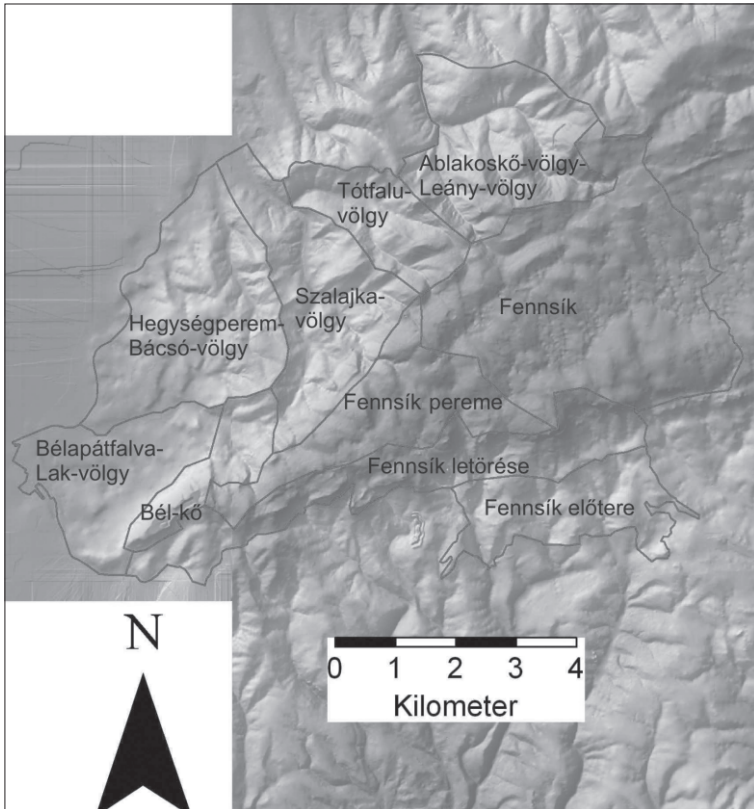
<sup>1</sup> MTA Földrajztudományi Kutatóintézet. H-1112 Budapest, Budaörsi út 45. E-mail: orsipanka@mtafki.hu

szerzők által meghúzott határértékekhez viszonyítva. Másfelől azt vizsgáljuk, hogy a módszer alkalmazható-e erre a területre, a kapott eredmények a várakozásokhoz képest hogyan alakulnak, mely tényezők okozzák a legnagyobb különbségeket.

## Módszerek

### *A mintaterület*

A mintaterület a Bükk hegység nyugati részén helyezkedik el. Az elhatárolás kőzettani és geomorfológiai alapon történt, ahol ez nem volt lehetséges, ott antropogén határokat vettünk figyelembe. Mivel az abiotikus tényezők változatosságát vizsgáltuk, arra törekedtünk, hogy a területet különböző jellegű egységek alkossák: karsztfennsík, pereméről hátravágódó szurdokvölgyek és a hegység dombsággá alacsonyodó része (1. ábra).



1. ábra. A mintaterület elhelyezkedése és felosztása

A Bükk-fennsík tipikus karsztfennsík kis belső tagoltsággal és közel azonos magasságú tetőszintű bércekkel. A fennsíkot különböző korú és magasságú lepusztulási felszínek övezik, amelyekbe epigenetikus szurdokvölgyek vágódtak be. A földfelszíni képződményeket karmezők, sziklakibúvások, töbrök, forrásmészáló kiválások, ördögbordák, víznyelők és barlangok képviselik. Az összefüggő, magasan tetőző karsztvízrendszer, a víznyelők, az állandó és időszakos karsztforrások adják a terület hidrológiai különlegességét.

### *A geodiverzitási index kiszámítása*

Az első lépés a mintaterület részterületekre történő felosztása. A spanyol szerzők kiszámították a geodiverzitási indexet geomorfológiai alapon elhatárolt egységekre és habitatokra is. Arra a következtetésre jutottak, hogy a geomorfológiai egységek alkalmasabbak a geodiverzitás értékeléséhez, mivel a habitatok függetlenek a földtani szerkezetektől és a felszíni formáktól (PELLITERO *et al.* 2009). Ebből kiindulva a mintaterületünket geomorfológiai alapon osztottuk részekre (1. ábra).

Utána számba vettük az egyes részek élettelen környezeti tényezőit, a vizsgálati eredményeket minden egységről külön táblázatban foglaltuk össze. A táblázatok kitöltése az 1:10 000-es méretarányú EOVS térképek, az 1:50 000-es méretarányú földtani térkép, a szakirodalom és terepbejárás alapján történt.

Végül az egységek geodiverzitásának értékelése az alábbi képlet segítségével történt:

$$Gd = \frac{Eg * R}{\ln S}, \text{ ahol}$$

- $Gd$  = geodiverzitási index;
- $Eg$  = a geodiverzitás elemeinek a száma;
- $R$  = érdesség (roughness), azaz a terület lejtésviszonyait kifejező érték;
- $S$  = az egység felszínének a területe (km<sup>2</sup>).

Az  $Eg$  értéket úgy kaptuk, hogy összeszámoltuk, hány elemet (geológia, geomorfológia, hidrológia, talaj) írtunk be a táblázatokba. Az ásványokat és a fosszíliaikat (amelyek szintén a geodiverzitás elemei) ebben az esetben figyelmen kívül hagytuk.

Az 1. táblázat a legtöbb elemmel rendelkező egység, a Szalajka-völgy példáján mutatja be, hogy a geodiverzitásnak mely elemeit vettük számításba. Az alkalmazott módszer nem ad lehetőséget a geodiverzitás elemeinek a súlyozására: minden elem egynek számít, függetlenül attól, hogy hány darab van belőle az adott terület egységben.

A topográfiai viszonyokat és az éghajlati tényezők változatosságát az  $R$  tényezővel fejeztük ki, ettől függ ugyanis az anyag- és energiaáramlás, azaz a

1. táblázat. A geodiverzitás elemeit összesítő táblázat, Szalajka-völgy. Saját szerkesztés SERRANO CANADAS et al. (2009) táblázata alapján

Szalajka-völgy			
S (km <sup>2</sup> )	R	Eg	Gd
7,32	3,1	59	92
Elemek			
Kőzettan		*evaporit *homokkő *márga *metabazalt *mészkeő *turbidit	
Földtani szerkezet		*feltolódások *normál vetők	
Szerkezetmorfológia		*ördögborádák *antiklinális	
Felszínalakító rendszerek		aktív	reliktum
		*lejtős *fluviális *karsztosodás *kőzetelőkészítés	*kőzetelőkészítés *lejtős *fluviális *karsztosodás *vulkanizmus
Aktív és reliktum makro- és mezoformák	Eróziós formák	*vízmosások *omlások *csuszamlások *eróziós völgyek *deráziós völgyek *szurdokvölgyek	
	Akkumulációs formák	*törmelékcsoknyák *lejtőtörmelék *allúvium *édesvízi mészkeő *töbörkitöltés *terasz	
	Antropogén formák	*kisvasút *turizmus felszínalakítása *mesterséges tavak *mészkeőbánya	
Mikroformák		*barlangok	
Jelenlegi folyamatok		*omlás *kúszás *csuszamlás *felületi leöblítés *vízmosások fejlődése *folyóvízi erózió *édesvízimészkeő-lerakódás *karsztosodás	
Képviselet földtörténeti korok		*karbon *perm *triász *jura *miocén *pleisztocén *holocén	
Hidrologiai elemek		*források *patakok *víznyelők *karsztvíz	
Talaj		*barna erdőtalajok *kőzethatású- *hidromorf- *romtalajok	

lejtőn lejátszódó folyamatok intenzitása. Úgy számítottuk ki, hogy mindegyik területegységről lejtőszög-térképet készítettünk, majd az egyes lejtőszög-intervallumok gyakoriságát hisztogramokon ábrázoltuk. Végül a hisztogramok alapján a szerzők által megadott, 2. táblázatban ismertetett (lejtőszög-intervallumokhoz tartozó) pontértékek súlyozott átlagát vettük.

2. táblázat. Az egyes lejtőszög-intervallumokhoz tartozó pontértékek

R	1	2	3	4	5
Lejtőszög (fok)	0–5	5–15	15–25	25–50	50–

## Eredmények és megvitatásuk

A geodiverzitás elemei tekintetében az egységek sorrendje a várakozásainknak megfelelően alakult. Legkevesebb elem a fennsíki területeken, a legtöbb a szurdokvölgyekben (Szalajka-völgy: 58) található, nem hiába utóbbi az idegenforgalom célterülete. A területegységekre jellemző értékek között kicsi a szóródás. Ez annak köszönhető, hogy a mintaterület viszonylag kicsi és homogén, így hasonló formákkal és folyamatokkal jellemezhetők a részei, legfeljebb ezeknek a fontossága (uralkodó vagy alárendeltebb szerepe) vagy eloszlása különböző, ezt viszont figyelembe veszi a módszer.

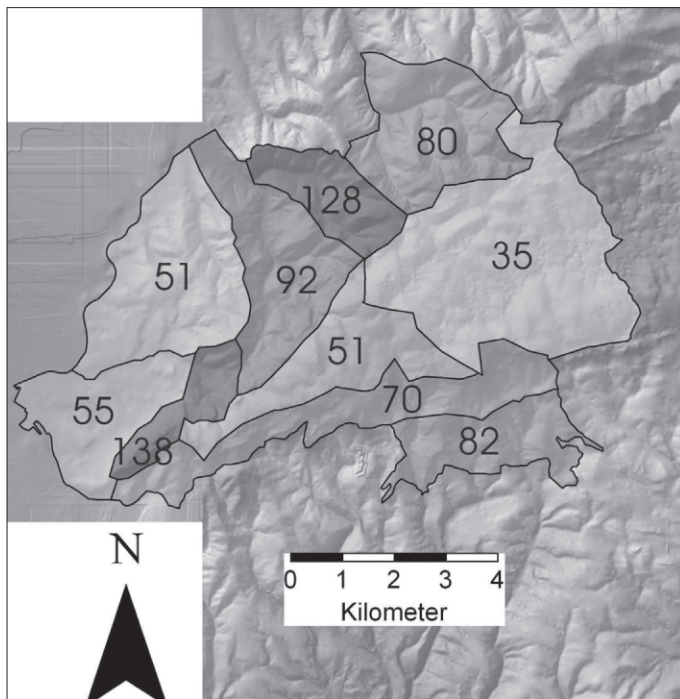
Az R-rel történő szorzás az egységek közötti szórást növeli meg, de a területek sorrendjén nem változtat jelentősen, mivel eleve a meredekebb területeken van több elem (forma). Csak a kisebb területük miatt alacsonyabb elemszámú egységek a (Bél-kő és a fennsík előtere) csúsznak előre a rangsorban meredekségüknek köszönhetően. A vizsgálat eredményeit a 3. táblázat tartalmazza.

3. táblázat. A vizsgálat eredményei

	<i>E<sub>g</sub></i>	<i>R</i>	<i>S</i> (km <sup>2</sup> )	<i>G<sub>d</sub></i>
Bél-kő	41	3,2	2,63	138
Tótfalu-völgy	50	3,4	3,75	128
Szalajka-völgy	59	3,1	7,32	92
Fennsík előtere	42	3,0	4,67	82
Ablakoskő-völgy–Leány-völgy	48	3,4	7,72	80
Fennsík letörése	46	3,0	7,05	70
Bélapátfalva–Lak-völgy	47	1,9	5,14	55
Hegységperem–Bácsó-völgy	47	2,4	8,85	51
Fennsík pereme	39	2,5	7,05	51
Fennsík	42	2,2	15,20	35
<i>Mintaterület összesen:</i>	<i>84</i>	<i>2,7</i>	<i>69,38</i>	<i>53</i>

Az index a legmagasabb értékeket a Bél-kő és a Tótfalu-völgy területén vette fel, pedig azt vártuk, hogy a Szalajka-völgy vagy az Ablakoskő- és Leány-völgy mutatja a legmagasabb geodiverzitás értéket. Előbbiek magasabb geodiverzitása a kisebb területük miatt adódott. Ezeket a többi szurdokvölgy és fennsíkperemi egység követi, alacsonyabb értékek pedig a hegylábi területekre és a fennsíkra jellemzők (2. ábra). A fennsík alacsony geodiverzitásának oka egyrészt az, hogy kevés elemet tartalmaz, mert kőzettanilag homogén (fennsíki mészkő), hiányoznak a felszíni vízfolyások, a meredek lejtők és az ezekhez kapcsolódó formák és folyamatok. Emellett kicsi lejtéssel és a többi egységhez képest nagy területtel rendelkezik.

Mintaterületünk összességében nagyon magas geodiverzitású a karsztos középhegység, az index-értékek lényegében már csak a legfelső kategórián belül differenciálnak. Az index értéke a szurdokvölgyeknél és a fennsík pere-



2. ábra. A részterületek geodiverzitás-indexei

mén a legmagasabb, csak a fennsíki és hegységperemi részek jellemezhetők alacsonyabb, (de más területekhez képest még mindig magas) geodiverzitással. Ez megfelel előzetes várakozásainknak. Ha a hivatkozott szakirodalom határértékeit nézzük: a Bükk-fennsík geodiverzitása közepes, a többi egységé és az egész mintaterület átlaga nagyon magas.

A geodiverzitás elemeinek száma még a várakozásoknak megfelelően alakult, de nem ez volt a differenciáló tényező a geodiverzitás értékek kiszámolásakor. Véleményünk szerint a módszer túl nagy súllyal veszi figyelembe a lejtést, növelve ezzel a szélsőségek (jelen esetben a fennsík és a szurdok-völgyek) közötti különbséget. A területnagyság figyelembe vétele pedig a hasonló jellegű (formakincs, folyamatok, lejtés) egységek index-értékeiben okoz eltéréseket, főleg a kisebb egységeknél. Ezt az a tény is igazolja, hogy a legkisebb egységek (Bél-kő, Tótfalu-völgy, Fennsík előtere) esetében veszi fel az index a legmagasabb értékeket.

Az eljárás a bükkői területre alkalmazható, viszont a spanyol szerzők eredményeinél lényegesen magasabb geodiverzitás értékeket kaptunk. Az eltérés a mintaterületek különböző adottságai mellett a kisebb mintaterület részletesebb felvételezésének is tulajdonítható. A módszer újszerűsége miatt még korrigálásokra szorul, ezért a kapott eredményeket fenntartásokkal kell kezelni.

## IRODALOM

- GRAY, M. 2004. Geodiversity. Valuing and conserving abiotic nature. – John Wiley & Son. Chichester. 434 p.
- KEVEINÉ, B. I. 2008. Geodiverzitás és tájdiverzitás. – Földrajzi Közlemények 132. pp. 431–439.
- PELLITERO, R.–SERRANO, E.–RUIZ-FLANO, P.–GONZÁLEZ AMUCHASTEGUI, M. J. 2009. Geodiversity Mapping from “Habitats” and “Geomorphological Units”: a comparative study at the Ebro y Rudrón Gorges NPA. – 7th International Conference on Geomorphology. Melbourne (Australia).
- SERRANO CANADAS, E.–RUIZ FLANO, P.–ARROYO, P. 2009. Geodiversity assessment in a rural landscape: Tiermes-Caracena area (Soria). Mem. Descr. Carta Geol. d'It. pp. 171–178.





## Bolygónk földrajzi medencéi, a „medence-jelleg” vizsgálatának első lépései

PAJTÓKNÉ TARI ILONA<sup>1</sup>

### Összefoglalás

Nemrég megkezdett kutatásunk célja annak objektív megítélése, hogy mennyire valós és általános természetföldrajzi kategória a „medence-jelleg”. Tanulmányunkban röviden áttekintjük a medencék néhány osztályozási lehetőségét, majd ismertetjük azt a 30 nagyobb méretű, vagy egyedi fekvésű medencét, amelynek éghajlati, vízrajzi, stb. viszonyai bolygónkon megerősíthetők, vagy cáfolhatják a medencehatást. Számot adunk arról, hogy a nagy monográfiák – egyetlen kivétellel – elkerülik a kérdés tárgyalását. Írásunkat globális, európai és magyarországi éghajlati és vízrajzi térképek bemutatásával zárjuk, amelyek egy részén felismerhető, míg másokon hiányzik a medencehatás. A kérdés megválaszolása további elemzést igényel.

### A medencék keletkezése, jellege

Geomorfológiai szempontból a medencék többnyire zárt mélyedések, amelyek minden éghajlati övben fellelhetők. Megjelenésükben, alakjukban a szerkezeti-morfológiai és éghajlati tartományok szerint nagy változatosságot mutatnak.

Alakjuk szerint medencének nevezünk minden zárt, kerek, vagy szabálytalan alakú, minden oldalról lejtővel határolt térszíni mélyedést (BULLA, B. 1954). E meghatározás szerint egy medence lehet egy karsztos dolina alig pár méter hosszúságú teknője is, de a hétmillió km<sup>2</sup> kiterjedésű Amazonas-medence is ebbe földrajzi kategóriába tartozik.

A medencék kialakulásában mind a belső, mind a külső erők szerepet játszanak. A belső (endogén) erők hozzájárulnak az epirogenetikus (egész kőzetlemezre – földrészekre, óceáni medencékre kiterjedő, lassan emelkedő vagy süllyedő) medencéket (Amazonas-medence, Mississippi-medence, Nyugat-Szibéria) és a tektonikus (szerkezeti) medencéket (A Föld nagy tektonikus árokrendszerei mentén kialakult medencék; pl. a Kelet-afrikai árokrendszer, a Rajna és a Rhone árka, a Jordán-árok). A karsztos poljét (1–400 km<sup>2</sup> méretű,

---

<sup>1</sup> Eszterházy Károly Főiskola, H-3300 Eger, Eszterházy tér 1. E-mail: pajtokil@ektf.hu

1. táblázat. A Föld kiválasztott medencéi az egyes éghajlati övezetekben (A medencék pontos helyét az utolsó oszlop szerinti számozással az 1. ábra mutatja be)

		Éghajlati beosztás		Medence (lásd az 1. ábrán)
HIDEG ÖVEZET	Sarki öv (állandóan fagyos) Sarkkörü öv (tundra)	–	–	Amerázsiai-, Eurázsiai-nagymedence (a Jeges-tenger alatt) (1, 2) Yukon-medence (3), Mackenzie-medence (4)
	Hideg-mérsékelt öv (tajga)	–	–	Kélet-európai-síkság (5), Nyugat-szibériai-alföld (6), Lénamedence (7), Kolima-medence (8.)
MÉRSÉKELT ÖVEZET	Valódi mérsékelt öv	Óceáni tartományok	–	Londoni-medence (9)
		Mérsékelt szárazföldi (nedves kontinentális)	–	Kárpát-medence (10) Mississipp-Missouri-medence (11)
	Meleg-mérsékelt öv	Szárazföldi tartományok (száraz kontinentális)	–	Nagy-medence (USA) (12) Parana-medence (Argentina) (13)
		Szélsőségesen szárazföldi (felsivatagi-sivatagi)	–	Turáni-alföld, Amu-Darja medence, Szírdarja medence (14)
FORRÓ ÖVEZET	Térítői öv (sivatagi)	Mediterrán tartományok	–	Kaliforniai-völgy (USA)(15), Hosszanti-völgy (Chile) (16)
		Monzun tartományok	–	Mississipp-medence déli része, Jangce medencéi (17) (Szecsuan-és Wuhan-medence)
	Átmeneti öv (szavanna)	–	–	Kattara mélyföld (Egyiptom), Szíva-medence (Egyiptom) (18), Eyre-medence (Ausztrália) (19)
		–	–	Niger-medence (20), Csád-medence (21), Felső-Nílus-medence (22), Ngorongoro kaldéra (Tanzánia) (23), Ausztrál-alföldek (Carpentaria-alföld, Nagy-Artézi-medence, Murray-Darling-alföld) (24)
		–	–	Amazonas-medence (25), Kongó-medence (26)
Függőleges övezetességű hegyvidékek	Egyenlítői öv (esőerdő)	–	–	Hindusztáni-alföld (Gangesz-Brahmaputra medencéje) (27), Indus-alföld (28)
	Monzunvidékek	–	–	Altipláno (Bolíviai-magasföld) (29), Cajdam-medence (30)

legnagyobb felszíni karsztforma) és a dolinát is a töréses, tektonikus medencék csoportjába sorolhatjuk. Ugyancsak endogén erők hatására alakulnak ki a vulkáni működéshez kapcsolódó, általában kisebb krátermedencék, ill. kaldérák (a spanyol eredetű szó jelentése): üst, katlan, rétegvulkán robbanásával, lepusztulásával vagy beroskadásával keletkezett kiszélesedett kráterkúp, amely katlanszerű mélyedést ölel körül).

A külső (exogén) erők által formázott medencék szerte a Földön megtalálhatók. A folyóvíz (fluviatilis) felszínalakító munkája nyomán kialakult medencék a kanyargó folyók középszakasz jellegű térszínein, ártéri síkságain, hordalékteraszain alakultak ki. Változatos medenceformákat eredményez a jég felszínalakító munkája is. Észak-Amerikában, Észak-Európában a jégtakaró síksági területté gyalulta a kontinensek puhább kőzetanyagú felszínét, amelyből a keményebb kőzetanyagú vásott sziklák emelkednek ki. A glaciális lepusztulás (denudáció) során kialakított medencéket sok helyen tavak töltik ki. A magashegységi glaciális erózió kisebb medencéket hoz létre, helyenként például a teknővölgy túlmélyülésével.

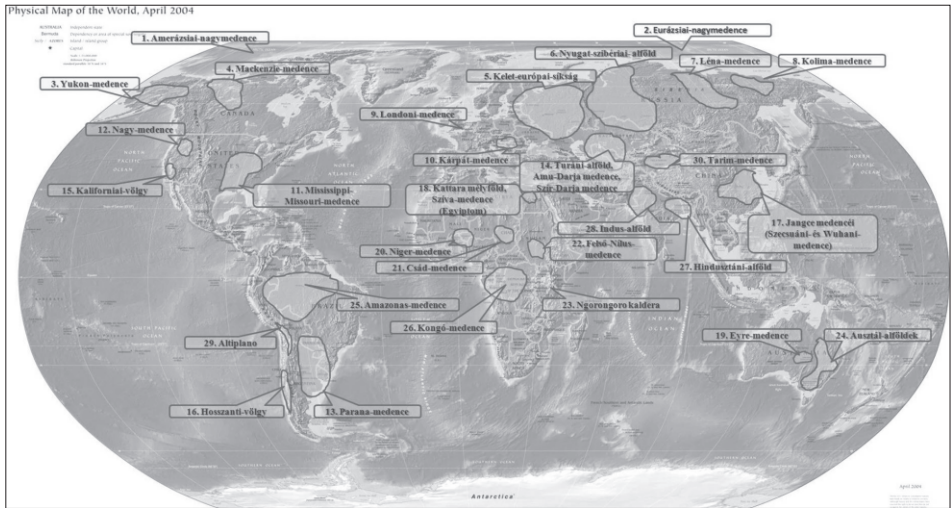
A szél felszínformáló tevékenysége (defláció; eolikus erózió) által létrehozott medencék az afrikai sivatagokban gyakoriak. Keletkezési körülményeiket bizonyítja, hogy a medencék hossz tengelye általában az uralkodó szél irányában helyezkedik el. A defláció a talajvíz szintjéig képes kifejteni hatását, így a deflációs medencék gyakran a tenger szintjénél mélyebben fekvő mélyedések (depressziók), a Líbiai sivatagban egyben oázisok is (Kattara, Szíva, stb.). Dél-Afrika sós tavai (Makadikadi, Ngami-tó, Ethosa pan) is feltehetőleg szél által kifújtt tektonikus süllyedékek, amelyeknek mérete több tíz, több száz négyzetkilométerig terjed.

A medencék legnagyobb hányada azonban komplex keletkezésű. Az endogén erők által létrehozott medencealakzatokat az exogén erők tovább formálják. A medencék, magasföldek alapzatként a mélybe süllyedtek és vastag tengeri, tavi vagy szárazföldi eredetű üledék halmozódik rájuk. A dél-amerikai Középső-Andok keleti és nyugati hegylánca között terül el Földünk egyik legmagasabban fekvő hatalmas medencéje az Altipláno. A fennsík 165 ezer km<sup>2</sup> kiterjedésű terület, 3600–4900 méterrel a tenger szintje fölött. Szintén nagy magasságban, Belső-Ázsia szívében fekszenek az óceánoktól legtávolabbra eső medencék, fennsíkok.

A bonyolult földtani felépítésű medencék éghajlata a földtörténet során mindig is változott, és változik ma is. Az éghajlat visszahat a medencék földtani szerkezetének alakulására. A felszínformálás jellegét, intenzitását elsősorban az éghajlat határozza meg. Pl. egy nagy tengerszint feletti magasságú, száraz területen fekvő, óceántól elzárt térszínen a kőzetaprózódás és a szél felszínformáló munkája (löss felhalmozódása) a döntő tényező. A csapadékosabb éghajlatú területek (időszakok) a folyóvízi erózióknak, ill. akkumulációnak kedveznek.

DICKINSON (1974) rendszere a tektonikus szerkezet történetén alapul:  
*a)* litoszférikus szubsztrátum: óceáni, vagy kontinentális;  
*b)* a medence távolsága a kontinentális tábla peremétől;  
*c)* a medencéhez legközelebb eső táblaperem típusa, azaz közeledő, távolodó, állandó.

Az osztályozás szempontjai lehetnek még a hidrokarbon jellemzők, a medencét kitöltő üledékek és a tektonikai szerkezet, ami módosítja az üledéklerakódást (ALLEN–ALLEN, 2005).



1. ábra. Az 1. táblázatban kiválasztott medencék földrajzi elhelyezkedése

## A „medence jelleg” a szakirodalomban

A Magyar Tudománytár I. (2002) bevezető tanulmánya szerint a Kárpát-medencében a „medence-jelleg” következő éghajlati és vízrajzi sajátosságai érvényesülnek:

Éghajlati sajátosságok: +2°C hőmérsékleti többlet az övezetes átlaghoz képest; két héttel korábbi kitavaszkodás (pl. almafa virágzás); kevesebb csapadék a fönhatás miatt; szélgyengítő hatás, emiatt fellépő „hideg légpárna”, szennyezettség, köd; erősebb kontinentalitás (szélvédett, meleg nyár, hideg tél); kevesebb felhő, magasabb napfénytartam.

Vízrajzi sajátosságok: Alvízi jelleg (95 % külföldről) szeszélyes vízjárás; réteg- és talajvízben gazdag jelleg; a belvív- és aszályhajlam is fokozódik; összefutó folyami árhullámok; korlátozott a víztározás lehetősége (a bőség és a hiány esetére is gondolva).

Ezeket a sajátosságokat jóformán az általános iskola óta tanuljuk, ill. tanítjuk. Szerettünk volna kitekinteni a nemzetközi szakirodalomra, hogy ahol a geográfusok nem kifejezetten egy medencében élnek, vajon ott is számon tartják-e ezeket a tulajdonságokat, mint általában igaz, természetföldrajzi tényeket.

Meglepve tapasztaltuk, hogy összesen tíz darab, 1991 és 2010 közötti monográfiát megvizsgálva (PATURI, F.R. 1991; BORSY, Z. 1992; LAROUSSE MEMO ENCIKLOPÉDIA, 1993; SH ATLASZ, 1995; CHRISTOPHERSON, R.W. 1997; MILLER, G.T. JR. 1999; AHRENS, C.D. 2000; HAGGETT, P. 2006; HUDDARD, D.-STOTT, T. 2010; STRAHLER, A.H. 2010), azokban semmilyen utalást nem találtunk a fenti éghajlati és vízrajzi sajátosságokra. A medencék keletkezését, tipológiáját ugyanakkor csaknem mindegyik könyv tartalmazza.

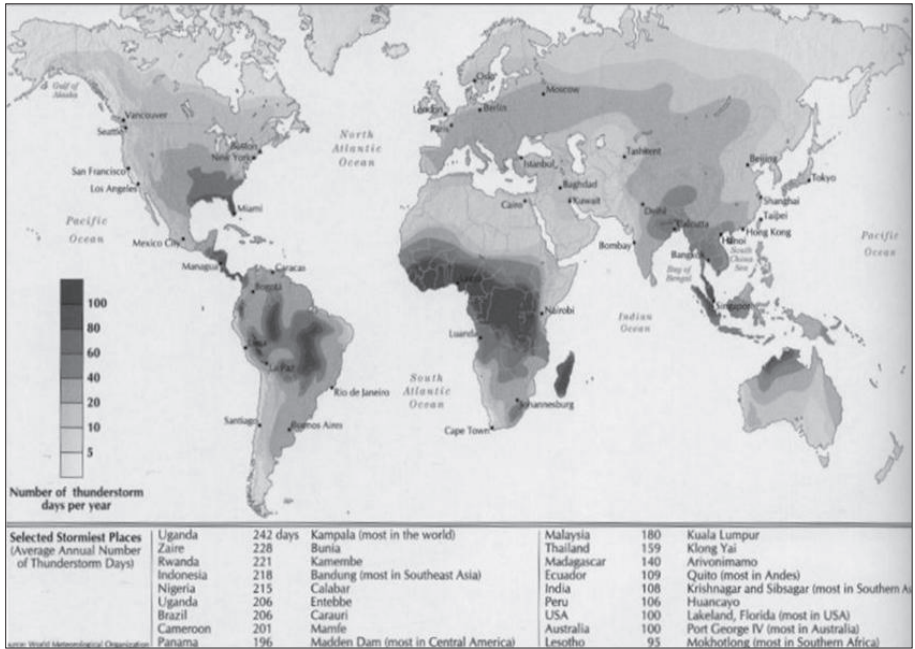
Vizsgálódásunk következő lépése ezért az, hogy kellő információ sűrűségű alapadatokból objektív interpolációs eljárásokkal készült térképeken szemrevételezzük a „medencehatás” valóságértékét a Világ fentebb bemutatott medencéire csakúgy, mint hazánk térségére.

### **A medence jelleg térképi illusztrációi (válogatás)**

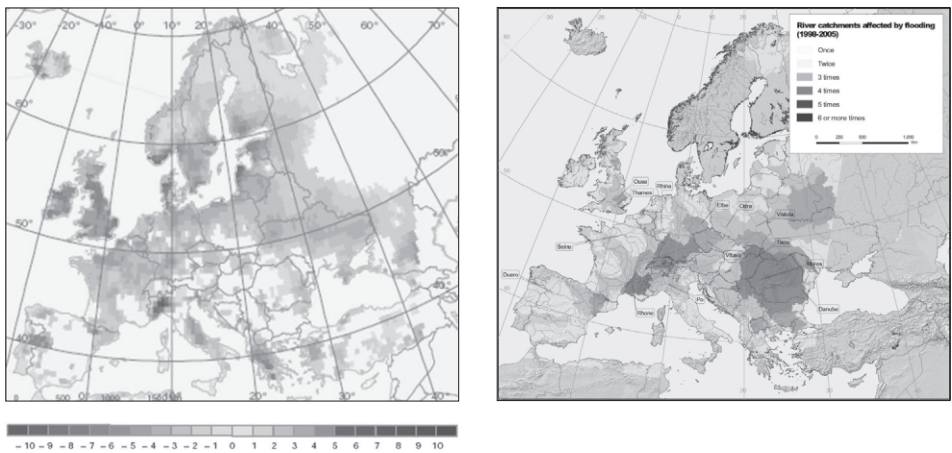
Globális léptékben általában nehéz megítélni a medencehatás valóságértékét, mert a térképek gyakran kevés információn alapulnak. Pontosabban ahhoz bizonyára elegendőn, hogy kirajzolódjon a nagytérségű területi rendje, a medencék mérete azonban már néha kicsi lehet. A 2. ábrán a zivataros napok évi átlagos gyakorisága szerepel, amit a Föld közel 10 ezer felszíni állomása észlel, és jelent a Világközpontoknak. Ezen a térképen az 1. ábra medencéinek a hatása egyáltalán nem ismerhető fel.

Az európai lépték (3. ábra) bal oldali térképén egyértelmű a medencehatás. Az 1976–2006 közötti, globális léptékben melegedő időszakban a fagyos napok száma a medencékben nem csökken, sőt itt-ott emelkedik, míg a többi térségben a melegedéssel párhuzamosan csökken. A rejtély kulcsa a légnyomás ezzel párhuzamosan végbement emelkedése az Atlanti-Európai térségben (IPCC, 2007: Fig. TS24), amely az év hideg felében kedvez a hideg kialakulásának. A jobb oldali ábra szerint a súlyos árvizek 1998 és 2005 között nem a medencékben voltak a leggyakoribbak, hanem a hegyvidékeken, habár a Tisza vízgyűjtője az összefutó árhullámok hatása miatt szintén a legnagyobb gyakoriság területére esett.

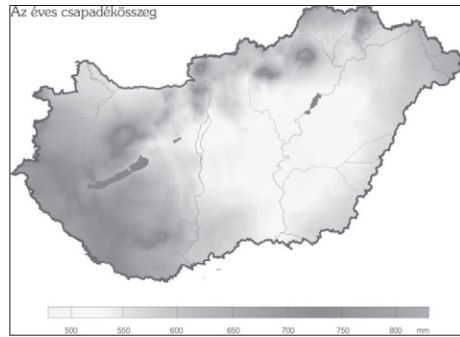
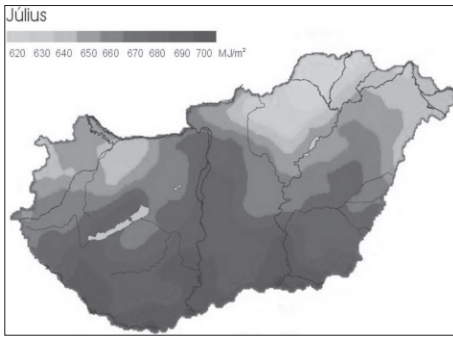
Rátérve a korszerű technikával készült hazai térképekre (4. ábra), országunkban csak a csapadék évi összege mutat egyértelmű medencehatást: kevesebb csapadék az ország középső részein, felidézve a Kárpátok vonulatát. Ugyanakkor a vízszintes felületre érkező napsugárzás múholdas megfigyeléseken alapuló eloszlása júliusban nem ilyen (és más hónapokban sem).



2. ábra. A zivataros napok átlagos száma évente (BURT, CH. C. 2007, WMO adatok alapján)



3. ábra. Balra: Fagyos napok gyakoriság-változása (1976–2006). A fagyos napok ( $T_{\max} < 0^{\circ}\text{C}$ ) gyakoriságának változása nap/10 év egységben Európában az 1976–2006 években megfigyelt adatok alapján. (Forrás: ENSEMBLES Projekt Zárójelentése, [www.ensembles-eu.org](http://www.ensembles-eu.org)). Jobbra: árvizek gyakorisága (1998–2005). A súlyos árvizek gyakorisága 1998 és 2005 között. (Forrás: [http://reports.eea.europa.eu/environmental\\_issue\\_report\\_2004\\_35](http://reports.eea.europa.eu/environmental_issue_report_2004_35))



4. ábra. Két hazai példa a medencehatás kérdéses voltára. Bal oldalon a júliusi globál-sugárzás értékek láthatók a METEOSAT műhold érzékelőjére érkezett visszasugárzás alapján 1992 és 1996 között. A jobb oldali ábra az 1961–1990 közötti évi csapadékösszeget mutatja kb. 800 állomás adatai alapján. (Forrás: Magyarország Éghajlati Atlasza, 2001)

## Összegzés

Sem a szakirodalom, sem az összegyűjtött ábrák (amelyeknek itt csak nagyon kis hányadát tudtuk bemutatni) nem erősítik meg számunkra, hogy a medencehatás ugyanolyan egyértelmű természetföldrajzi kategória, mint a zonalitás vagy a kontinentalitás. A kérdés eldöntéséhez bolygónk bő két tucat nagyobb földrajzi medencéjére és további éghajlati elemekre kiterjedő, jó felbontású, objektív eljárással készült térképeket kell átvizsgáljunk.

## HIVATKOZÁSOK

- ALLEN, P.A.–ALLEN, J.R. 2005. Basin Analysis: Principles and Applications, 2nd ed. Blackwell Publishing. 549 p.
- AHRENS, C. D. 2000. Meteorology Today. 6<sup>th</sup> ed. Brooks/Cole Publ. Comp. 528 p. + App.
- BORSY, Z. (szerk.), 1992. Általános természetföldrajz. – Nemzeti Tankönyvkiadó 832 p.
- BULLA, B. 1954. Általános természeti földrajz. II. kötet. – Tankönyvkiadó, Budapest. pp. 353–363.
- BURT, CH. C. 2007. Extreme Weather. (2nd ed.) W. W. Norton & Company. 304 p.
- CHRISTOPHERSON, R. W. 1997. Geosystems 3rd ed. Prentice Hall. 636 p. + App.
- DICKINSON, W. R. 1974. Plate tectonics and sedimentation. – In: Tectonics and Sedimentation (Ed. W.R. DICKINSON). Spec. Publ. Soc. Econ. Paleont. Miner. Tulsa, 22. pp. 1–27.
- VAN DER LINDEN, P.–MITCHELL J.F.B. (eds.) 2009. ENSEMBLES: Climate change and its impacts: Summary of research and results from the ENSEMBLES project. Met Office UK. 160 p.
- HAGGETT, P. 2006. Geográfia. Globális szintézis. – Typotex Kiadó. 842 p.
- HUDDARD, D.–STOTT, T. 2010. Earth Environments. – Wiley-Blackwell. 912 p.
- LAROUSSE MEMO ENCIKLOPÉDIA, 1993. Larousse. – Akadémiai Kiadó. 1273 p.



- Magyarország Éghajlati Atlasza, 2001 (szerk. MERSICH, I.–PRÁGER, T.–AMBRÓZY, P.–HUNKÁR, M.–DUNKEL, Z.). Országos Meteorológiai Szolgálat, Budapest. 107 p.
- Magyar Tudománytár, 2002. I. kötet. Föld, víz, levegő. – Kossuth Kiadó. 511 p.
- MILLER, G. T. Jr. 1999. Living in the Environment. 11<sup>th</sup> ed. Brooks/Cole Publ. Comp. 812 p.
- PATURI, F.R. 1991. A Föld Krónikája. – Officia Nova. 576 p.
- SH Atlasz, 1995. Ökológia. – Springer Hungarica 284 p.
- STRAHLER, A. H. 2010. Introducing Physical Geography. – Wiley-Blackwell. 632 p.

## Új tervezési módszerek alkalmazása a Natura 2000 területek fenntartási terveinek készítésénél

PALLAG ORSOLYA<sup>1</sup>–FARAGÓNÉ HUSZÁR SZILVIA<sup>2</sup>–GÖNCZ ANNAMÁRIA<sup>1</sup>  
KELEMEN ESZTER<sup>3</sup>–PATAKI GYÖRGY<sup>2</sup>–PODMANICZKY LÁSZLÓ<sup>2</sup>

### A Natura 2000 hálózat

A Natura 2000 hálózat az Európai Unió területén megtalálható közösségi jelentőségű, ritka és veszélyeztetett állat- és növényfajok, valamint a közösségi jelentőségű természetközeli élőhelyek alkotta területek láncolata.

A Natura 2000 területek rendszere olyan összefüggő ökológiai hálózatot képez, amely a veszélyeztetett fajok és élőhelyek védelmével hozzájárul a biológiai sokféleség megőrzéséhez, segíti a fajok és élőhelyek kedvező természetvédelmi állapotának fenntartását, a rontott állapot helyreállítását.

A Natura 2000 hálózat létrehozásának jogszabályi alapjait az Európai Unió két természetvédelmi irányelve alkotja – a madárvédelmi irányelv (79/409/EGK) és az az élőhelyvédelmi irányelv (92/43/EGK) –, amely alapján a Natura 2000 területek két típusba sorolhatók:

- különleges madárvédelmi területek (a madárvédelmi irányelv alapján);
- különleges természetmegőrzési területek (az élőhelyvédelmi irányelv alapján).

A *különleges madárvédelmi területek*be azok a területek tartoznak, amelyek az Unió tagállamaiban rendszeresen költő és átvonuló madárfajok nagy állományainak adnak otthont, vagy a vízimadarak szempontjából nemzetközileg is jelentős vizes élőhelyeket foglalnak magukba. A *különleges természetmegőrzési területek* és a *kiemelt jelentőségű természetmegőrzési területek* a közösségi jelentőségű természetes élőhelytípusokat, ill. a közösségi jelentőségű állat- és növényfajoknak otthont adó élőhelyeket foglalják magukban.

A területek kijelölése során a tagállamok javaslatot tesznek arra, hogy az adott országban mely területeket tartanak védelemre érdemesnek. A végleges kijelölésről azonban az Európai Bizottság dönt. Az Európai Unió egészét tekintve ma mintegy 26 ezer kijelölt terület alkotja a Natura 2000 hálózatot, amely a 2008. évi adatok alapján az Unió teljes (szárazföldi) területének mintegy 17%-át fedi le.

<sup>1</sup> Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Természetvédelmi Szakállamtitkárság, Nemzeti parki és Tájvédelmi Főosztály. E-mail: orsolya.pallag@gmail.com

<sup>2</sup> VÁTI Magyar Regionális Fejlesztési és Urbanisztikai Nonprofit Kft. 1016 Budapest, Gellérthegy u. 30–32.

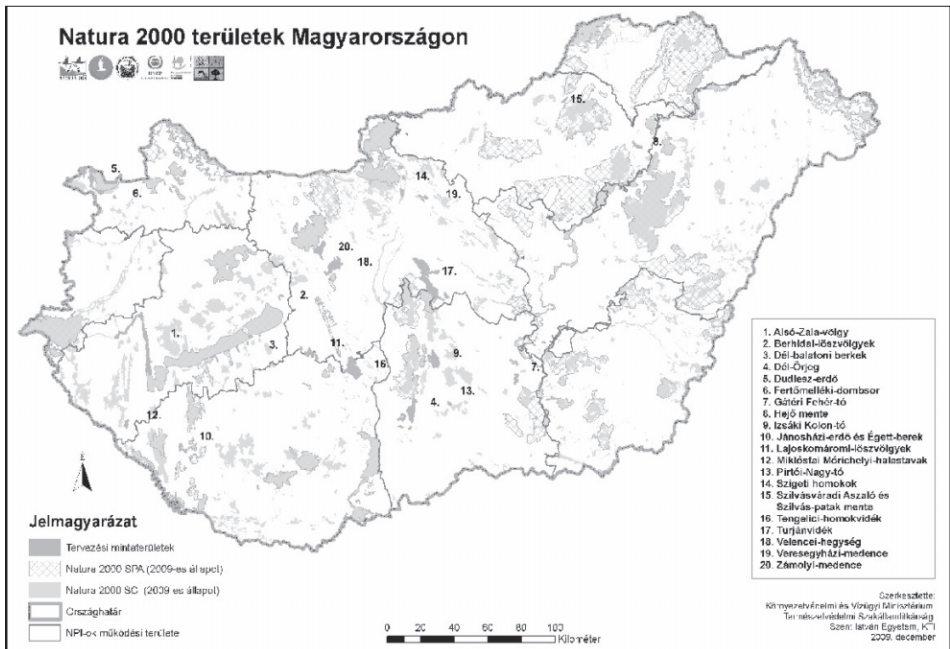
<sup>3</sup> Szent István Egyetem. 2103 Gödöllő, Páter Károly utca 1.

## A Natura 2000 területek kijelölése Magyarországon

A 2004-ben csatlakozott új tagállamoknak – köztük Magyarországnak – ki kellett jelölniük a különleges madárvédelmi és természetmegőrzési területeket. Magyarország – és kisebb részben a szomszédos közép-kelet-európai országok – a pannon biogeográfiai régióval járultak hozzá a Natura 2000 hálózathoz. A pannon régió számos olyan élőhelynek ad otthont, amelyek a régi tagállamok területén nem fordulnak elő, mint például a pannon lejtősztyepek és sziklafüves lejtők, a pannon löszgyepek és homoki gyepek, vagy a pannon gyertyános tölgyesek.

Magyarország 2004-ben az *európai közösségi jelentőségű természetvédelmi rendeltetésű területekről* szóló 275/2004. (X. 8.) Korm. rendelet értelmében az Európai Bizottságnak összesen 512 Natura 2000 terület kijelölésére tett javaslatot, amelyek együttes kiterjedése mintegy 1,95 millió hektár, az ország területének 21%-a.

A Natura 2000 területek viszonylag magas területi arányát az ország pannon biogeográfiai régióban elfoglalt jelentős pozíciója indokolja (pl. a 235 a közösségi jelentőségű élőhelytípus közül 46 élőhely előfordul az országban). A Natura 2000 területek Európai Bizottság által jóváhagyott, helyrajzi számokat is tartalmazó listáját a 45/2006. (XII. 8.) KvVM rendelet hirdette ki.



1. ábra. A magyarországi Natura 2000 területek és a 20 tervezési mintaterület

## A Natura 2000 hálózat működésének elvi alapjai

A Natura 2000 területek jelentős részén a korábbi gazdálkodás és tájhasználat képes volt hosszú távon fenntartani, megőrizni a természeti értékeket. Ezért a Natura 2000 hálózat területein a természeti értékek védelme csak az adott terület földhasználóival való szoros együttműködésben képzelhető el.

Mindezek miatt az Unió a Natura 2000 területek megőrzése érdekében lehetőséget ad a tagországoknak arra, hogy megválasszák a területek megőrzéséhez, fenntartásához, valamint helyreállításához leginkább alkalmas módszereket. Ezek alapvetően:

- jogszabályi előírások (tiltások, hatósági engedélyezés) vagy
- a gazdálkodókkal kötött szerződéses megoldások lehetnek.

Ősztönzi ugyanakkor a tagállamokat arra, hogy a Natura 2000 hálózat által érintett szereplőkkel közösen határozzák meg a kijelölt területekre vonatkozó hosszú távú kezelési javaslatokat, és olyan integrált megközelítést alkalmazzanak, amely a természetvédelmi szempontok mellett a társadalmi és gazdasági környezetet is figyelembe veszi, és a védelmi célok teljesülése mellett a kijelölt terület fenntartható társadalmi-gazdasági fejlődését is lehetővé teszi.

## A Natura 2000 területek szabályozása Magyarországon

### *Jogszabályok*

A Natura 2000 területek védelmének jogszabályi kereteit a 275/2004. (X. 8.) Kormányrendelet fekteti le, amely korlátozásokat és hatósági engedély köteles tevékenységeket határoz meg (például a gyepteltetés vagy az erdőkről és az erdő védelméről szóló törvény hatálya alá nem tartozó fa, facsoport telepítése, kivágása, stb.).

A gyepgazdálkodás vonatkozásában további szabályokat ír elő a 269/2007. (X. 18.) Kormányrendelet, amelyek betartásáért a gazdálkodót a 128/2007. (X. 31.) FVM rendelet, ill. az ezt módosító 17/2009. (III. 6.) FVM rendelet értelmében kompenzáció illeti meg. Ezen kívül számos olyan jogszabály is megjelent, amely kifejezetten segíti a Natura 2000 területeken történő gazdálkodás fenntartását, fejlesztését.

### *Fenntartási tervek*

A jogszabályi előírásokon kívül a Natura 2000 területek védelme a gazdálkodóval való „szerződéskötés” keretében is megvalósulhat. Ennek lényege, hogy

ha a gazdálkodó vállalja a számára előírt, egyes tervben meghatározott kezelési előírások betartását, akkor az általa végzett természetvédelmi szolgáltatásért cserébe anyagi ellentételezést, kifizetést kaphat.

A Natura 2000 hálózat vonatkozásában azonban a hazai támogatási rendszer kialakítása még folyamatban van. E folyamat megalapozása céljából Magyarországon *fenntartási tervek* készülnek, amelyek rögzítik a közösségi jelentőségű természeti értékek hosszú távú megőrzéséhez és fenntartásához szükséges természetvédelmi célkitűzéseket és a területhasználókkal együtt kialakított kezelési előírásokat. A tervekészítés hazai jogszabályi keretét a már említett 275/2004. (X. 8.) Kormányrendelet adja.

A fenntartási tervek alapját képezhetik többek között az egyes területeken igényelhető agrár-környezetgazdálkodási kifizetéseknek, amelyek az aktuális agrár-környezetgazdálkodási jogszabályokban jelennek meg. Ezek a kifizetések nagyban hozzájárulnak a hálózat kedvező természeti állapotának megőrzéséhez.

Ezen kívül számtalan élőhelyvédelemmel összefüggő fejlesztés, rekonstrukciós pályázati lehetőség megalapozására alkalmas.

## **A fenntartási tervek hazai tervezése**

### *Mintatervek*

A fenntartási tervek készítése 2008 őszén uniós forrásból – a 2006/18/176.02.01. számú, a „*Natura 2000 területek fenntartási tervének elkészítése és ehhez kapcsolódó szolgáltatások elvégzése*” átmeneti támogatás projekt keretében – hazánk húsz mintaterületén kezdődött meg.

A pályázati forrást a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium nyerte el, a programot a Minisztérium Fejlesztési Igazgatósága irányította. A projekt a VÁTI Nonprofit Kft. vezetésével és együttműködő partnereivel, a Szent István Egyetem Környezet- és Tájgazdálkodási Intézetével, a Magyar Tudományos Akadémia Ökológiai és Botanikai Kutató Intézetével és a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesülettel valósult meg.

A tervezési folyamatban a nemzeti park igazgatóságok szakemberei mellett számos természetvédelmi, botanikai és zoológiai szakértő is részt vett, akik felmérték a kiválasztott területek természeti értékeit, pontosították a már rendelkezésre álló alapadatokat, valamint megfogalmazták a természetvédelmi célkitűzéseket és előírásokat.

A projekt során kiemelt figyelmet kapott a helyi lakosok és más érintettek tájékoztatása és bevonása a tervezési folyamatba. Ezt az egyeztetést a tervezők személyes interjúkkal, közös terepbejárásokkal és egyeztető fórumok szervezésével valósították meg.

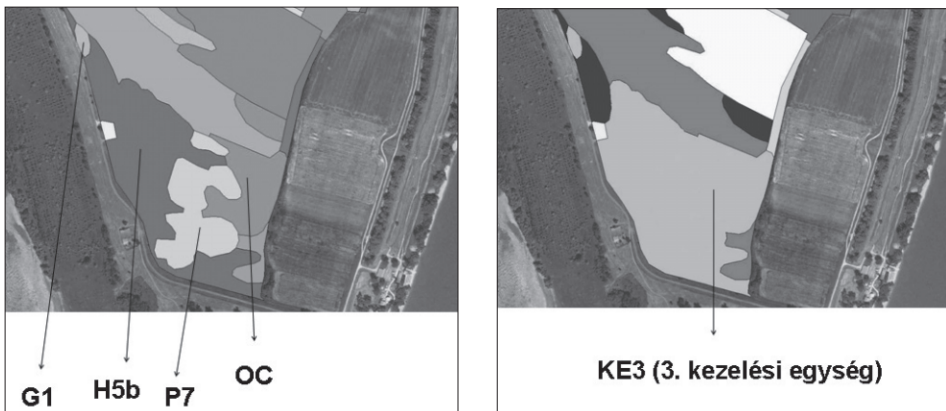
## A fenntartási tervekben alkalmazott új módszerek

A fenntartási terv ismerteti a tervezési terület Natura 2000 hálózat szempontjából meghatározó botanikai, zoológia értékeit, és az élőhelyekre vonatkozó adatok alapján meghatározza a természeti értékek fenntartása érdekében követendő, illetve javasolt gazdálkodási gyakorlatot. Ezeket a tervben „előírásoknak” nevezzük. Szükséges azonban kiemelni, hogy azok az előírások, amelyek nem képezik részét a jelenlegi jogszabályi rendszernek (pl. 269/2007. Kormányrendelet), nem kötelező érvényűek a gazdálkodók számára, pusztán az érintett Natura 2000 területek élőhelytípusainak megőrzését szolgáló földhasználati ajánlások.

A fenntartási tervek javaslatot tesznek arra, hogy meghatározzák azokat az előírásokat, amelyek a jövőben – megfelelő kompenzációs háttér biztosítása esetén – kötelező érvénnyel betartandók lehetnek a gazdálkodók számára. Ezek az előírások azonban csak a későbbi egyeztetések eredményessége (a megfelelő támogatási rendszer kidolgozása) esetén ölthetnek jogszabályi formát, és válhatnak az érintettek számára kötelezővé.

A fenntartási tervben szereplő előírások meghatározása – művelési ághoz kötötten – élőhelytípus szinten történt. A faj- vagy élőhelyvédelmi szempontból azonos kezelést igénylő területegységeket a tervekben ún. *kezelési egységként* határoltuk le, és így jelenítjük meg az egyes területek térképein.

A kezelési egységekhez olyan, ún. „harmonizált” listát állítottunk össze, amely művelési áganként eltérő számú, de egységes szerkezetben, kódszámmal ellátva tartalmazza a kiválasztott húsz Natura 2000 területre vonatkozóan a lehetséges előírásokat.



2. ábra. Az élőhelyek és a kezelési egységek kapcsolata. Részlet a Szigeti homokok Natura 2000 terület fenntartási tervéből, Gergely Attila (2008) élőhelytérkép (bal oldali), Kenyeres Zoltán területi felelős szakértő (2009) kezelési térkép (jobb oldali)

Sorszám	Megnevezés
SZ_01 - SZ_65	Szántókra vonatkozó előírások
GY_01 – GY_115	Gyep és füves területekre vonatkozó előírások
V_01 – V_54	Vizes területekre vonatkozó előírások
E_01 – E_69	Erdőterületekre vonatkozó előírások

3. ábra. Egységes előírásor művelési áganként meghatározott előírásainak száma

A kezelési egységekhez rendelt előírások a működést tekintve a következők szerint csoportosíthatók:

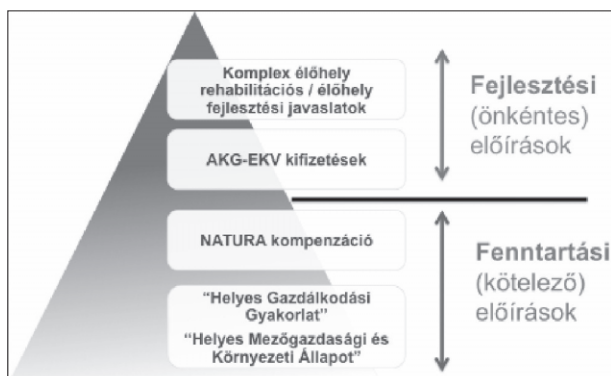
Fenntartási előírások:

- jogszabályokban rögzített, kötelező előírások;
- Natura 2000 kompenzációs előírások (kötelező formában).

Fejlesztési előírások és javaslatok:

- működő támogatási rendszerekhez – az Agrár-Környezetgazdálkodási Programhoz (AKG) és az Erdő-környezetvédelmi Programhoz (EKV) – kapcsolt, önkéntes formában működő előírások;
- komplex élőhely-rehabilitációs és élőhely-fejlesztési javaslatok önkéntes formában.

A fenntartási előírások betartása azért szükséges, mert ezek révén biztosítható a Natura 2000 hálózat szempontjából fontos fajok, valamint élőhelyek fennmaradása, a területek jelenlegi állapotának megőrzése. A fejlesztési előírások a területek természeti értékeinek növelésére irányulnak olyan gazdálkodási formák ösztönzésével, amelyek a fajok populációjának növekedését, valamint az élőhelyek állapotának javítását célozzák meg. *Hangsúlyozzuk, hogy a kompenzációt igénylő előírások csak akkor válnak kötelezővé, ha sikerül megteremteni a kifizetések anyagi hátterét.*



4. ábra. Az előírások hierarchiája

## *A tervezés eredményei*

Új, a tervezők által fejlesztett módszertannal 45 000 hektár összterületű 20 Natura 2000 terület fenntartási terve készült el (20–20 élőhely és kezelési térkép).

Kialakult egy széles körben egyeztetett kezelési előírásor, amely a mintaterületek teljes körére alkalmazható, de a további tervezés során bővíthető.

A további fenntartási tervezést megalapozó és segítő tervezési és kommunikációs tapasztalatokat összefoglaló módszertani kézikönyv.

Új típusú, nyílt közösségi tervezés megvalósulása az érintettek (területhasználók) lehetőség szerinti legnagyobb arányú bevonásával.

Tájékoztató kiadvány elkészítése az érintett területhasználóknak, gazdálkodóknak, kezelő szervezeteknek.

## IRODALOM

- FARAGÓNÉ HUSZÁR, SZ.–GÖNCZ, A.–KELEMEN, E.–MARTICSEK, J.–PATAKI, GY.–PODMANICZKY, L. 2009. Módszertani kézikönyv a Natura 2000 területek tervezéséhez. Budapest, kézirat.
- FARAGÓNÉ HUSZÁR, SZ.–GÖNCZ, A.–KELEMEN, E.–PATAKI, GY.–PODMANICZKY, L. 2008–2009. A 2006/18/176.02.01 sz. Átmeneti Támogatású „ NATURA 2000 területek fenntartási tervének elkészítése, és ehhez kapcsolódó szolgáltatások elvégzése” c. projekt munkaidő jelentése, I., II., III. negyedévi és záró jelentései. Budapest.
- KELEMEN, E.–PALLAG, O.–PATAKI, GY.–PODMANICZKY, L.–SKUTAI, J. 2009. Gazdálkodás harmóniában a természettel. – Szent István Egyetem, Gödöllő. pp. 3–9.





## Természeti értékek a Riha-tavon (vegetáció)

PÉCZ TIBOR<sup>1</sup>

### Bevezetés

A Riha egy lefűződött morotva tó a Mohács-szigeti Homorúd község közelében. 1996 óta a Duna–Dráva Nemzeti Park Béda–Karapancsa Tájegységéhez tartozik, amely tájegységből 1150 hektár nemzetközi jelentőségű vizes élőhely, Ramsari és Natura 2000 terület, ahogyan a Riha-tó is.

Korábban a vízterületet egy szövetkezet halászati céllal hasznosította és három tőegységre osztotta, de miután természetvédelmi terület lett, ezt a művelési ágat megszüntették.

### A terület bemutatása

Hidrológiai szempontból a Riha ma egy kisebb belvízgyűjtő tó, amelynek vízforrása a Mohácsi-fertő és a Kanda-csatorna a Karapancsai-főcsatornán keresztül. A Simon- és Szamóc-csatornák nyugati oldalról, míg a Kutas-csatorna keleti oldalról ugyancsak fontos szerepet játszik a tó vízutánpótlásában.

A tórendszer régóta fennálló műszaki-üzemeltetési problémái ellenére e 250 hektáros élőhely-együttes (a tó maga kb. 90 ha) természeti gazdagsága figyelemre méltó.

A tó elkülöníthető részei:

– I. tőegység: A nyugati tőegység különlegesen gazdag vizes élőhely, amely 9,5 hektárra terjed ki. Körülötte 14 hektárnyi nádas található.

– II. tőegység: A középső tó 50 hektáros. Medrét a magasabbrendű vízi növényzet erősen benőtte. Hozzá kapcsolódik az egykori holtág, a Kis-Riha, amely korábban erősen feliszapolódott, feltöltődött. A Kis-Rihát a 2005-ös munkálatok idején kitisztították, és ezzel újra friss vízzel látták el.

– III. tőegység: A keleti tőegység egy 31 hektáros, csaknem teljesen nyílt vízfelület volt. Ez az egység a Riha természetvédelmileg legkevésbé értékes része. Ezt az egységet gyakorlatilag megszüntették 2003 során, amikor a II. tőegységhez csatolták, elbontva a köztük lévő töltést.

---

<sup>1</sup> PTE PMMK Környezetmérnöki Tanszék, H-7624 Pécs, Boszorkány u. 2. E-mail: regruta@gamma.ttk.pte.hu



1. kép. Elbontott töltés (a szerző felvétele)

## Élőhelyek

Az élőhelyek alapvetően négy csoportba sorolhatók a tavon és környezetében. Az egyik maga a víztest, amelynek problémája általában a víz mennyisége és minősége. Ugyanakkor jelentős gémtelpekkel és értékes halfajokkal rendelkezik, amelyeknek a széles parti nádas ad otthont.

Másik területe a Pór-sziget, amelyet homoki gyep borít, ezt a becsérsédes és az erózió veszélyezteti.

Harmadik a tavat kísérő kevésbé értékes erdősáv, melynek fafaj cseréjére mielőbb szükség volna, valamint az értékesebb „maradék” erdők és cserjéseik.

Negyedik csoport a környező mezőgazdasági területek és a védett területek érintkezési zónája.

### *A vizes élőhelyek*

Ebben a vegetációs időszakban (2010) a víz mennyiségével nincs gond. A május és június hónapokban lehullott csapadékmennyiség hatására a tavon a víz szintje átlagosan kb. 1 méterrel haladja meg a korábban szokásosot. Élőhelyei sokszínűek.

A vízen és partján alapvetően 5 élőhely található: A1, A23, A3a, B1a, BA (MÉTA kódok) (BÖLÖNI *et al.* 2007).

A1 alábbi jellemző fajai megtalálhatók: az apró békalencse (*Lemna minor*) és a keresztcsap békalencse (*L. trisulca*), a rucaöröm (*Salvinia natans*), a sima tócsagaz (*Ceratophyllum submersum*) és az érdes tócsagaz (*C. demersum*).

A23: a fehér tündérrózsa (*Nymphaea alba*), a vizitök (*Nuphar lutea*), és a közönséges rence (*Utricularia vulgaris*).

A3a: a tündérfátyol (*Nymphoides peltata*).

B1a: a nád (*Phragmites australis*), a keskenylevelű gyékény (*Typha angustifolia*) és a széleslevelű gyékény (*T. latifolia*).

BA: elsősorban a Szamóc- és a Kutas-csatorna parti és vízi vegetációja tartozik ide.



2. kép. Fehér tündérrózsa (a szerző felvétele)



3. kép. Közönséges rence (a szerző felvétele)

## Gyepék

A Kis-Riha és a Riha által közbezárt Pór-sziget vegetációja zárt félszáraz gyep, azon belül is homoki sztyeprét (H5b) (BÖLÖNI *et al.* 2007).

Jellemző fajai: a mezei szarkaláb (*Consolida regalis*), az apró szulák (*Convolvulus arvensis*), a mezei lóhere (*Trifolium campestre*) és a fehérhere (*T. repens*), a mezei cickafark (*Achillea collina*), a mezei aszat (*Cirsium arvense*), az útszéli bogáncs (*Carduus acanthoides*), a lándzsás útifű (*Plantago lanceolata*), a homoki pimpó (*Potentilla arenaria*), a kerek repkény (*Glechoma hederacea*), a rekettyelevelű gyújtóványfű (*Linaria genistifolia*), a pasztinák (*Pastinaca sativa*), a tejoltó galaj (*Galium verum*) és a pántlikafű (*Phalaroides arundinaceum*).

A gyep nedvesebb részein: az eperhere (*T. fragiferum*), a piros lóhere (*T. pratense*) és az apróhere (*T. dubium*), a kaszanyúg bükköny (*Vicia cracca*), a mezei perjeszittyó (*Luzula campestris*), a libapimpó (*P. anserina*), a vízi menta (*Mentha aquatica*), a réti csenkesz (*Festuca pratense*), a szarvaskerep (*Lotus corniculatus*) és a réti boglárka (*Ranunculus atris*).

## Erdősávok, erdők és cserjések

A tavat kísérő cserjések alapvetően üdék (P2A) (BÖLÖNI *et al.* 2007). Állományalkotói a kosárkötő (*Salix viminalis*) és a rekettyefűz (*S. cinerea*).

Főbb jellemző fajai még: a fehér eper (*Morus alba*), a lómenta (*Mentha longifolia*), a békatutaj (*Hydrocharis morsus-ranae*), a vízilórom (*Rumex hydrolypathum*) és a mocsári nőszirom (*Iris palustris*).

A parti zóna egyes részein maradtak még fenn őshonos fafajú fasorok és erdősávok (RA). Ennek állományalkotói a fehér fűz (*Salix alba*), a fehér nyár (*Populus alba*), fekete (*P. nigra*) és esetenként a szürke nyár (*P. × canescens*), a magyar kőris (*Fraxinus angustifolia subsp. pannonica*), és a közönséges dió (*Juglans regia*).

Puhafás pionír, jellegtelen erdőket is találunk főleg a szigeten, a víztest irányában (RB) (BÖLÖNI *et al.* 2007). Ennek állományalkotói: a fekete dió (*Juglans nigra*) és a jegenyenyár (*P. nigra cv. italica*). Aljnövényzete gyengén fejlett, általában közönséges és nitrofil fajokkal jellemezhető.

Ilyen pl. a fagyal (*Ligustrum vulgare*), a vérehulló fecskefű (*Chelidonium majus*), a piros árvacsalán (*Galeobdolon purpurea*), a gyalogakác (*Amorpha fruticosa*), a fekete bodza (*Sambucus nigra*), a komló (*Humulus lupulus*), a gypűrózsák (*Rosa spp.*), az erdei sás (*Carex sylvatica*), a közönséges mogyoró (*Corylus avellana*), az erdei szálkaperje (*Brachypodium sylvaticum*) és a veresgyűrű som (*Cornus sanguineus*).

Nagyon hasonló a nemes nyárasok (*P. spp.*) fasora is (S2) (BÖLÖNI *et al.* 2007), amely a Riha belső ívén a Pór-sziget felől található.

## Átmeneti zóna

Ezen a területen elég keverten találjuk meg az élőhelyeket – és nem a zonációnak megfelelően.

A Pór-szigeten kívül a tóparti régiójában, főleg az irtásos területeken kisebb-nagyobb foltokban jellegtelen üde gyepek (OB) (BÖLÖNI *et al.* 2007) alakultak ki. Ennek fajai: a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*), a nagy csalán (*Urtica dioica*), az amerikai kőris (*Fraxinus pennsylvanica*), a szedrek (*Rubus spp.*), a mezei zsurló (*Equisetum arvense*) és az óriás zsurló (*E. telmateia*), a fekete nadálytő (*Symphytum officinale*) és az egynyári seprence (*Erigeron annuus*).

Ebben a részben még találunk telepített keményfa ültetvényeket (RC) (BÖLÖNI *et al.* 2007) is, amelyek állományalkotói a kocsányos tölgy (*Quercus robur*) és a magyar kőris (*F. angustifolia ssp. pannonica*). Ezen kívül meg kell említenünk az ősi fajtájú, gyepes, extenzíven művelt gyümölcsösöket, amelyek botanikai és kulturális értékkel is bírnak.

Az átmeneti zóna részét képezik az agrárterületek (T1) (BÖLÖNI *et al.* 2007) is. A Riha mentén főleg kukorica- és búzatáblákat találunk.

## A tó jövője

A holtág közeli és távoli jövőjét alapvetően az határozza meg, hogy a szomszédos mezőgazdasági területek művelését sikerül-e alárendelni a természetvédelmi céloknak, hiszen a szántókon folytatott nagyüzemi gazdálkodás jelentős veszélyt jelent a vízi ökoszisztémára.

A szennyezés lehetőségének esélyét tovább növeli a közeli szarvasmarha-telep is.

A Riha-tó hosszú távon egy közös horvát–magyar bioszféra rezervátum puffer zónájaként töltene be fontos szerepet.

## IRODALOM

BÖLÖNI, J.–MOLNÁR, Zs.–KUN, A.–BIRÓ, M. 2007. Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (Á-NÉR 2007). – Kézirat, MTA ÖBKI, Vácrátót. 184 p.



## A klímaváltozás hatása a Hortobágy-Sárrét középkori településhálózatra

PINKE ZSOLT<sup>1</sup>–SZABÓ BEATRIX

### Bevezetés

Dolgozatunk a Hortobágy-Sárrét ártér-rehabilitációs modell című kutatási programba illeszkedik. A táj-rehabilitáció a tájökológia egyik napjainkban divatos, a tájmenedzsment körébe tartozó gyorsan fejlődő alkalmazási területe (KERTÉSZ, 2008). Az utóbbi évtizedekben Magyarországon számos degradálódott terület rehabilitációjára került sor.<sup>2</sup> Ezek sorában kiemelkedőnek ítéljük a Tisza-tó jelentőségét. A Kiskörei Vízlépcsőt és Öntözőrendszereit (Tisza II. Vízlépcső) vízkészlet-tározás, energiatermelés, hajózhatóság biztosítása és az Alföld vízhiányos területeire való gravitációs vízátervezés feltételeinek megteremtése céljából hozták létre.

A beruházás I–II. ütemének üzembe helyezésével (1967–78) olyan nagy kiterjedésű vizes élőhely jött létre a Tiszán, amelynek nem várt öko-turisztikai sikere feledtetni engedte a beruházás más vonatkozású kudarcait, és az ökoszisztéma szolgáltatások gazdasági vonatkozásai felé fordította a figyelmet. Az első, immár meghirdetett céljaiban is táj-rehabilitációs nagyberuházásra, a Kis-Balaton vizes élőhelyeinek helyreállítására az 1980-as években, Magyarországnak a Ramsari egyezményhez történő csatlakozását (1979) követően került sor.<sup>3</sup> Ebben a projektben a hangsúly a kis-balatoni mocsarak vízminőség-javító, víztisztító ökoszisztéma szolgáltatásának helyreállításán volt, melynek a Balaton vízminőségére gyakorolt hatása, így idegenforgalmi vonatkozásai közismertek. Hazánk legjelentősebb vizes élőhely rehabilitációs, fejlesztési projektje, a Vásárhelyi-terv Továbbfejlesztése (VTT) c. program 2003-ban indult.

A VTT I. ütemében hat tiszai öblözetben tervezik helyreállítani az árterek természetes vízutánpótlását. Az összesen 240 km<sup>2</sup>-es vizes élőhelyen megvalósuló tájrehabilitáció elsődleges célja árvízvédelmi véstározás. A VTT területfejlesztési keretét a VÁTI: *Tisza térség területrendezési tanulmányterve* jelenti, amely 2005. évi elfogadása óta az OTRT részét képezi. Ártér-rehabilitációs programunk az imént említett Tisza mente területrendezési tervre épül, annak közel 10 000 km<sup>2</sup> kiterjedésű tiszántúli részterületével foglalkozik. A környezetünket alkotó táj, különösen Európában, a természeti rendszer és az emberi közösségek interakciójában nyerte el mai formáját. A tájat alakító természeti és társadalmi

<sup>1</sup> SZIE KTI Agrár-környezetgazdálkodási Tanszék, H-2103 Gödöllő, Páter Károly út 1. E-mail: pinkezsolt@gmail.com

<sup>2</sup> Angyalházi gyeprekonstrukció, Zám–Pusztakócs szikes puszta, Nyirkai–Hany élőhely létesítés, Fertő-menti szikes tavi élőhely rekonstrukció, Apaj Felső Szűnyog puszta csatorna felszámolás, stb.

<sup>3</sup> Ramsari egyezmény vizes élőhelyek védelmére és helyreállítására jött létre. Hazánkban 28 terület (234 000 ha) áll Ramsari védelem alatt.



folyamatok, ezek kölcsönhatásainak környezet- és tájtörténeti vizsgálata közelebb vezethet bennünket a tervezés során szükséges tisztánlátáshoz. Ezért kiemelten vizsgáljuk, hogy miképpen tudunk az ökológiai rendszer, a táj történetére vonatkozó kutatásokból táj- és térségi tervezők számára „konyhakész” adatokat szállítani.

### Természetföldrajzi adottságok

Tervezési területünket Hortobágy-Sárrétnek neveztük el, mely a Kárpát-medence Alföld nagytájának tiszántúli felén található. Magába foglalja a Közép-Tiszavidék középtáj tiszántúli részeit, a Nagy-kunság és a Hortobágy kistájcsoportokat, a Hajdúság középtáját, a Berettyó–Körösvidék középtáj Berettyóvidék kistájcsoportját és a Körösvidék kistájcsoport Sebes-Köröstől északra fekvő településeit (MAROSI *et al.* 1990). Nyugaton a Tiszának Szabolcs középkori vára és Körös-torkolat közötti szakasza, délen a Hármas-Körös teljes hosszában, a Sebes-Körös Ladány–Körösszög közötti szakasza, keleten a homokhát pereme határolja (1. ábra).



1. ábra. A Tisza ártereire kiömlő vizek jellemző áramlási irányjai. (IHRIG, 1973)



2. ábra. Hortobágy-Sárrét

A folyószabályozások előtt a legcsapadékosabb periódusokban vizsgált területünk kb. 65%-a összefüggő ártéri rendszert alkotott, amelyből szigetként emelkedtek ki a többségükben lösz- és homok alapkőzetű árvízmentes magasabb térszínek. A 19. századi folyószabályozásokig az emberi megtelepedés helyszínei. A felszín morfológiai adottságai tették lehetővé, hogy az áradó Tiszából ún. fokokon és kapukon át a mélyebben fekvő térszínekre kiömlő víz a laposok és erek hálózatán É–D-i irányban a Sárrét süllyedékébe, innen a Berettyó-Túr segítségével a Körös völgyébe áramoljon. A Tiszát kísérő parti dűnesor terepszintje (Ohat-Telekházán 101 mBf) állandó árvízmentességet biztosított a megtelepedőknek, ezért az a neolitikum óta lakott. A Tiszacsegén–Debrecenen átmenő metszeti vonalon a folyóháttól keletre elterülő közel 30 km széles Hortobágy átlagosan 91 mBf.<sup>4</sup>

Ez a geomorfológiai adottság biztosította azt, hogy áradások idején a Tisza áradása több ponton betört a mély területre, és jelentősebb árhullámok idején szinte az egész síkságot elborította. A Hortobágy állandóan vízmentes térszínei a laponyakok, porongok voltak, amelyeken számos esetben halmokat, népnyelven kunhalmokat építettek az itt megtelepedett kultúrák képviselői.

<sup>4</sup> A tiszadorognai vízmérce (Tiszacsegettől D-re 7,5 km-re) nullpontja: 84,080 mBf; Legkisebb vízállás: -130 cm; Legnagyobb vízállás: 883 cm. Vízügyi Informatikai Szolgálat, 2010. <http://www.ovisz.hu>

A Hortobágyon fellelt középkori falvak templomai is szinte minden esetben kunhalmon találhatóak. Az ártér keleti peremét, az említett metszeti vonalon a hajdúsági löszhátság és Hortobágy határát jelölő Kadarcs folyó medre alkotja.

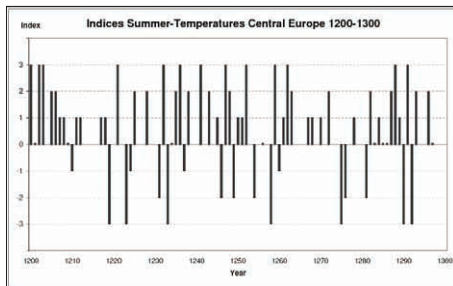
A kb. 20 km széles löszhátság legmagasabb pontja az egykori Látóhegyi csárdánál található (124 mBf). A löszvidéket keleten lezáró Tocó völgye keleti szegélyén fekszik Debrecen, amelynek középkori előzményei 115–125 mBf homokdombokra telepedtek.



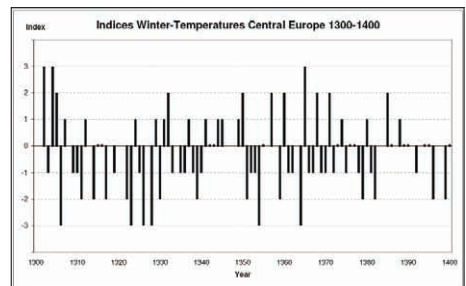
3. ábra. Debrecen-Tiszacsegén felvett SRTM-ből generált metszeti domborzatvonal

A Kárpát-medence geológiai fejlődése során létrejött alapkőzeteken a zárt medence jellegből és a felszíni adottságokból adódó sajátos anyagáramlás, eltérő mélységű, állandó és időszakos vízborítás, a Kárpát-medence éghajlatát meghatározó három klímaközpont váltakozó erejű befolyása, a talajvíz eltérő mélysége, az akár extrém koncentrációt elérő sótartalma, ill. egyéb extra- és szuperzonális hatások következtében mozaikos növényzet és talajtakaró fejlődött ki (SOMOGYI, 2000).

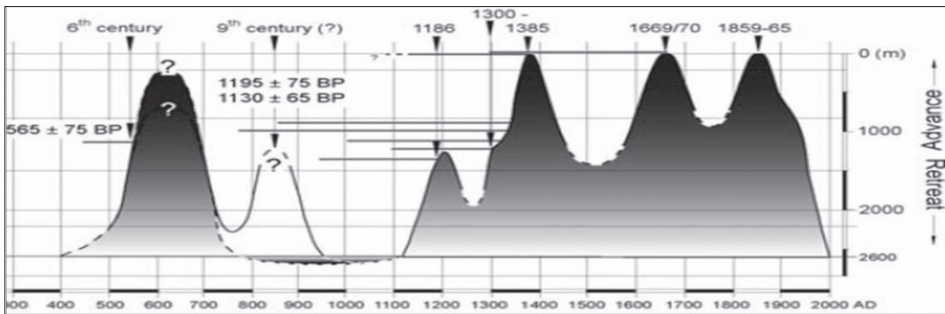
A Hortobágy-Sárrét a kontinentális éghajlatú Kárpát-medence legnagyobb hőingadozású (BALOGH, 1964) legszárazabb területe. A Hortobágyon a csapadékmennyiség éves átlaga hosszú időszoron 500 mm alatti. Az északi félteke éghajlati karaktere az utóbbi ezer esztendőben többször jelentősen módosult. A középkori klímaoptimum utolsó, 12–13. századi száraz, meleg karakterű szakaszát a kis jégkorszak korábnál hűvösebb és jelentősen csapadékosabb 14. századi nyitánya követte.



4. ábra. A 13. sz.-ban a meleg nyarokról szóló feljegyzések túlsúlya Nyugat- és Közép-Európában. V=vulkáni tevékenység. PFISTER et al. (Euro-Climhist) 2009.



5. ábra. A kemény telekről szóló feljegyzések száma Nyugat- és Közép-Európában a 14. században felszaporodik. PFISTER et al. (Euro-Climhist) 2009

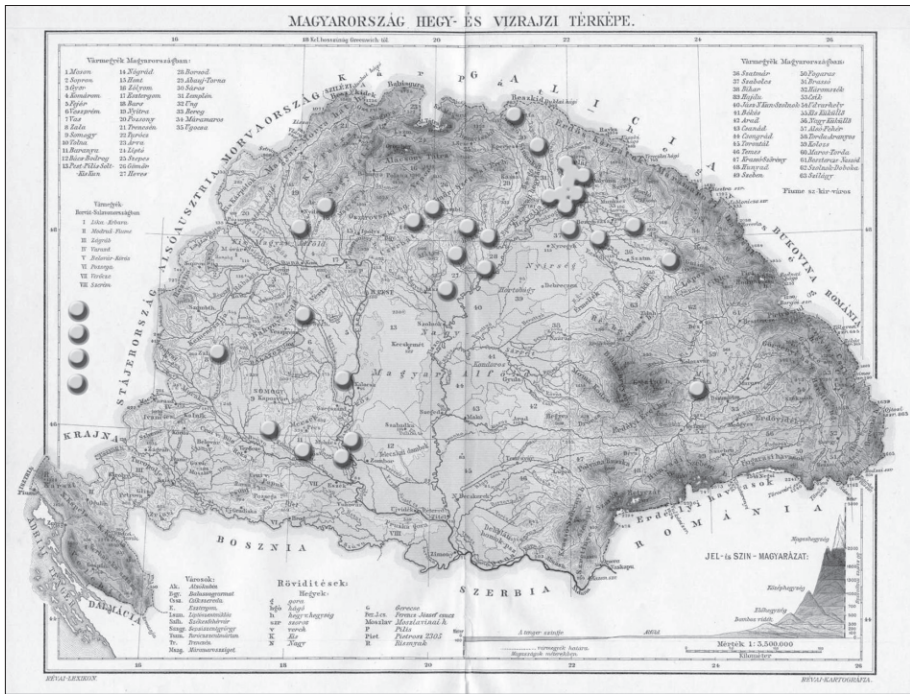


6. ábra. A Gorner gleccser változásai az elmúlt 1500 évben. Jól megfigyelhető a középkori klímaoptimum száraz, meleg és a kis jégkorszak nyitányának számító 14. sz. csapadékos és feltehetően hűvösebb időszaka

### A településhálózat változásai

Írott források, régészeti terepbejárások és feltárások, továbbá kéziratok térképek adatai alapján rekonstruáljuk a 9331 km<sup>2</sup> kiterjedésű tiszántúli táj Árpád-kori, kora Anjou-kori (1000–1350) településhálózatát. Mintaterületeinken – Túrkeve város mai közigazgatási területe (236 km<sup>2</sup>) és Debrecen szabad királyi város 19. sz. végi határa (~700 km<sup>2</sup>) – a vizsgált időszakot kiterjesztettük a 15. sz. végéig. A tatárjárás pusztítása mindkét területen a településállomány jelentékeny részét érintette.

A települések háborús pusztítást követő revitalizációjára a paraszti társadalom átalakulási folyamatába illeszkedő, országossá terebélyesedett vándorlási mozgalom jelentékeny hatást gyakorolt. Mintaterületeinken 1241–1400 közötti időszakban egymás mellett zajló ellentétes irányú folyamatok zajlottak. A Hortobágy és Hajdúság kistajcsoportokon terjeszkedő debreceni határon a települések mongol pusztítást követő újjáéledése után, a 14. századtól a török-kor végéig folyamatosan tartó pusztásodásnak lehetünk tanúi. Mi okozta az egymáshoz közel lévő tiszántúli térségekben megtelepült közösségek eltérő magatartását? Az összegyűjtött adatok térinformatikai módszerekkel történő tematikus leválogatása, térképi ábrázolása és elemzése után úgy véljük, hogy a hortobágyi településhálózat 14–15. századi drasztikus megritkulásához, a korábbiakban megfogalmazott okok mellett (FÜGEDI, 1992), a klímaváltozás hatásai vezettek. Írott forrásaink szerint a hortobágyi, hajdúsági közösségek haszonvételi formái között a szántóföldi művelésnek és a nagyállattartásnak lehetett meghatározó szerepe. A középkori klímaoptimum végén, a 14. században beindult csapadékos trend hatására megemelkedett árvizek több helyen előtötték a falvak szántóföldjeit, növénytermesztésüket lehetetlenné tették (ZICHY 1340, 1343). A klimatikus kihívásra adott alkalmazkodási kísérletként

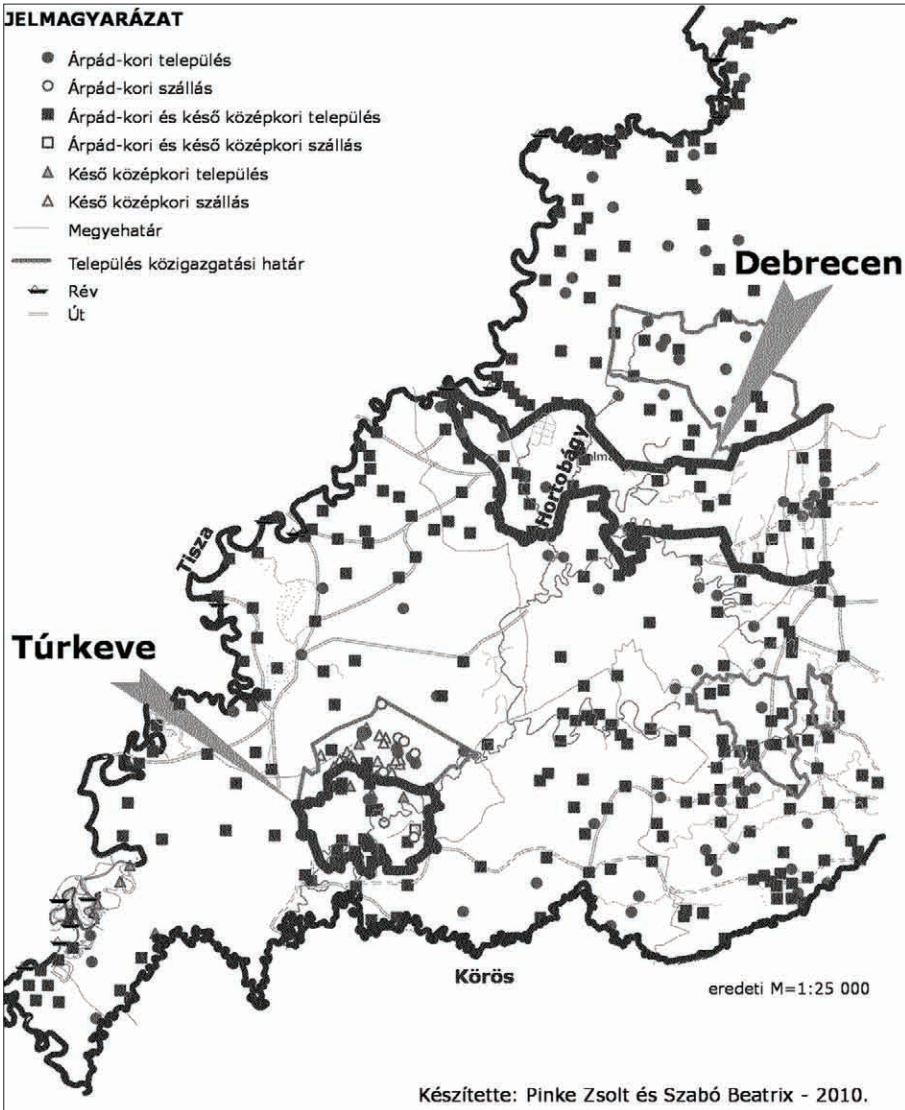


7. ábra. A 14. századi árvizekről szóló adatok tér- és időbeli eloszlása az egyetlen forrás-eloszlásról tudósít. Időbeli eloszlásuk a rendkívül csapadékos 1340-es évtizedre hívja fel a figyelmet. Kiss Andrea adatai alapján (2009)

a korábbi szárazabb időszakokban a mélyebb térszíneken, részben szántóföldi művelést űző, árvizektől fenyegetett falvakat lakosaik folyamatosan elhagyták, és ármentes térszínekre költöztek.

Az elhagyott, árvizektől bőven öntözött falvak határát a Hortobágyon nagy hagyományokkal rendelkező, helyben lakást kevésbé igénylő legeltető nagyállattartásra használták, árualapot biztosítva a 13. sz. végén megindult nyugati irányú élőállat, döntően marhaexportnak. Debrecen 19. század végi határába tartozó települések esetében a lakosság koncentrációját, mezővárosokba tömörülését és nyugat-keleti irányú vándorlását figyelhetjük meg. Ezt a folyamatot erősítette a Debreczeni Dózsa család markáns, esetenként erőszakos birtokpolitikája is, amely az Árpád-kori Debrecen faluból az Anjou-korban regionális központot teremtett.

Forrásaink szerint, a korai Árpád-kor óta a Túrkeve környéki falvak lakói közül számosan vizes élőhelyekhez illeszkedő haszonvételeket űztek. A mongol invázió során elpusztult falvakba részben nagyállattartó kunokat telepítettek, másrészt vélhetően régi lakói költöztek vissza, és bizonyosan számolhatunk az ország más területeiről érkezettek betelepülésével is. A csa-



8. ábra. A településhálózat változása a középkori Hortobágy–Sárréten

padékosabb időszak hatására megemelkedett ártéri vízborítás sem a nagylattartásra szakosodott kunoknak, sem a halász-pákász életmódot folytató régi lakosoknak nem okozott jelentősebb kihívást, így falvaik a következő háborús pusztításig, a török korig fennmaradtak. A településhálózat eltérő irányú változásában a regionális centrumok és kereskedelmi utak átrendeződése is nagy súllyal játszott szerepet. A keleti irányú nemzetközi kereskedelem folyamatos

hanyatlása a szolnok–szalacsi út forgalmának csökkenésével járt. A 12. században Biharország központjává, így Erdély kapujává a korábbi Bihar vára helyett az I. László alapította Várad vált. A Marostól északra található nyugat–keleti irányú utak közül a Körös völgyében haladó, Kevén is átmenő kereskedelmi út vált a legfontosabbá. Ezzel párhuzamosan a Tisza parti Szabolcs jelentősége a 12. századtól kezdődően folyamatosan csökkent. Ez a Tiszántúl középső és északi felében a 11. századtól megfigyelhető regionális hangsúlyeltolódás kiélezte a klimatikus okok miatt nehezebb gazdasági körülmények közé került hortobágyi települések helyzetét, és felgyorsíthatta a túrkevei településhálózat tatárjárás utáni helyreállítását. Hangsúlyozzuk, hogy a pusztásodáshoz vezető okok között a klímaváltozás és regionális átrendeződés nem kizárólagos tényezők lehettek, továbbá azt is, hogy az adatok csekély száma miatt következtetéseink egyelőre adatokra épülő hipotézisek, melyek igazolásához vagy éppen cáfolatához további adatokra van szükség.

## IRODALOM

- BALOGH, B. 1964. A Hortobágy és környéke. Földrajzi Értesítő XII. 3. 342 p.
- FÜGEDI, E. 1992. A középkori Magyarország történeti demográfiája. – In: KSH Történeti demográfiai füzetek. 10. 1. Budapest, pp. 11–25.
- IHRIG, D. 1973. A magyar vízszabályozás története. Budapest.
- KAMMERER, E.–LUKCSICS, P.–NAGY, I.–VÉGHÉLY, D. 1871–1931. A zichi és vásonkeői gróf Zichy-család idősb ágának okmánytára. *Codex diplomaticus domus senioris comitum Zichy de Zich et Vásonkeő*. I–XII. Pest, Budapest. II. 57 p., 64 p.
- KERTÉSZ, Á. 2008. Tájökológia a huszonegyedik században. – In: CSIMA, P. (szerk.) Tájökológiai kutatások. Budapest. 33 p.
- KISS, A. 2009. Historical climatology in Hungary: Role of documentary evidence in the study of past climates and hydrometeorological extremes. *Időjárás* 113/4. pp. 315–339.
- MAROSI, S.–SOMOGYI, S. 1990. Magyarország kistájainak katasztere I–II. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet Budapest.
- PFISTER, C.–BRÁZDIL, R.–CAMENISCH, C.–CAMUFFO, D.–GLASER, R.–KISS, A.–MACKOVA, J.–PRIBYL, K.–SCHWARTZ-ZANETTI, B. 2009. Seasonal climate variability and famines in Medieval Europe (1200 to 1499). WCEH Copenhagen.
- SOMOGYI, S. 2000. A XIX. századi folyószabályozások és ármentesítések földrajzi és ökológiai hatásai Magyarországon. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet. Budapest.

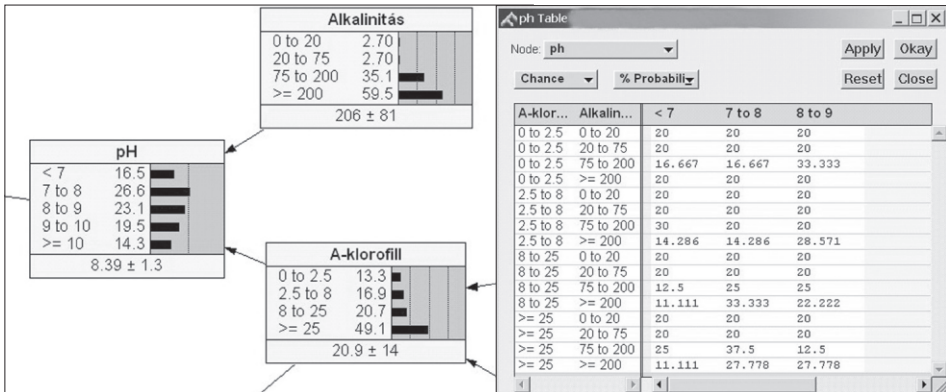
## Környezeti változások modellezése Bayes-hálók segítségével, karsztos tavak eutrofizációjának példáján

SAMU ANDREA<sup>1</sup>–KISS MÁRTON–TANÁCS ESZTER

### Bevezetés

A Bayes-hálók a környezettudományi kutatások és döntéshozási alkalmazások egyre gyakrabban használt eszközei. A mesterséges intelligencia eszköztárába tartozó grafikus matematikai modelleket az orvosi diagnosztikában használták először (pl. KAHN *et al.* 1997), de ismertek a pénzügyi (pl. RAMAMURTHY *et al.* 2005) és telekommunikációs alkalmazások (AHN–EZAWA, 1997) is. A Bayes-hálók a változók közötti kapcsolatokat feltételes valószínűségekkel adják meg. A változók csomópontokként, a függőségi relációk élekként szerepelnek. A változók közötti kapcsolatokat feltételes valószínűség táblák definiálják, amelyek megadják, hogy a szülő változók különböző értékei esetén az adott változó milyen valószínűséggel vesz fel különböző értékeket (1. ábra).

A feltételes valószínűség tábláknak diszkrét kategóriákat kell tartalmazniuk, ezért a folytonos változókat diszkrétizálni kell. A hálók tartalmazhatnak ún. haszon változókat is. Ha összetett rendszerek végeredmény-változóinak különböző felvehető értékeihez haszon értékeket rendelünk, akkor az ismert valószínűségek segítségével a szülő változók



1. ábra. Egy kiválasztott változó és szülő változói a grafikai modellben, illetve a hozzá tartozó feltételes valószínűség tábla

<sup>1</sup>Szegedi Tudományegyetem, Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék, H-6722 Szeged, Egyetem u. 2. Pf. 653. E-mail: samu.andrea@geo.u-szeged.hu



értékeinek megválasztása optimalizálható. Haszon változóként költségeket alkalmazva különböző beruházások, környezeti beavatkozások költség-hatékonysági vizsgálata is felmerülhet.

A feltételes valószínűségek nemcsak az értékük direkt bevitelével adhatók meg, hanem ha rendelkezésre áll kellően nagyszámú eset a változók mért értékeivel, akkor azokból a program ki tudja számolni a feltételes valószínűségeket. Általában így működnek az orvosi diagnosztikai alkalmazások, és így készült az általunk bemutatott esettanulmány is. A feltételes valószínűségek mellett egyenletekkel megadható determinisztikus kapcsolatok is beépíthetők a hálókba.

## **A Bayes-hálók környezettudományi alkalmazási lehetőségei**

A Bayes-hálók környezeti és tájkezelési alkalmazásában rejlik előnyeiket néhány külföldi tanulmány segítségével mutatjuk be.

### *Különböző jellegű szakterületek adatainak beépítési lehetősége*

CARMONA-VARELA-ORTEGA (2007) munkája az egyik leggyakoribb alkalmazási területen, a vízgazdálkodásban ad döntéshozási célú modellt.

A felszíni és felszín alatti vizek mennyiségi és minőségi kérdései mellett itt fontos gazdasági, szociológiai kérdések, adatok is felmerülnek, továbbá az egyes folyamatok, a különböző kezelési alternatívák során adott válaszok jelentős bizonytalansággal terheltek, ami szintén a Bayes-hálók használatát támasztja alá.

A problémakör és a mintaterület igen hasonló a magyarországi Homokhátsághoz (felszín alatti vizek túlhasználata, vizes élőhelyek és felszín alatti vízszint csökkenése, társadalmi és gazdasági problémák a területen), de más, hasonló jellegű hazai alkalmazás is szóba jöhet.

### *Szakértői döntések beépítési lehetősége*

A tájhasználat-váltás folyamatában sok emberi döntés is szerepet játszik, amit a rendelkezésre álló tájváltozás-modellek nehezen tudnak kezelni. Erre kínálhatnak egy megoldási lehetőséget a Bayes-hálók (pl. AALDERS, 2008).

A feltételes valószínűségek értékeit általában már ismert számszerű összefüggések, számítások, almodellek alapján adják meg, de ez történhet szakértői döntések alapján is. Az idézett tanulmányban a tájhasználat-váltás folyamatában a természeti tényezők mellett figyelembe veszik a területen lakók, gazdálkodók életkorát és azt is, hogy van-e a gazdaság továbbvitelére alkalmas örökös.

Maguknak a környezeti, táji folyamatoknak a modellezése mellett a Bayes-háló alkalmasak lehetnek az ezekkel kapcsolatos absztrakt problémafelvetések és különösen és/vagy jellegű kapcsolatok alapján döntéstámogató rendszerek létrehozására. Ezekre egy jó példa NEWTON (2010) munkája, amelyben a fajok Vörös Listás besorolásának megkönnyítésére alkottak egy döntési hálót. A listára felkerülés és az azon belül való besorolás különböző kritériumok diszkrét eseteihez köthető, és ezek különböző mértékű teljesüléséhez rendeli a különböző besorolási kategóriákat, továbbá maguk a kritériumok is alkritériumok ilyen jellegű összefüggései alapján határozhatók meg. Hasonló jellegű alkalmazás lehet a Bayes-háló természetesi szolgáltatások értékelésében való használata, ami a gazdasági érték meghatározása révén a különböző szakterületek adatainak használatával kapcsolatos lehetőségeket is kiaknázza.

### **Karsztos tavak eutrofizációjának vizsgálata Bayes-hálóval**

A Gömör–Tornai-karszton folytatunk kutatásokat sekély karsztos tavak vízminőségével és az ezt befolyásoló környezeti hatásokkal, tájhasználattal kapcsolatban. Karsztos területen ezek a vizsgálatok különösen indokoltak, hiszen a víz jelentős formáló tényezője a karsztrendszernek, a gyors beszivárgás miatt hamar lejut a felszín alá, így módon befolyásolja a felszín alatti vizek minőségét, valamint a kialakult formák – elsősorban barlangok – élővilágát is. A területen az utolsó néhány évtizedben több állóvíz is a feltöltődés végső stádiumába került, néhány pedig teljesen eltűnt. A sekély, kisebb kiterjedésű tavak fokozottan veszélyeztetettek az eutrofizálódás szempontjából, mivel esetükben a minőségbeli romlást a tó teljes megszűnése követheti. Ez a száraz, karsztos fennsíkokon még nagyobb veszteséget jelent, egyrészt az emberi használat szempontjából, valamint a biodiverzitás csökkenése révén is, mert számos faj élő- és szaporodóhelye vízhez kötött. Vizsgálatunk tárgyát a Papverme-tó, a Vörös-tó, az Aggteleki-tó valamint a Kender-tó képezték.

Tanulmányunkban a halállomány egészségét befolyásoló ammónia mennyiségének alakulását vizsgáltuk. Az ammóniát a növények és az állatok választják ki, valamint az élő szervezetek és a szennyvíz baktériumok általi lebontása során, ipari emissziók és a műtrágya-bemosódás következtében fordulhat elő a vizekben (RANDALL–TSUI, 2002).

Az ammónia szabad, nem ionos forma, a legtöbb biológiai membrán számára átjárható és az élőlényekre idegméregként hat (SZILÁGYI–ORBÁN, 2007), nagyobb arányban lúgos pH-n és magasabb vízhőmérsékletnél képződik az ammóniumionból. A tápanyagokkal túlterhelt tavakban a meginduló algavirágzások miatt jelentkező asszimilációs lúgosodás következtében a kémhatás

a lúgos tartományba tolódik. Különösen veszélyeztetettek ilyen szempontból a meszes alapkőzetű területek, amelyek még fokozhatják a hatást. Ezért főként nyáron alakulhat ki a halakra nézve mérgező koncentráció.

A modellt a Netica 4.09 programban készítettük 2009 áprilisától októberig havonta mért adatok alapján.

## Eredmények

A modellünk felépítése a fent említett állóvizekben kialakult tápanyag-túlterhelés következtében már kialakult és stabilizálódott eutróf állapot lehetséges következményeinek egyikét, illetve az ennek eléréséhez való hozzájárulását szemlélteti. Ez a kémhatás lúgos tartományba való eltolódása és a növekvő víz hőmérséklet függvényében a potenciálisan jelenlévő ammóniumból átalakult mérgező ammónia részarányát jelenti. Az ammónia – különösen a tartós jelenléte – már igen kis mennyiségben is ártalmas lehet a halak egészségi állapotára nézve.

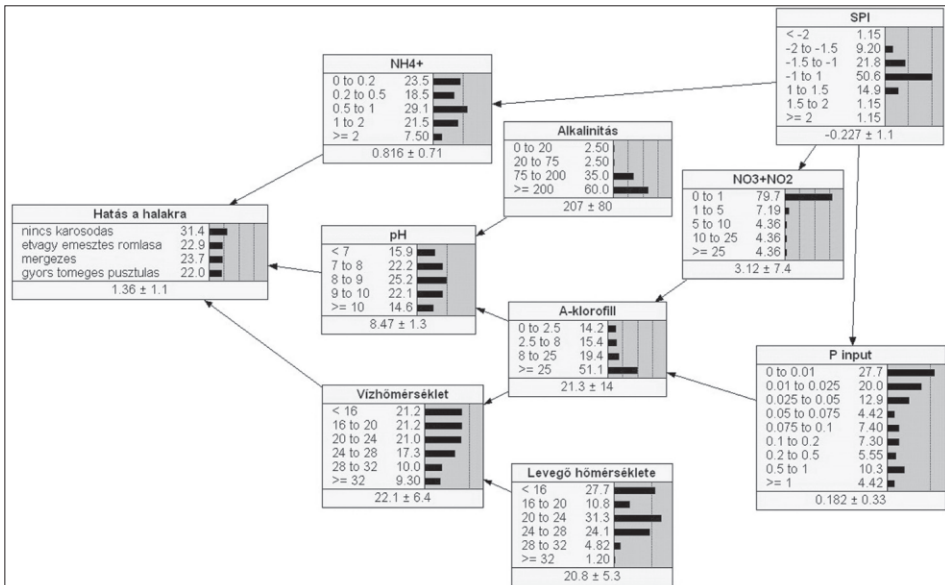
Ez egyrészt gondot jelent azokban a tavakban, amelyeket haltenyésztésre használnak, illetve más állóvizekben jelezheti azt, hogy ez az ökoszisztéma már nem képes a magasabb rendű állati élet eltartására, tehát csökken a faji diverzitás. A tápanyagterhelés közvetlen hozzájárulása a magasabb ammónia-arány elérésében elsősorban egy nagyobb ammónium-inputot jelent, továbbá közvetett módon is megmutatkozik: a tápanyagbőség következtében elszaporodó algák magas fotoszintetikus aktivitásuk miatt a kémhatást a lúgos irányba tolják, valamint megnövelik a víz zavarosságát, amely az ammónia-képződés szempontjából lényeges másik paramétert, a víz hőmérsékletet emeli. A vízben szuszpendált részecskék (talaj, algák) abszorbeálják és szórják a napfényt, ezért az ilyen állóvizek felszíni rétegének víz hőmérséklete (különösen a déli órákban) megnövekszik (PAAIJMANS et. al. 2008). Így a modell az ammóniamennyiséget közvetlenül befolyásoló, illetve az ezekre ható paramétereiből tevődik össze.

Ezek az antropogén hatás, amelyet a tápanyag-utánpótlásban fejeztünk ki, az időjárási körülmények, amelyek erősíthetik az antropogén hatást (SPI aszályindex), ill. a léghőmérséklet, amely a vizek hőmérsékletét közvetlenül befolyásolja. Külső befolyásoló tényezőként szerepel még az alkalinitás, amely a kémhatáson keresztül alakítja az ammónia mennyiségét. Mivel az alkalinitás megnöveli a pH-értéket, azokban a vizekben, amelyeknek magas az alkalinitása, az ammónia toxikusabb hatású (WURTS–DURBOROW, 1992). Az SPI aszályindex értéke a 3 tápanyagtípus mennyiségét befolyásolhatja azáltal, hogy az adott területen a csapadékos és aszályos időszakok megjelenéséről és hosszáról ad információt. Különösen csapadékosabb időszakok idején növekedhet meg a szórt szennyezések mértéke. Számítása a csapadékösszegek

alapján történik egy választott bázisperiódus alapján (McKee *et al.* 1993). A csapadékadatok a jósafői és a szilicei meteorológiai állomásokról származnak, az indexet az 1958–2009 közötti időszakra számítottuk ki. A modellben szereplő értékek egy hónapos periódusokra értendők, a megadott kategóriák a mérsékelt, nagyon, illetve extrém csapadékos és aszályos időszakoknak felelnek meg.

A modell következő lépcsője a nitrát és a foszfortartalom által befolyásolt a-klorofill mennyiség. Az ammónium és a nitrát határértékeit az MSZ 12749:1993 sz. szabvány alapján adtuk meg az 5 vízminőségi kategóriában (a kiválótól az erősen szennyezettig). Az ortofoszfáthoz kapcsolódó határértékeket a trofitási stádiumok alapján jelöltük ki (SZILÁGYI–ORBÁN, 2007). Az a-klorofill értékeket az OECD (1982) trofitás-fokozatai alapján soroltuk be. Az alkalinitás határértékeit WURTS és DURBOROW (1992) alapján jelöltük ki annak megfelelően, hogy mekkora mennyiség jelenléte ideális egy tavi ökoszisztémában. A levegő és a víz hőmérsékletének határértékeit önkényesen jelöltük ki, az alsó határ az a hőmérséklet, amely az ammónia kialakulásának és a megmaradás tartósságának szempontjából már releváns lehet.

Ez alapján történt a kémhatás értékeinek kategorizálása is. Az ammónia lehetséges értékeit halegészségügyi hatásuk szempontjából kategorizáltuk 4 osztályba: amikor nincs károsodás, amikor már felléphet bizonyos irritáció (étvágy, emésztés romlása), mérgezés következhet be, illetve a gyorsan kialakuló tömeges halpusztulás (SZAKOLCZAY, 1997). Méréseink között ez utóbbira



2. ábra. A Gömör-Tornai-karszt tavainak eutrofizációs modellje

nem volt példa, azonban vizsgálataink során arra a következtetésre jutottunk, hogy a vizsgált tavakban, bizonyos időszakokban (elsősorban nyári napokon) fennáll e szélsőséges állapot kialakulásának a veszélye.

A programban futtatható érzékenységi vizsgálat segítségével megállapítható, hogy a kialakított Bayes-háló soktényezős rendszerében az egyes változók milyen mértékben befolyásolják a végeredmény, vagy bármelyik kiválasztott változó alakulását. E módszerrel tesztelhető, hogy megfelelő-e a kialakított struktúra (ennek a szakértői tudáson alapuló Bayes-háló esetében van fokozott jelentősége). A „halakra kifejtett hatás” változóra lefuttatott érzékenységi vizsgálat eredményeként azt kaptuk, hogy az előzetes feltételezésnek megfelelően főként a kémhatásra, majd a vízhőmérsékletre a legérzékenyebb. Ezután az ammónium-mennyiség a következő meghatározó paraméter. Az a-klorofill-tartalom megelőzi a léghőmérsékletet és az alkalinitást is. Ez azt jelenti, hogy ez a paraméter a kémhatásra és a vízhőmérsékletre gyakorolt hatásán keresztül közvetve nagyobb szerepet játszik, mint akár a léghőmérséklet, akár az alkalinitás. A léghőmérséklet után az aszályindex az első olyan paraméter, amely nem közvetlenül fejt ki a hatását a két legfontosabb szabályozó tényezőre, kiterjedt hatása azonban indokolja a helyét a sorban.

Legkevésbé az alkalinitásra, a nitrát- és a foszfát tartalomra érzékeny a halállomány egészségi állapota. Ha a kiindulási független változókat tekintjük, akkor ilyen szempontból a klímaparaméterek – elsősorban a léghőmérséklet – meghatározóak, ellentétben az alkalinitást leginkább befolyásoló alapközzel, illetve légköri CO<sub>2</sub>-tartalommal.

Mért adatok alkalmazása esetén a modellstruktúra „jóságának” meghatározásán kívül az érzékenységi vizsgálatból származó információ segíthet annak az eldöntésében is, hogy melyek azok a legfontosabb és minimálisan szükséges paraméterek, amelyeket le kell mérni ahhoz, hogy megtudjuk, mi okozza adott helyen az ammónia jelenlétét, mekkora lesz ennek a tartóssága, illetve hol kell belenyúlni ahhoz a rendszerbe, hogy a kedvezőtlen állapotot meg tudjuk szüntetni.

## Összefoglalás

Vizsgálataink alapján a Bayes-hálókat alkalmasnak tartjuk vízgazdálkodási és más környezettudományi kérdések megoldására. Modellünk továbbfejlesztésével a karsztos tavak különböző kezelési alternatívái (kotrás, erózióvédelem, belterületi csapadékvíz-elvezetés, belterületi csatornázás) is összehasonlíthatóvá válhatnak költséghatékonysági, döntéselőkészítési elemzésekhez. Területi dimenzióval rendelkező változók közötti kapcsolatok a Queenslandi Egyetemen készített szoftvereszköz (ArcGIS Bayesian Classification Tool) segítségével vizsgálhatók.

## IRODALOM

- AALDERS, I. 2008. Modeling land-use decision behavior with Bayesian belief networks. *Ecology and Society*. 13. 16 p.
- AHN, J.-H.–EZAWA, K.J. 1997. Decision support for real-time telemarketing operations through Bayesian network learning. *Decision Support Systems* 21. pp. 17–27.
- CARMONA, G.–VARELA-ORTEGA C. 2007. Integration of Bayesian Networks and agro-economic models as a decision support system for water management in the Upper Guadiana basin. Extended abstract submitted for Caiwa 2007. International Conference on Adaptive & Integrated Water Management. Coping with complexity and uncertainty. Basel, November 2007, 17 p.
- KAHN, C. E.–ROBERTS, L.M.–SHAFFER, K.A.–HADDAWY, P. 1997. Construction of a Bayesian network for mammographic diagnosis of breast cancer. *Computers in Biology and Medicine*. 27. pp. 19–29.
- McKEE, T.B.–DOESKEN, N.J.–KLEIST, J. 1993. The relationship of drought frequency and duration to time scales. 8<sup>th</sup> Conference on Applied Climatology, Anaheim, 1993.
- MSZ 12749 1993. Felszíni vizek minősége, minőségi jellemzők és minősítés.
- NEWTON, A.C. 2010. Use of a Bayesian network for Red Listing under uncertainty. *Environmental Modelling & Software*. 25. pp. 15–23.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) 1982. Eutrophication of Waters. Monitoring assessment and control. Final Report. OECD Cooperative Programme on Monitoring of Inland Waters (Eutrophication Control). Environment Directorate, OECD, Paris, 154 p.
- PAAIMANS, K.P.–TAKKEN, W.–GITHEKO, A.K.–JACOBS, A.F.G. 2008. The effect of water turbidity on the near-surface water temperature of larval habitats of the malaria mosquito *Anopheles gambiae*. *International Journal of Biometeorology*. 8. pp. 747–753.
- RAMAMURTHY, S.–ARORA, H.–GHOSH, A. 2005. Operational Risk and Probabilistic Networks – An Application to Corporate Actions Processing. Infosys Techn. Ltd., 10 p.
- RANDALL, D.J.–TSUI, T.K.N. 2002. Ammonia toxicity in fish. *Marine Pollution Bulletin*. 45. pp. 17–23.
- SZAKOLCZAY, J. 1997. Halegészségügyi alapismeretek. – In: TATHY, B. (szerk.): Halgazdálkodás II. MOHOSZ, Budapest. pp. 457–487.
- SZILÁGYI, F.–ORBÁN, V. (szerk.) 2007. Alkalmazott hidrobiológia. Magyar Víziközmű Szövetség. 624 p.
- WURTS, W.A.–DURBOROW, R.M. 1992. Interactions of pH, carbon dioxide, alkalinity and hardness in fish ponds. Southern Regional Aquaculture Center Publication, No. 464.



## Nehézfémtranszport vizsgálata a talaj-növény rendszerben különböző talajtípusokon

SZABÓ GYÖRGY<sup>1</sup>–CZELLÉR KRISZTINA

### Bevezetés

A növények nehézfém-felvételével foglalkozó szakirodalom rendkívül gazdag. Sok publikáció a talajok kémiai és fizikai adottságait, nyomelem készletét vizsgálja az optimális mikroelem ellátottság szempontjából (KÁDÁR 1995; SZALAI 1998, 2005, 2008a, 2008b; PROKISCH *et al.* 2006), e mellett igen gazdag a szakirodalma azoknak a kutatásoknak is, amelyek azt vizsgálják, hogy a különböző mértékű terhelésekre hogyan reagálnak az egyes növényfajok (BÍRÓ *et al.* 2006; RÉKÁSI *et al.* 2006; SZABÓ *et al.* 2006; FARSANG, A. 2007; SZABÓ *et al.* 2008).

A sárgarépával (*Daucus carota*) foglalkozó forrásokat vizsgálva ellentmondásokat fedezhetünk fel. Egyes szerzők szerint bizonyos nehézfémek (pl. a Cu és a Zn) elsősorban a növény gyökerében akkumulálódnak (MONU *et al.* 2008), s akár toxikus mennyiségben is képesek felhalmozódni a növény gyökerében, míg más források szerint a sárgarépa elsősorban a levelében akkumulálja a nehézfémeket és a gyökér fémfelvétele még nagyobb terhelés esetén is viszonylag kicsi marad (KÁDÁR 1995, HELGESEN *et al.* 1998, KAWADA *et al.* 2002).

Jelen tanulmányban a sárgarépa nehézfém-felvételét vizsgáltuk meg négy esszenciális nehézfém (Cu, Fe, Mn, Zn) esetében. Öt eltérő talajtípusú magyarországi mintaterületet jelöltünk ki. Azt vizsgáltuk, hogy a kiválasztott talajtípusok között meglévő különbségek befolyásolják-e a sárgarépa nehézfém-felvételét, s a fémek növényen belüli eloszlását. Azt is megvizsgáltuk, hogy milyen összefüggés van a talaj összes nehézfém-tartalma és a sárgarépa által akkumulált fémmennyiségek között, ugyanis az erre vonatkozó szakirodalmi források – amint azt fentebb jeleztük – nem egyértelműek.

### Anyag és módszer

A vizsgálatokhoz 5 eltérő talajtani adottságokkal rendelkező mintaterületet jelöltünk ki (1. ábra). Pusztafaluban agyagbemosódásos barna erdőtalajról, Tiszavasváriban mészlepedékes csernozjomról, Hajdúnánáson alföldi mészlepedékes csernozjomról, Debrecenben humuszos homokról, Berettyóújfaluban pedig réti öntéstalajról származtak a begyűjtött növény- és talajminták. Valamennyi mintaterületen három, egymástól térben jól elkülönülő mintavételi

<sup>1</sup>Debreceni Egyetem Természettudományi és Technológiai Kar, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék, H-4010 Debrecen, Egyetem tér 1. E-mail: gyszabo555@gmail.com





1. ábra. A mintaterületek elhelyezkedése

helyről gyűjtöttünk mintákat. A talajmintákat a talaj felső 0–15 cm-es rétegéből vettük, közvetlenül az adott pontból begyűjtött sárgarépa gyökerének környezetéből.

A talajminták nehézfém tartalmának meghatározása az MSZ-08-1722-3:1989-es Magyar szabvány szerint, savas roncsolással történt. A leroncsolt mintákat Perkin-Elmer 3000 FAAS készülékkel mértük le. A talaj szemcseösszetételét a Köhn-pipettás módszerrel (MSZ-08-0205-1978), a szervesanyag-tartalmat Tyurin-módszere szerint (MSZ-08-0210-1977), a pH-t pedig elektrometriásan határoztuk meg (MSZ-08-0206-2:1978). A  $\text{CaCO}_3$ -tartalom meghatározása Scheibler-féle kalciméterrel történt.

Minden mintavételi helyről 5–6 sárgarépát gyűjtöttünk be. A homogenizált növénymintákat is leroncsoltuk, majd a nehézfém tartalmat Perkin-Elmer 3000 FAAS készülékkel határoztuk meg.

Miután a vizsgált paraméterek többsége a Kolmogorov-Smirnov próba alapján nem mutatott normál eloszlást, ezért a korreláció analízis során a Spearman-féle korrelációs együtthatót alkalmaztuk.

## Eredmények

### *A talajminták vizsgálati eredményei*

Az 1. táblázatból megállapítható, hogy az öt mintaterületről begyűjtött talajminták kémhatása viszonylag szűk intervallumban változik, az átlagértékek a

1. táblázat. A talajminták tulajdonságai (átlag ± szórás)

Mintavételi hely	pH	CaCO <sub>3</sub>	Szerves anyag
	(H <sub>2</sub> O)	%	%
Pusztafalu	6,94 ± 0,47	5,07 ± 0,27	4,29 ± 1,83
Tiszavasvári	7,04 ± 0,29	3,99 ± 0,60	3,11 ± 0,61
Hajdúnánás	7,13 ± 0,16	5,24 ± 1,93	3,96 ± 0,43
Debrecen	6,79 ± 0,51	3,93 ± 0,60	2,37 ± 0,44
Berettyóújfalú	7,25 ± 0,04	5,80 ± 0,73	2,77 ± 0,89

semleges, illetve az enyhén lúgos tartományba sorolhatók. A CaCO<sub>3</sub>-tartalom tekintetében sem tapasztaltunk lényeges eltérést az egyes mintaterületek között, a minták a gyengén, illetve a közepesen meszes kategóriába tartoztak. A szervesanyag-tartalom alakulásában már lényegesebb különbségeket tapasztaltunk, a legmagasabb értékeket a pusztafalui mintákban mértük, míg a legalacsonyabb értékek a debreceni mintákban jelentkeztek.

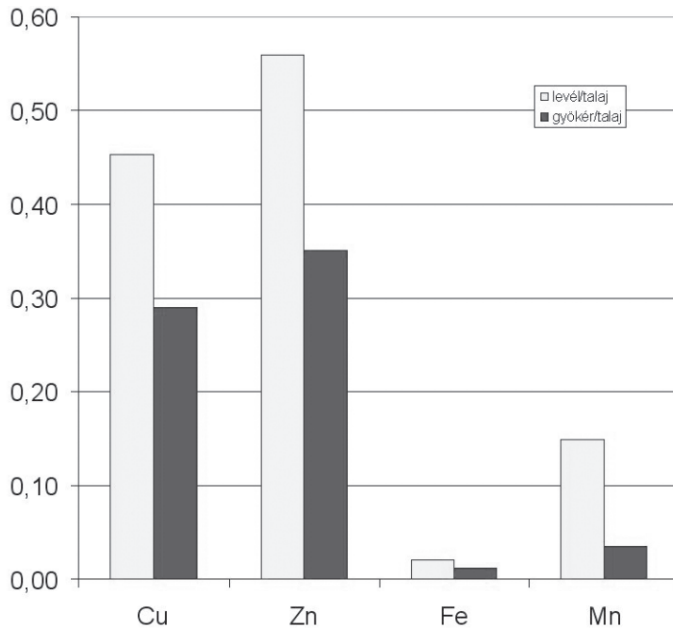
A talajminták szemcseösszetételében számottevő különbségeket tapasztaltunk az egyes mintaterületek között (2. táblázat). A homokfrakció aránya a debreceni mintákban volt a legmagasabb, ahol a durva- és a finom homok frakció együttes aránya csaknem 90% volt. A legmagasabb arányú agyagfrakciót a pusztafalui agyagbemosódásos barna erdőtalajokban mutattuk ki.

2. táblázat. A talajminták szemcseösszetételének alakulása (átlag ± szórás)

Mintavételi hely	Szemcseösszetétel			
	Durva homok	Finom homok	Iszap	Agyag
Pusztafalu	16,1 ± 2,7	28,9 ± 4,7	35,7 ± 2,6	19,3 ± 2,1
Tiszavasvári	3,9 ± 2,1	37,2 ± 8,5	42,6 ± 11,2	16,3 ± 0,8
Hajdúnánás	4,0 ± 0,5	44,6 ± 1,2	41,3 ± 4,3	10,1 ± 3,6
Debrecen	13,4 ± 0,9	75,3 ± 5,0	9,6 ± 5,3	1,7 ± 1,0
Berettyóújfalú	5,6 ± 6,0	53,2 ± 7,1	29,9 ± 3,0	11,3 ± 2,7

### A talaj- és a növényminták nehézfém-tartalmának vizsgálata

Valamennyi vizsgált nehézfém esetében azt tapasztaltuk, hogy a talajban mért fémtartalmakhoz viszonyítva a sárgarépa levelében és gyökerében is alacsonyabb koncentrációk jelentkeztek, amit jól mutatnak a talaj-növény szállítási koefficiens értékei is (2. ábra). A koefficiens értékei alapján az is megállapítható, hogy a sárgarépa levelében több nehézfém akkumulálódott, mint a gyökerében. A szakirodalmi forrásoknak megfelelően (KLOKE *et al.* 1994) a cink és a réz mutatta a legnagyobb mobilitást. A talaj mangán- és vaskészletei viszonylag nehezen hozzáférhetők a sárgarépa számára, vasból pl. a talaj vastartal-mához viszonyítva mindössze 1–2% volt a növény vastartalma.



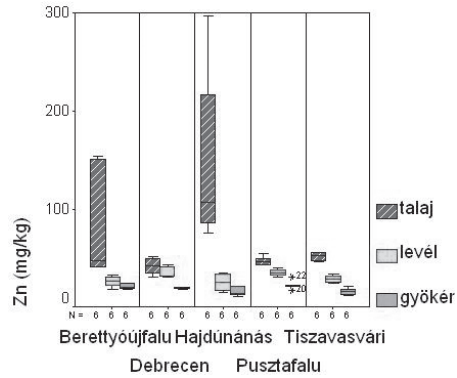
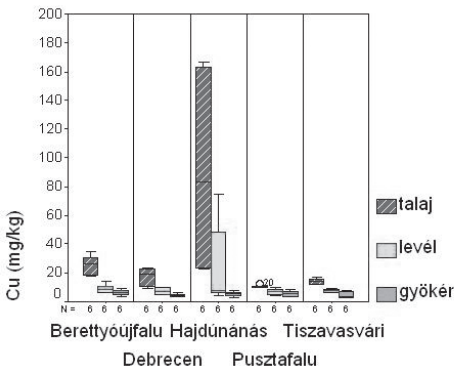
2. ábra. A talaj-növény szállítási koefficiensek értékei

A Hajdúnánási mintavételi helyek közül a HNN1-es kóddal jelölt helyen jelentős határérték túllépést tapasztaltunk mind a réz, mind pedig a cink esetében (3. ábra).

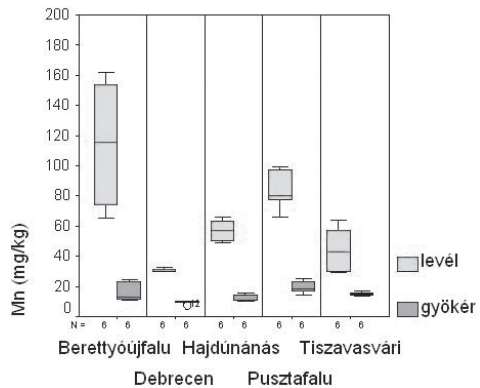
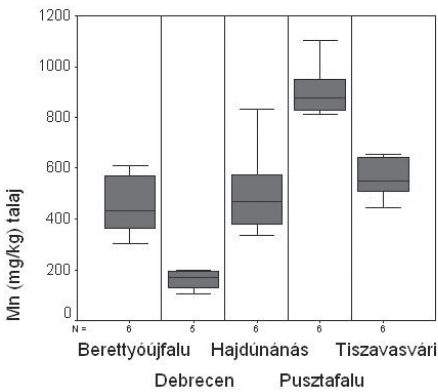
Ezek a viszonylag magas szennyezettségi értékek lehetőséget adtak annak vizsgálatára, hogy a talajnak az átlagot lényegesen meghaladó réz- és cinktartalma hogyan befolyásolja a növény réz- és cinkakkumulációját. A sárgarépa levelének réztartalma ugyan lényegesen magasabb volt a szennyezett talajban fejlődött növényeknél, azonban a gyökérben már nem lehetett érzékelni a réztartalom növekedését. A cink esetében pedig sem a levélben, sem pedig a gyökérben nem volt kimutatható a szennyezés hatása.

A korrelációs vizsgálatok is alátámasztották a fenti eredményeket, amennyiben a talaj és a sárgarépa levelének réztartalma között szignifikáns ( $r=0,46$ ,  $p<0,01$ ) korrelációs kapcsolatot mutattunk ki, a talajnak a gyökér réztartalmával azonban nem volt szignifikáns kapcsolata. A talaj cinktartalma és a sárgarépa vizsgált szerveinek cinktartalma között szintén nem volt szignifikáns korrelációs kapcsolat.

Bár a mangán esetében alacsonyok a talaj-növény szállítási koefficiens értékei, általában 0,01–0,2 között változnak, a levél és a gyökér mangántartalma is szignifikáns korrelációs kapcsolatban van ( $r=0,40$ ,  $p<0,05$ ;  $r=0,67$ ,  $p<0,01$ ) a talaj mangántartalmával. A 4. ábrán is jól megfigyelhető, hogy van összefüggés



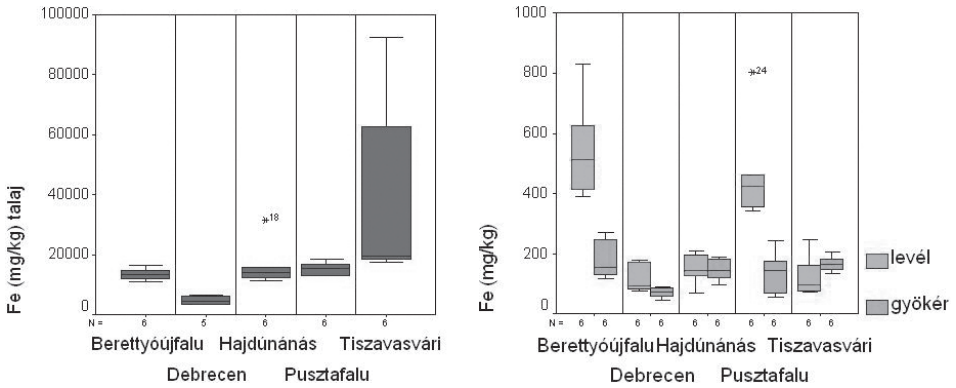
3. ábra. A talaj- levél- és gyökérminták réz és cinktartalma



4. ábra. A talaj- levél- és gyökérminták mangántartalma

a talaj magántartalma és a növény vizsgált szerveinek mangánakkumulációja között. A vizsgált nehézfémek közül egyedül a mangán esetében jelenthetjük azt ki, hogy a talaj mangántartalma érdemben befolyásolta a sárgarépa leveleiben, illetve gyökerében akkumulálódott fémmennyiséget.

Az egyes mintaterületekről begyűjtött talajminták közül, magas vastartalmuk alapján kiemelkednek a Tiszavasváriban begyűjtött minták (5. ábra). Ennek ellenére a Tiszavasváriban begyűjtött növényminták vastartalma nem volt kiemelkedő, sőt a levelekben – a többi mintaterületről származó mintához viszonyítva – kimondottan alacsony koncentrációkat határoztunk meg. Egyedül a debreceni minták esetében lehetett kimutatni összefüggést a talaj és a növényi szervek vastartalma között, ugyanis a kimondottan alacsony, 3500–6500 mg·kg<sup>-1</sup> vastartalmú humuszos homoktalajból a sárgarépa a többi mintaterülethez viszonyítva kevesebb vasat tudott akkumulálni (5. ábra). A



5. ábra. A talaj- levél- és gyökérminták vastartalma

teljes adatbázis alapján azonban nem volt szignifikáns korrelációs kapcsolat a talaj vastartalma és a sárgarépa vizsgált szerveinek vastartalma között.

### Következtetések

A vizsgálatok alapján kiderült, hogy a talajban mért koncentrációk valamennyi nehézfém esetében meghaladták a sárgarépa gyökerében és levelében mért koncentrációkat, így a talaj-növény szállítási koefficiens értékei mind a levél/talaj, mind pedig a gyökér/talaj viszonylatban 1 alatt voltak, sőt egy kivételtől eltekintve 0,5 alatt maradtak. A számított mobilitási sorrend a következőképpen alakult:  $Zn > Cu > Mn > Fe$ .

A nehézfémek növényen belüli eloszlását vizsgálva megállapítottuk, hogy a sárgarépa levelében valamennyi vizsgált fém esetében magasabb koncentrációk adódtak, mint a növény gyökerében. Az ehétő rész kisebb mértékű fémakkumulációja humánegészségügyi szempontból kedvező vonás, mivel egy esetlegesen szennyezett talajon termesztett sárgarépa elfogyasztása kisebb toxikológiai kockázatot jelent azokkal a növényekkel szemben, amelyekben nagyobb mértékű a nehézfémek akkumulációja.

A sárgarépa nehézfém-felvételét befolyásoló tényezők vizsgálata során megállapítottuk, hogy a talaj összes nehézfém-tartalma nagyobb hatással volt a levél nehézfém-tartalmára, mint a gyökérére. A réz és a mangán esetében is sikerült szignifikáns, pozitív korrelációs kapcsolatot kimutatni a talaj és a levelek fém-tartalma között, a gyökérnél azonban egyedül a mangán esetében volt összefüggés a talaj és a gyökér fém-tartalma között.

Jelen kutatás azokat a szakirodalmi forrásokat erősítette meg, amelyek szerint a sárgarépa nehézfém-felvételét a talaj nehézfém-tartalma nem befolyásolja számottevően.

## IRODALOM

- BÍRÓ, I.–TAKÁCS, T. 2006. Adaptability study of different *Glomus mosseae* strains to soil heavy metal content. – *Cereal Research Communications*, 34. 1. pp. 127–130.
- FARSANG, A.–CSER, V.–BARTA, K.–MEZŐSI, G.–ERDEI, L.–BARTHA, B.–FEKETE, I.–POZSONYI, E. 2007. Application of phytoremediation on extremely contaminated soils. – *Agrokémia és Talajtan* 56. 2. pp. 317–332.
- HELGESEN, H.–LARSEN, E.H. 1998. Bioavailability and speciation of arsenic in carrots grown in contaminated soil – *Analyst* 123. pp. 791–796.
- KÁDÁR, I. 1995. A talaj-növény-állat-ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. – *Környezet- és természetvédelmi kutatások*, Budapest, 388 p.
- KAWADA, T.–LEE, Y.–SUZUKI, S.–RIVALI, I. F. 2002. Copper in carrots by soil type and area in Japan: A baseline study. – *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 16. pp. 179–182.
- KLOKE, A.–SAUERBECK, D.R.–VETTER, H. 1994. In *Changing Metal Cycles and Human Health*. ed.: NRIAGU, J. – Springer-Verlag, Berlin, 113 p.
- MONU, A.–BALA, K.–SHWETA, R.–ANCHAL, R.–BARINDER, K.–NEERAJ, M. 2009. Heavy metal accumulation in vegetables irrigated with water from different sources. – *Food Chemistry* 111. pp. 811–815.
- PROKISCH, J.–SZEGVÁRI, I.–SZÉLES, I.–KOVÁCS, B.–GYÓRI, Z. 2006. Normalization method for evaluation of metal contamination of soil. – *Cereal Research Communications*, 34. 1. pp. 263–266.
- RÉKÁSI, M.–FILEP, T. 2006. Effect of microelement loads on the element fractions of soil and plant uptake. – *Agrokémia és Talajtan*. 55. 1. pp. 213–222.
- STEFANOVITS, P. 1981. *Talajtan*. – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 380 p.
- STEFANOVITS, P.–FILEP, Gy.–FÜLEKY, Gy. 1999. *Talajtan*. – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 470 p.
- SZABÓ, L.–SZEGEDI, L. 2006. Changes of availability of some microelements in heavy metal amended soil. – *Cereal Research Communications*, 34. 1. pp. 303–306.
- SZABÓ, S.A.–REGUSINÉ MÖCSÉNYI, Á.–GYÓRI, D.–SZENTMIHÁLYI, S. 1987. Mikroelemek a mezőgazdaságban I. – *Mezőgazdasági Kiadó*, Budapest, 235 p.
- SZABÓ, Sz.–POSTA, J.–GOSZTONYI, Gy.–MÉSZÁROS, I.–PROKISCH, J. 2008. Heavy metal content of flood sediments and plants near the river Tisza. – *AGD Landscape & Environment* 2.2. pp. 120–131.
- SZALAI, Z. 1998. Trace metal pollution and microtopography in a floodplain – *Geografia Fisica e Dinamica Quaternaria*, 21. pp. 75–78.
- SZALAI, Z. 2008/a. Biotikus és abiotikus tényezők hatása a nehézfémek növényi felvehetőségére hullámtereken (a hamvas szeder példáján). – In: CSORBA, P.–FAZEKAS, I. (szerk.): *Tájkutatás-tájökológia Meridián Alapítvány*, Debrecen. pp. 317–322.
- SZALAI, Z. 2008/b. Spatial and temporal pattern of soil pH and Eh and their impact on solute iron content in a wetland (Transdanubia, Hungary). – *AGD Landscape and Environment* 2. 1. pp. 34–45.
- SZALAI, Z.–BALOGHNÉ DI GLÉRIA, M.–JAKAB, G.–CSUTÁK, M.–BÁDONYI, K.–TÓTH, A. 2005. Role of the shape of riverbanks in the accumulating deposits' fractionation of grain size and heavy metal content. – *Földrajzi Értesítő* 54. 1–2. pp. 61–84.
- YANG, Y.–ZHANG, F.S.–LI, H.F.–JIANG, R.F. 2009. Accumulation of cadmium in the edible parts of six vegetable species grown in Cd-contaminated soils. – *Journal of Environmental Management* 90. pp. 1117–1122.
- YOSHIDA, F.–HATA, A.–TONEGAWA, H. 1999. Itai-Itai disease and the countermeasures against cadmium pollution by the Kamioka mine. – *Environmental Economics and Policy Studies* 2. pp. 215–229.
- ZHUANG, P.–ZOU, H.–SHU, W. 2009. Biotransfer of heavy metals along a soil-plant-insect-chicken food chain: Field study. – *Journal of Environmental Sciences* 21. pp. 849–853.



## Hazai karsztavak tájökológiai szemléletű állapotfelmérése<sup>1</sup>

SZABÓ MÁRIA<sup>2</sup>–KÉRINÉ BORSODI ANDREA–KISS KLAUDIA–KNÁB MÓNIKA  
KÉRI ANDRÁS–HAJDUNÉ DARABOS GABRIELLA–MÓGA JÁNOS

### Bevezetés

JAKUCS LÁSZLÓ (1980) fogalmazta meg először, hogy a karszt biológiai produktum, és a rendszer működését az élő- és élettelen faktorok kölcsönhatása jellemzi. A karsztökológiai rendszer működését KEVEINÉ BÁRÁNY ILONA (1998) foglalta össze, abiogén tényezőkre (klíma, kőzet, talaj, víz, talajlevegő) bontva a rendszert, amelyek meghatározzák a biogén tényezők (flóra és fauna, lebontó mikroszervezetek) és folyamatok jellemzőit.

A karsztökológiai rendszerben lejátszódó bonyolult folyamatok és rendszerkapcsolatok vizsgálata céljából állt össze kutatócsoportunk, amely a nagy rendszer felszín közeli részének, az epikarsztnak interdiszciplináris kutatását végzi. E vizsgálatok kiterjednek az abiotikus rendszer elemeire, (a talaj és a karsztos fedőüledékek vizsgálatára, a víz, talajlevegő és kőzet kölcsönhatásainak vizsgálatára az epikarszt szintjében). Tervezett vizsgálataink magába foglalják a felszín és az epikarszt biogén tényezőinek (felszín növényborítás, talajélet, főképpen a mikrobiális összetétel változásainak) karsztkorróziós folyamatokra gyakorolt hatásvizsgálatát.

Kutatásainkat két helyszínen (Bakonyvidék és Gömör–Tornai-karszt) végezzük. A kutatásra kiválasztott mintaterületek egy-egy eltérő arculatú karsztökológiai rendszert reprezentálnak (különbözik a tájhasznosítás, az antropogén hatások mértéke, a vízellátottság, a talajvastagság stb.), és e különbségek alapján a vizsgált epikarsztos rendszerek összehasonlítására nyílik alkalom. Az antropogén hatásokkal többé-kevésbé érintett területeken a káros környezeti hatások karsztrendszerre, főleg az epikarsztos rendszer tényezőire és folyamataira gyakorolt hatását kívánjuk feltérképezni.

A vizsgálatok céljára kiszemelt helyszínek megválasztásánál arra törekedtünk, hogy alkalmasak legyenek a jelen ökológiai állapot felmérésére (növényzeti-, talajtani-, vízkémiai és mikrobiológiai vizsgálatok, biológiai vízminősítés). A fenti szempontoknak a vizes élőhelyek, a karsztos mélyedésekben kialakult tavak és környéke a legmegfelelőbb. A tavak közül jelen tanulmány a Gömör–Tornai-karszt (Aggteleki Nemzeti Park) és a Tapolcai-karszt (Bakonyvidék) területén található két-két karszttó 2009. évi vizsgálati eredményeit mutatja be. Kiinduló állapotfelmérésünk eredményeit a későbbi kutatások megtervezéséhez és a további vizsgálati eredmények összevetéséhez kívánjuk felhasználni.

Az Aggteleki-fennsík és az Alsó-hegy a Gömör–Tornai-karszt Szilicei-takarójának főleg triász időszi karbonátos kőzeteiből épül fel. Az Aggteleki-fennsík hazánk legismertebb karsztos tája, szegélyén több kisméretű karsztos tó alakult ki. Víznyelő eltömődésével

<sup>1</sup> A kutatásokat az OTKA T79135 sz. pályázatának támogatásával végeztük

<sup>2</sup> Eötvös Loránd Tudományegyetem, Környezet- és Tájföldrajzi Tanszék, H-1117 Budapest, Pázmány Péter stny. 1/C, E-mail: szmarcsi@ludens.elte.hu



keletkezett az Aggteleki-tó. Az Alsó-hegy középső része, a Derenki-fennsík sokkal tagoltabb, alsótriász képződményeken nyugvó hallstatti, derenki és wettersteini mészkőből álló pikkelyek képezik magasabbra emelkedő tetőit, a köztük lévő vízzáró kőzetsávok felszínén pedig zárt, felszín alatti megcsapolású karsztos medencék vagy eróziós völgyek alakultak ki. A Derenki-tavat magába foglaló Derenki-medence is így alakult ki (MÓGA 1999; SAMU–KEVEINÉ-BÁRÁNY 2008).

A Tapolcai-medence északi részét elfoglaló szarmata mészkő tábla alkotja a Tapolcai-karszt fő tömegét. A Tapolcától északra eső területet a mészkő üregeinek beszakadásaival keletkezett gödrök, többsorok, kisebb víznyelők jellemzik. Az állandó vizű Alsó-Cser-tó vízzáró rétegekkel kibélelt karsztos mélyedésben alakult ki. A Tapolcai-fennsík északi részén, bazalttal határos karsztperemen alakult ki a Pokol-tó.

## Vizsgálati anyag és módszerek

A két mintaterület (Aggtelek és Bakony) vizes élőhelyei közül természetközeli és antropogén zavarásnak erősen kitett kis tavak összehasonlító vizsgálatát végezzük el. A Gömör–Tornai-karszt, Derenki-tó [DT], Aggteleki-tó [AT]) és a Tapolcai-karszt (Alsó-Cser-tó [ACsT], Pokol-tó [PoT]) területén található kisvizékből 2009. április 18-án, ill. május 26-án vettünk vízmintát mikrobiológiai- és vízkémiai vizsgálatokhoz, biológiai vízminősítéshez, ill. mértük fel a tavak növényzetének faji összetételét.

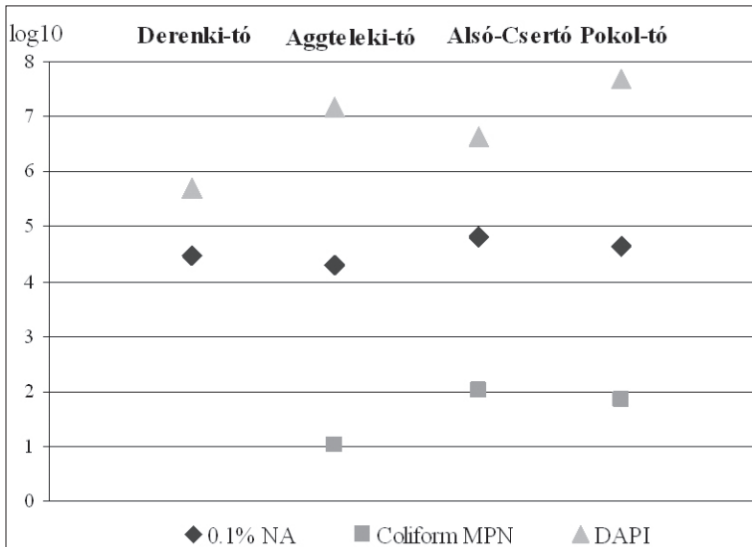
A mikrobiális sejtszám meghatározását többféle módszerrel is elvégeztük: tenyésztésen alapuló csíraszám becsléssel (0,1% NA), epifluoreszcens mikroszkóp alkalmazásával (DAPI). A bakteriológiában használt legvalószínűbb csíraszám (Most-Probable-Number) meghatározással történt a kóliform baktériumok legvalószínűbb csíraszámának meghatározása (Coliform MPN, FAUQUE 1995, FUJIOKA 1997).

A vízminták planktonikus baktériumközösségeinek diverzitását DGGE (Denaturing Gradient Gel Electrophoresis) módszerrel hasonlítottuk össze. A DGGE olyan molekuláris ujjlenyomat módszer, amely alkalmas közel azonos hosszúságú, de eltérő bázissorrendű DNS szakaszok szétválasztására, ezáltal különböző mikrobaközösségek genetikai diverzitásának összehasonlítására. A vízkémiai méréseket az MSZ 12749 szerint végeztük el. A biológiai vízminősítés a bentikus makrogerinctelenek segítségével történt (MMCP, Magyar Makrozoobenton Család Pontrendszer).

Az MMCP biotikus index segítségével állapítottuk meg a vizsgált tavak vízminőségi osztályát (NÉMETH, 1998). A növényzetet a zavarással szembeni viselkedést jellemző természetes állapotot kifejező természetességi értékek alapján elemeztük. A módszer elvi alapját az képezi, hogy a növényzetet alkotó fajok zavarásokkal szemben különböző érzékenységet mutatnak, előfordulásuk a zavarás meghatározott értéktartományához kapcsolódik, így jól indikálják a degradációt (BORHIDI, 1993).

## Eredmények és megvitatásuk

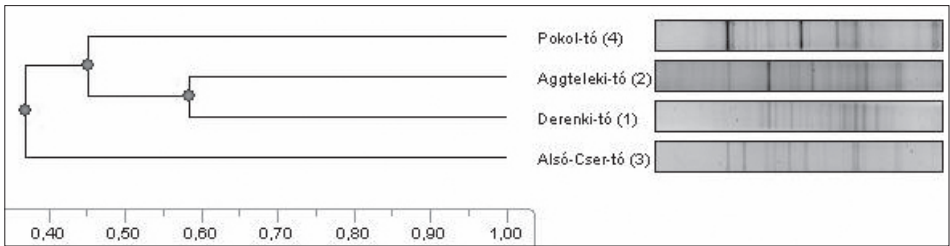
A többféle módszerrel becsült sejtszám értékeket az 1. ábra foglalja össze. A tenyésztésen alapuló csíraszám becslés (NA) eredményei alapján nem tapasztaltunk számottevő különbséget az egyes tavak között. A legnagyobb értéket az Alsó-Csertó esetében kaptuk. Az epifluoreszcens mikroszkópiával végzett sejtszámlálás (DAPI) a Derenki-tó kivételével szintén egymáshoz hasonló értékeket eredményezett.



1. ábra. A vizsgált epikarszt tavak vízmintáiból eltérő módszerekkel becsült baktériumszámok

A kétféle módszerrel becsült sejtszám adatok közötti eltérés oka lehet, hogy míg a tenyésztésen alapuló módszerrel csupán az adott tenyésztési körülmények között szaporodni képes baktériumok mutathatók ki, addig a DAPI-festék az összes jelenlévő sejt DNS-éhez hozzákötődik – beleértve az életképes, de nem tenyészthető sejteket is –, így UV fényben azok is detektálhatók lesznek. Az előbbi módszer tehát alulbecsüli, az utóbbi pedig túlbecsüli a valós élő sejtszámot. Az összes vizsgált vízmintában jelen voltak kóliform baktériumok. Mennyiségük az Alsó-Cser-tóban és a Pokol-tóban volt a legnagyobb. A Derenki-tóból kimutatott kóliformok mennyisége ml-enként 1-nél kevesebbnek adódott.

A DGGE-gélfotón látható sávmintázat (2. ábra) alapján az Aggteleki-tó bakteriális diverzitása volt a legnagyobb. A többi vízminta esetében a diszkrét csíkok száma 20-nál kevesebbnek adódott. A csíkok intenzitásában megfigyelhető jelentős eltérések az egyes fajok abundanciájának különbségeire is utalhatnak.



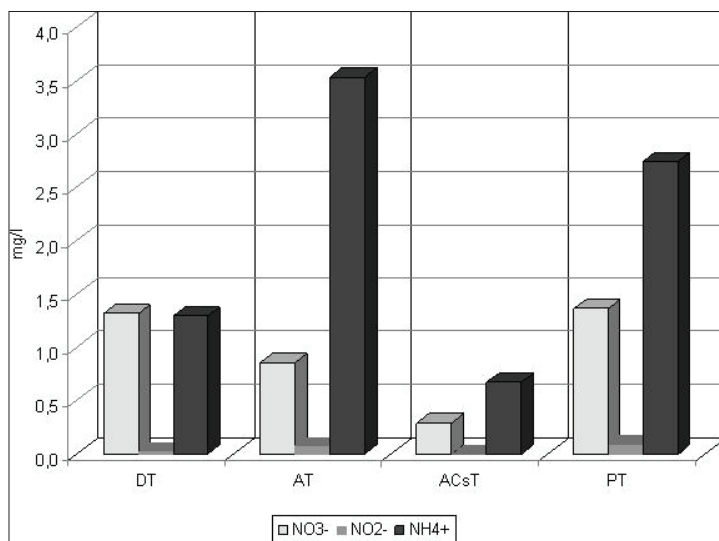
2. ábra. A planktonikus baktériumközösségek összehasonlítása DGGE mintázatuk alapján

A DGGE sávmintázatok alapján (2. ábra jobb oldala) szerkesztett dendrogramon (2. ábra bal oldala) jól látható, hogy a Derenki- és az Aggteleki-tó mintázata hasonlított legjobban egymáshoz. E két földrajzilag közel fekvő epikarsztos kisvíz tehát egymáshoz hasonló planktonikus baktériumközösségeknek ad otthont, míg a Tapolcai-karszton található Pokol-tó és Alsó-Csertő ezektől – és egymástól is – jelentősen eltérő baktériumközösségekkel jellemezhető. A vízkémiai mérések eredményeit az 1. táblázat tartalmazza.

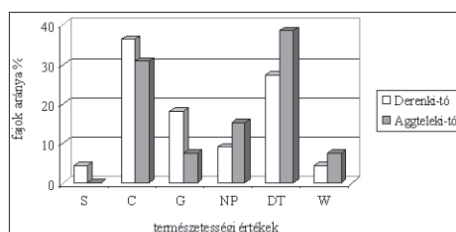
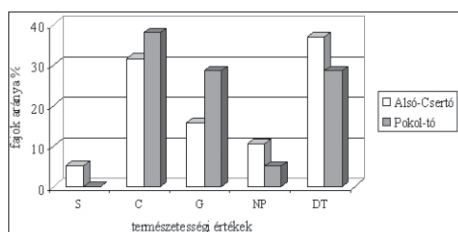
1. táblázat. A vizsgált tavak vízkémiai adatai (ND: nincs adat)

	<b>DT</b>	<b>AT</b>	<b>ACsT</b>	<b>PoT</b>
pH	8	7	7.5	7.2
Vez.kép. ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	700	916	286	311
$\text{HCO}_3^-$ (mg/l)	378.2	268.4	176.9	183.0
$\text{Ca}^{2+}$ (mg/l)	146.3	76.2	49.6	45.8
$\text{Mg}^{2+}$ (mg/l)	7.3	18.2	16.2	22.0
$\text{Cl}^-$ (mg/l)	ND	10.0	ND	ND
$\text{NO}_3^-$ (mg/l)	1.3	0.9	0.3	1.4
$\text{NO}_2^-$ (mg/l)	0.0	0.1	ND	0.1
$\text{NH}_4^+$ (mg/l)	1.3	3.5	0.7	2.7
$\text{PO}_4^{3-}$ (mg/l)	0.9	4.6	0.0	2.5
$\text{SO}_4^{2-}$ (mg/l)	99.5	229.9	9.5	22.3

Valamennyi vízminta pH értéke neutrális, vagy enyhén alkalikus volt. A Gömör–Tornai-karszt epikarsztos mélyedéseiben összegyűlt vizekben magasabb vezetőképesség és vízkeménységi adatokat mértünk, mint a Tapolcai-karszton található főleg csapadékvíz által táplált tavakban. A karsztforrásokból táplálkozó Derenki-tó vízének karsztos jellegét magasabb hidrogén-karbonát és kalciumion-tartalma tükrözi. Az állandó keménység alacsony ( $\text{CaO} < 56 \text{ mg/l}$ , azaz  $\text{nk}^\circ < 5,6$ ) értéke a tavak viszonylagos tisztaságát mutatja. A vízmintákban a szerves anionok (szulfát, klorid) mennyisége is – az Aggteleki-tó kivételével – alacsony ill. ki-mutathatósági határ alatti volt. A vizsgált nitrogénformák közül az Aggteleki- és a Pokol-tóban a redukív viszonyokat jelző ammónium-ion jelentősen meghaladta az erősen szennyezett kategória alsó határát jelentő  $2,57 \text{ mg/l}$ -t (3. ábra). Az Aggteleki-, Pokol- és Derenki-tóban a határértékhez képest (V. kategória:  $0,5 \text{ mg/l}$ ) kiugróan magas volt az ortofoszfát-tartalom is (4. ábra). A N- és P-háztartás jellemzői a tavak



3. ábra. Nitrogénformák a tavakban



4. ábra. A tavak növényzetének természetességi állapota. – S = specialisták; C = kompetítorok; G = generalisták; NP = természetes pionírok; DT = zavarástűrők; W = gyomok

2. táblázat. A tavak biológiai vízminősítésének eredménye a vízminősítéshez használt taxonokkal (II.B, jó minőségű; III.A; III.B kevésbé szennyezett)

	DT	AT	ACsT	PoT
<b>A vízminősítéshez felhasznált családok</b>				
Erpobdellidae - garatos nadályok				+
Valvatidae - kerekcsájú csigák				+
Lymneidae - mocsárcsigák	+			
Platycnemididae - szitakötők			+	
Calopterygidae - színesszárnyú szitakötők		+		
Agrionidae - légivadászok		+		
Aeschnidae - karcsú acsák				
Corixidae - búvárpóloskák				
Gerridae - molnárpóloskák				
Notonectidae - hátónúszó póloskák		+	+	+
Nepidae - botpóloskák				
Baetidae - teleszkópszemű kérészek		+		+
Chironomidae - árvaszúnyogok				
Culicidae - csipő szúnyogok	+			
Dytiscidae - csíkbogarak	+	+	+	+
Haliplidae - víztaposó bogarak			+	
Limnephilidae - mocsári tegzesek	+			
Nemouridae - keresztesszárnyú álkérészek			+	
<b>Vízminőségi osztály</b>	<b>II.B</b>	<b>III.A</b>	<b>II.B</b>	<b>III.B</b>

jelentős, adott esetben túlzott (Aggteleki-tó) tápanyag-ellátottságára és előrehaladott eutrofizációjára utalnak (kivételet képez ez alól az Alsó-Cser-tó).

A karsztos területeken az antropogén beavatkozások hatásai a vizek minőségének változásán keresztül is tetten érhetők. A vízminőség detektálásának gyors és megbízható módja a bentikus makrogerinctelenek segítségével végrehajtott biológiai vízminősítés, ami jól kiegészíti a vízkémiai vizsgálatokat. Az MMCP biotikus indexnek, ill. vízminősítési rendszernek a használata makrozoobentonból vett reprezentatív minta faji szintű meghatározása nélkül is megbízható eredmények elérését teszi lehetővé.

A vizsgált tavak közül a Pokol-tó vízminősége volt a legrosszabb a vizsgált időpontban, ezt követi a jelentős antropogén terhelésnek kitett Aggteleki-tó. Jó vízminőséggel jellemezhetők a Derenki- és az Alsó-Cser-tó víztestei.

A növényzet faji összetételének értékelését a 4. ábra mutatja be. A természetességi értékek elemzése alapján az Aggteleki-tó esetén mutatható ki a

legerősebb antropogén hatás, amit a gyomfajok és a zavarástűrő fajok nagy aránya jelez. A Derenki-tó a leginkább természetközeli. Kiemelendő a természetes pionír fajok relatíve nagy aránya, ami a vízborítottság időben jelentős mértékű változásainak (asztatikus jelleg) tulajdonítható.

## Összefoglalás

A tanulmány két földrajzilag távol eső terület vizes élőhelyei közül egy-egy természet-közeli (Derenki-tó és Alsó-Csertó), egy-egy antropogén zavarásnak erősen kitett (Aggteleki-tó és Pokol-tó) karszttavak összehasonlító vizsgálatának egy éves, előzetesnek tekintett eredményeit tekinti át. Kísérletet tettünk a Gömör-Tornai- és a Tapolcai-karszt eltömődött víznyelőiben kialakult kis tavak összehangolt vízkémiai, növényzeti, mikrobiológiai jellemzésére és biológiai vízminőségének meghatározására.

## IRODALOM

- BÁRÁNY KEVEI, I. 1998. Geoecological system of karst. – *Acta Carsologica*. 27/1. Ljubljana pp. 13–25.
- BORHIDI, A. 1993. A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai. – A Környezetvédelmi és terület fejlesztési Minisztérium Természetvédelmi Hivatala és a Janus Pannonius Tudományegyetem Kiadványa. Pécs, pp. 93.
- FAUQUE, G.D. 1995. Ecology of sulfate-reducing bacteria. – In: *Sulfate-reducing bacteria* (BARTON, L.L. ed.). Plenum Press, New York. pp. 217–241.
- FUJIOKA, R.S. 1997. Indicators of Marine Recreational Water Quality. – In: *Manual of Environmental Microbiology* (HURST C.J. *et al.* ed.). ASM Press, Washington D.C. pp. 176–193.
- JAKUCS, L. 1980. A karszt biológiai produktum. – *Földrajzi közlemények* 28. 4. KTM TH és Janus Pannonius Tudományegyetem. pp. 331–339.
- MÓGA, J. 1999. The reconstruction of the development history of karstic water network on the southern part of the Gömör-Torna karst on the bases of ruined caves and surface forms. – *Acta Carstologica*, pp. 159–174.
- NÉMETH, J. 1998. A biológiai vízminősítés módszerei. KGI. pp. 244–265.
- SAMU, A.–KEVEINÉ BÁRÁNY, I. 2008. Karsztos tavak története és állapotváltozásai az aggteleki és szlovák karsztokon. – *Karsztfejlődés* XI. pp. 117–134.



## A légszennyezettség okozta mortalitás a Sajó-völgyben

SZUHI ATTILA<sup>1</sup>

### Összefoglalás

A Sajó-völgy légszennyezettségi zóna aeroszol szennyezettsége komoly egészségügyi következményekkel jár. Kutatásunkban a terület hat automata légszennyezettség mérő állomásának ötéves adatsorát elemeztük ki azzal a céllal, hogy számszerűsíteni tudjuk az aeroszolok okozta járulékos halálozást. A számítás során az ENSZ-WHO által kidolgozott módszertant alkalmaztuk.

Számításaink szerint a PM10 szennyezettség átlagosan 300 idő előtti halálozást okoz a vizsgált településeken és az összes halálozás közel 10%-ért tehető felelőssé.

A jövőben valamennyi hazai településre szükséges lenne elvégezni a vizsgálatokat, hogy képet kapjunk a légszennyezettség okozta egészség-hatásokról, és annak időbeli tendenciáiról.

### Bevezetés

A társadalmi tevékenység egyik következménye a levegő szennyezettsége. A városi táj, mint megváltozott környezet a maga terheltebb levegőjével számottevően emeli a humán populáció mortalitási mutatóit (SCOGGINS *et al.* 2004). Ezen hatások fokozottan érvényesülnek az olyan földrajzi környezetben, mint a Sajó-völgy, amely sajátos domborzatával fokozza a kedvezőtlen levegőállapotok kialakulásának kockázatát.

Noha az elmúlt évtizedekhez képest jelentősen javult a levegő minősége, a terület továbbra is a 4/2002. (X. 7.) KvVM rendeletben meghatározott légszennyezettségi zónák egyikébe tartozik. A térségben a legjelentősebb problémát az aeroszolok okozzák (PM10), ezért vizsgálatunkban ennek hatásaira koncentráltunk.

Számos járványtani kutatás kimutatta már, hogy az aeroszolok koncentrációjának növekedése mind hosszú, mind rövidtávon megemeli a mortalitási és morbiditási mutatókat (PISONI, E. *et al.* 2009). Köztudott az is, hogy az aeroszolok esetében nincs olyan határérték, amely alatt nem kell káros egészségügyi hatással számolni (WHO 2005).

---

<sup>1</sup> Eötvös Loránd Tudomány Egyetem, Környezet- és Tájföldrajzi Tanszék, H-1117 Budapest, Pázmány Péter Sétány 1/A. E-mail: szuhia@valaszuton.hu



A Sajó-völgyben az aeroszolak koncentrációja az elmúlt években némileg csökkent és az éves átlag koncentráció az egészségügyi határérték alá ereszkedett, ám elsősorban a fűtési félévben még most is igen magas azon napok száma, amikor a levegő aeroszol koncentrációja meghaladja a 24 órás egészségügyi határértéket. A határérték feletti napok száma több mérőállomás vonatkozásában meghaladja a 14/2001. (V. 9.) KöM-EüM-FVM együttes rendeletben engedélyezett 35 napot.

A jelentős légszennyezettség egészségügyi hatásának számszerűsítése igen fontos feladat, hiszen ezáltal jól rá lehet világítani a probléma súlyára, ösztönözni lehet a szennyezés csökkentését, és nem utolsósorban a szennyezés-csökkentésben elért eredmények is nyilvánvalóvá tehetőek.

Hazánkban a fenti feladat elvégzését elsősorban európai léptékű programok keretében végezték el (PÁLDY, A. 2003), de főként Budapestre, ill. egy-egy vidéki városra (BEREGSZÁSZI, T. 2005). Problémát jelent, hogy csak a fővárosra vonatkozóan vannak ismétlődő mérések, így csak itt lehet a változások tendenciáját követni, a többi város esetében ezek nem állnak rendelkezésre. Hiányzik továbbá a térségi, egy-egy légszennyezettségi zónához köthető felmérés, amely egy földrajzilag jól lehatárolt és terheltségében azonos jelleget mutató zónára végezte volna el a fenti vizsgálatokat.

## Anyag és módszer

A légszennyezettség egészséghatásának kiszámításakor első feladat a lakosság légszennyezettségnek való kitettségének, azaz az expozíciónak a meghatározása.

A kitettségre vonatkozó adatokhoz az Országos Légszennyezettségi Mérőhálózat keretében üzemeltetett automata mérőállomások adatainak kiértékelésével jutottunk. A Sajó-völgyében összesen hat automata állomás üzemelt, ezek közül három Miskolcon, további egy-egy Putnokon, Kazincbarcikán és Sajószentpéteren.

A Miskolc martintelepi mérőállomásának kivételével, amely csak 2005–2007 között üzemelt, mindegyik mérőállomásra vonatkozóan közel teljes adatsor állt a rendelkezésünkre. A mérőállomások és az ott mért légszennyezettség jellemző adatait az 1. táblázatban foglaltuk össze (mérőállomás helye, környezete, átlagos koncentráció, adatok rendelkezésre állása).

Az egészséghatás számításának elvégzéséhez a légszennyezettségi adatokból mind a hat mérőállomás esetében a 2005–2009 közötti időszakra előállítottuk a  $PM_{10}$ -re vonatkozó éves-, ill. a téli, nyári maximum és átlagértékeket, valamint 95% és 5% percentiliseket.

A napi átlagértékeket ezen túl 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ -es intervallumokba osztottuk, hogy megkapjuk azon napok számát, amikor a levegő szennyezettsége a meghatározott intervallumokba esik.

1. táblázat. A mérőállomások jellemző adatai

Település	Állomások jellege	2005		2006		2007		2008		2009	
		A	M	A	M	A	M	A	M	A	M
Miskolc, Búza tér	közlekedési	99	56,8	100	62,2	99	40,9	99	40,9	99	35,9
Miskolc-Martintelep	városi háttér	98	25,4	86	40,8	100	36,3	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Miskolc-Lavotta	városi háttér	98	28,2	94	37,7	100	37,3	100	32,5	100	33,3
Kazincbarcika	lakóterületi	99	19,8	100	16,6	97	13,9	79	34,8	99	36,9
Sajószentpéter	ipari	97	20,6	99	36,0	98	29,3	99	31,4	72	33,0
Putnok	lakóterületi	94	54,4	99	53,1	99	34,9	100	40,1	98	36,7

A = adat rendelkezésre állás (%); M = mért átlag koncentráció ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

Az expozíciós adatok kiszámításához a légszennyezettség mellett a települések népességi adataira is szükségünk volt, valamint az egészséghatás számításához a települési mortalitási adatokra. Mindkét adatcsoport forrása a KSH Tájékoztatási Adatbázisa volt (KSH 2008).

Az expozíció és annak egészség hatása közötti összefüggéseket ún. expozíció-válasz függvényekkel írhatjuk le. Ez a függvény megadja, hogy meghatározott koncentrációváltozás milyen mértékben növeli meg valamely egészségügyi hatás gyakoriságát, jelen esetben a mortalitását. A jelen vizsgálat során alkalmazott függvény az aeroszol  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  koncentráció-növekedésének a mortalitásra gyakorolt hatását írja le (DOUGLAS *et al.* 1993). Az alkalmazott függvény az alábbi:

Expozíció-válasz koefficiens (95% CI): 0,043 (0,026-0,061)/ Krónikus mortalitás

Az egészséghatás számítására a WHO által leírt módszert alkalmaztuk (WHO, 1999), amelynek segítségével kiszámítható, hogy a településeken mért légszennyezettség mekkora járulékos halálozást okoz egy kiválasztott alapértékhez képest (az általunk választott érték  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

A lakosság légszennyezettségnek való kitettsége és az általa okozott egészség hatás a járulékos kockázati hányad fogalmán alapszik. A járulékos hányad (AP) az egészségkárosítás azon része, amely a légszennyező anyagoknak való kitettség miatt következik be az adott populációban meghatározott idő alatt:

$$AP = \text{SUM} ([RR(c)-1] * p(c)) / \text{SUM}[RR(c) * p(c)] \quad [1]$$

ahol:

RR(c) – az egészségi kimenetel relatív kockázata a c típusú expozíció hatására;

p(c) – a c típusú expozíciónak kitett népességhányad.

A konkrét számítások elvégzésére a WHO Air Quality Health Impact Assessment Software (AirQ2.2) szoftverét alkalmaztuk.

## Eredmények

A légszennyezettség egészséghatását négy Sajó-völgyi településre vonatkozóan végeztük el ötéves időszorra. A bemenő adatokat, mint népesség és mortalitás a 2. sz. táblázatban közöljük. A kapott eredményeket a 3. sz. táblázatban közöljük a 95%-os (alsó illetve felső) valószínűségi tartományokkal együtt.

2. táblázat. A települések népesség és mortalitás adatai

Település	Népességszám (2008)	Mortalitás (100 000 főre)
Miskolc	171 000	1,384
Kazincbarcika	30 000	1,229
Sajószentpéter	12 000	1,326
Putnok	7 000	1,231

A kapott adatokból jól látható, hogy a Sajó-völgy népességének jelentős hányadát adó négy település összesen 220 ezer ember lakóhelye. Az aeroszol szennyezettség a vizsgált négy település esetében éves szinten átlagosan 300 fő idő előtti halálát okozza. Ez azt jelenti, hogy a halálozások közel 10% a levegő aeroszol szennyezettségéhez köthető. Az idősorok elemzéséből egyértelmű trend nem olvasható ki.

## Megvitatás

Eredményeink jól mutatják, hogy a levegő szennyezettsége igen jelentős szerepet játszik az idő előtti halálozásban és a rossz hazai mortalitási adatokban. Fontos azonban hangsúlyoznunk, hogy a kapott eredmények nem értelmezhetők oly módon, hogy a légszennyezettség csökkentésével az összes számított idő előtti halálozás elkerülhető, mivel a relatív kockázat csökkenésével más tényezők szerepe megnő (MEDINA, S. 2005).

Fontos hangsúlyoznunk a módszerben rejlő bizonytalanságokat, így magának a függvénynek a megbízhatóságát. Más kutatók nagyságrendileg azonos, de némileg eltérő függvényeket kaptak és alkalmaztak (WATKISS *et al.* 2005).

Fontos látni azt is, hogy a kitétség meghatározásakor a Sajó-völgy légszennyezettségét csupán hat mérőállomás adataival tudtuk jellemezni, melyek általában terheltebb környezetben helyezkednek el, úgy mint városok, forgalmasabb utak közelében, stb. Mindezek a hatások túlbecslését eredményezhetik. Más tényezők azonban a hatások alulbecslését okozhatják, így például nem vettük figyelembe az érzékeny célcsoportokat, és a függvények nem alkalmasak a légszennyező anyagok együtthatásának értékelésére sem.

Eredményeink a bizonytalanságok ellenére jól mutatják a légszennyezettség szerepét a rossz hazai egészségügyi mutatókban. Az elkövetkezőkben

3. táblázat. Járulékos idő előtti halálozás az egyes Sajó-völgyi településeken

Település	Halálozások száma 2009		
	középtér	alsóérték	felsőérték
Miskolc	228	144	311
Sajószentpéter	16	10	21
Kazincbarcika	38	24	52
Putnok	9	6	12
<i>Összesen:</i>	291	184	396
Halálozások száma 2008			
	középtér	alsóérték	felsőérték
Miskolc	243	154	331
Sajószentpéter	14	9	20
Kazincbarcika	36	22	49
Putnok	10	6	13
<i>Összesen:</i>	303	191	413
Halálozások száma 2007			
	középtér	alsóérték	felsőérték
Miskolc	237	149	323
Sajószentpéter	13	8	18
Kazincbarcika	8	5	12
Putnok	8	5	11
<i>Összesen:</i>	266	167	364
Halálozások száma 2006			
	középtér	alsóérték	felsőérték
Miskolc	321	205	429
Sajószentpéter	18	11	24
Kazincbarcika	12	7	17
Putnok	13	9	18
<i>Összesen:</i>	364	232	488
Halálozások száma 2005			
	középtér	alsóérték	felsőérték
Miskolc	241	153	325
Sajószentpéter	8	5	11
Kazincbarcika	16	10	23
Putnok	14	9	19
<i>Összesen:</i>	279	177	378

szükséges lenne a hatások évről évre történő felmérésére valamennyi hazai mérőállomással rendelkező település esetén, és az eredmények pontosítása végett a mérőállomások adatait emisszió katasztereken alapuló transzmissziós modellezéssel kiegészíteni.

## IRODALOMJEGYZÉK

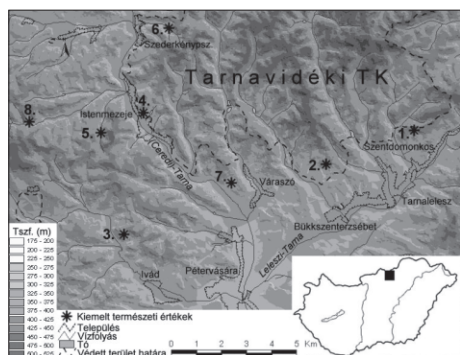
- BEREGSZÁSZI, T.P.A.–HANGYÁNÉ, SZ.M.–BOBVOS, J.–VÁAMOS, A. 2005. A légszennyezettség környezet-egészségügyi értékelése Budapesten és néhány vidéki városban a 2002. évi adatok alapján. – Magyar Higiénikusok Társasága VIII. Nemzeti Kongresszusa. Siófok.
- DOUGLAS, W.–DOCKERY, C.A.P.–XIPING, XU–SPENGLER, J.D.–WARE, J.H.–FAY M.E.–FERRIS, B.G.–SPEIZER, F.A 1993. An Association between Air Pollution and Mortality in Six U.S. Cities. – The New England Journal of Medicine 329. pp. 1753–1759.
- KSH. 2008. KSH Tájékoztatói Adatbázis. <http://statinfo.ksh.hu/Statinfo/themeSelector.jsp?&lang=hu>
- MEDINA, S.B.E.–SAKLAD, M.–NICIU, E.M.–KRZYZANOWSKY, M.–FRANK, F.–CAMBRA, K.–MUCKE, H.G.–ZORRILA, B.–ATKINSON, R.–LE TERTRE, A.–FORSBERG, B. 2005. APHEIS Health Impact Assessment of Air Pollution and Communications Strategy. – Third Year Report 2002–2003. Saint-Maurice, Institute de Veille Sanitaire. 232 p.
- PÁLDY, J.–BOBVOS, 2003. Budapest City Report. – Budapest, Országos Környezetegészségügyi Intézet. 25 p.
- PISONI, E. & VOLTA, M. 2009. Modeling Pareto efficient PM10 control policies in Northern Italy to reduce health effects. Atmospheric Environment 43. 20. pp. 3243–3248.
- SCOGGINS, A.–KJELLSTROM, T.–FISHER, G.–CONNOR, J.–GIMSON, N. 2004. Spatial analysis of annual air pollution exposure and mortality. –Science of The Total Environment 321. 1–3. pp. 71–85.
- WATKISS, P.–HOLLAND, M. 2005. CAFE CBA: Baseline Analysis 2000 to 2020. – AEA Technology Environment 122 p.
- WHO 1999. Monitoring Ambient Air Quality for Health Impact Assessment. – World Health Organization. Regional Office for Europe Copenhagen. 216 p.
- WHO 2005. Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. – WHO. Geneve. 22 p.

## A Vajdavár-vidék homokkőformáinak természeti értékei

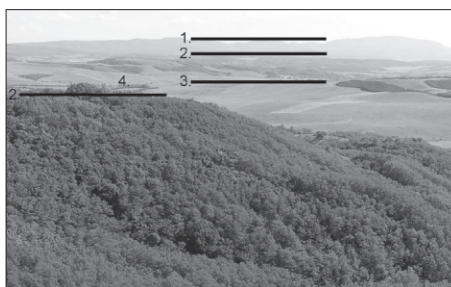
ÚTASI ZOLTÁN<sup>1</sup>

### A terület elhelyezkedése

A Vajdavár-vidék (1. ábra) a Mátra és a Bükk „árnyékában” megbúvó festői dombvidék, amely a magyarországi tájak közül a kevésbé ismertek közé tartozik. Lehatárolása nem egyszerű: azon kevés vidékek egyike, amelynek nem alakult ki a történelem során széles körben elfogadott elnevezése. Keletről a Sajó-völgy, délről a Bükk és a Mátra, nyugatról a Zagyva, északról a Gortva folyó által határolt vidék, és részei számos elnevezéssel rendelkeznek (pl. Heves–Borsodi-dombság, Heves–Gömöri-dombság, Pétervásárai-dombság, Ózd–Pétervásárai-dombság, Felső-Tarnamenti-dombság, Felső-Tarna–Zagyva-közi dombság, Dél-Medves-vidék, Ó-Bükk, Kis-Bükk, stb.).



1. ábra. A Vajdavár-vidék déli részének áttétekinthető térképe (a számozás magyarázata a szövegben)



1. kép. Kilátás a Nagykőről (Bükkszenterzsébet) déli irányban. – 1 = hegységkeret; 2 = magas dombság; 3 = alacsony dombság; 4 = völgytalp)

### Geológiai és morfológiai viszonyok

A vidék kettős arculatú, amelyet a medencedombság kifejezés hűen tükröz. A környező hegykoszorú felől nézve a medencejelleg érvényesül, de a folyóvölgyek felől a meredek lejtőkkel felszabdalt táj inkább tűnik alacsony közephegységnek, mint lankás dombságnak.

<sup>1</sup> Eszterházy Károly Főiskola, Földrajz tanszék. H-3300 Eger, Leányka út 6-8. E-mail: utasiz@ektf.hu

A Vajdavár-vidék medencedomsbág magassági övezetei a következők (1. kép):

1. *Hegységkeret*: A legmagasabb szintet a táj keretét adó, változatos kőzetani felépítésű alacsony középhegységi övezet alkotja (a Mátra és a Bükk délről, valamint a Gömör–Szepesi-érchegység északról), amelyek közrefogják az alacsonyabb domsbági tájakat; tetőszintjeik megközelítik vagy meghaladják az ezer métert.

2. *Magas domsbági övezet (szint)*: Döntő részét az alsó-miocén korú Pétervásárai Homokkő alkotja, amelynek vastagsága 500–700 m, s két tagozatra osztható: az alsó, vastagabb része (Pétervásárai Tagozat) változatos szemcseméretű, különböző keménységű, a szürkétől a sárgásbarnaig terjedő színű kőzet, amely gyakran glaukonitos, néhol muszkovitos vagy biotitos. Keresztrétegzett vagy vékonypados, agyagzsinóros vagy füzéres jellegű lehet, jellemzőek a nagy konkréciók, amelyek megjelenési formái területenként eltérnek. A felső, vékonyabb részt, az 50–80 m vastag Ilonavölgyi Formációt a durvakavics betelepülések, tufit, tufa- és bentonittörmelék, bentonitlencsék megjelenése különíti el a mélyebb tagozattól. Felszíne gyorsan pusztul, viszont erős cementáltsága miatt meredek falakban is megáll. Horizontális és vertikális irányban is jelentős minőségi különbségek jellemzik (BÁLDI 1983, SZTANÓ 1994). Az ellenálló homokkövekből felépülő domsbági területek tetőszintje átlagosan tszf. 380–520 m magasságban terül el. Viszonylag egységes megjelenésű, a Vajdavár és a Lelesz–Bátori-hát központi részét alkotja. Magyarországi analógiák alapján a hegységkeret hegylábfelszínéneként értelmezhető terület a Sümegiumban alakult ki (SCHWEITZER, 1993).

3. *Alacsony domsbági övezet (szint)*: a Vajdavár központi részeit határoló medencékben (Cered–Almágyi-, Pétervásárai-, Ózdi-medence belső területein) 260–380 m tszf.-i magasságban, széles övezetben laza, homokos üledékekből álló felszín terül el, amely a magas domsbági övezetnél erősebben feltagolt. Anyaga egyrészt a felső-oligocén Szécsényi Slír, amely rétegzetlen, monoton, néhol aprócsillámos, szürke, finomhomokos-agyagos aleurit, másrészt a középső-miocén korú Zagyvapálfalvai Tarkaagyag, amelyet főként lilászörs-zöldesszürke kőzetlisztes agyag, aleurit, kovás cementációjú, csillámos, szürkésfehér homok és durvaszemű konglomerátum betelepülések alkotják. (BÁLDI, 1983). Több helyen két alszintre osztható. Bérbaltaváriumi hegyláb felszínnek tekinthető (SCHWEITZER, 1993).

4. *Völgyek*: az alluviumok szintjét átlagosan tszf. 180–260 m magasság jellemzi, amelyek közül a nagyobb völgyek teraszosak.

## A homokkőformák

A homokkő alapkőzet változatos megjelenési formákban, számtalan helyen bukkan a felszínre; jelentős részük jórészt rejtve marad (főként a barlangok,

kisebb kibukkanások), míg néhány markáns tájképi elemként jelenik meg. Kisebbrészük természetes eredetű, nagyobb részük antropogén hatásra létrejött forma. Mivel a terület erősen felszabdalt, a meredek hegyoldalak a nem megfelelő erdőgazdálkodás (tarvágások) miatt könnyen elveszítik talajtakarójukat, s az így keletkezett eróziós sebek csak nagyon lassan gyógyulnak be.

### *Önálló sziklafalak*

#### *1. A magas és az alacsony dombság határán*

A Vajdavár-vidék magas és alacsony dombsági övezetének határát főleg a terület déli részén övezik nagyméretű és látványos sziklafalak (1. kép). Ennek oka, hogy a Pétervásárai Homokkő Formáció rétegeinek általános dőlésiránya É–ÉK, így a rétegfejek a déli peremen jelennek meg, észak felé a réteglapok mentén lankásabb és szelídebb az átmenet.

Kialakulásuk természetes folyamatokra vezethető vissza. A pleisztocén melegebb, csapadékosabb időszakában a Leleszi-Tarna oldalazó eróziója következtében szélesedett az egykori völgytalp (a jelenlegi alacsony dombsági övezet), a völgy peremeit alámosva növelte annak lejtőszögét. Az így kialakuló meredekebb térszínen a kibukkanó rétegfejeket a glaciális időszakok hideg klímája során a kriofolyamatok tovább formálták, a lejtő önmagával párhuzamosan hátrált. A D–DNy felé néző peremeken így a Pétervásárai Homokkő meredek falakat alkotott. Azon helyeken, ahol a lejtőszög kellően nagy volt, és a sziklafalak is nagyobbak voltak, a formák napjainkig megmaradtak. A Leleszi-Tarna völgyébe torkolló nagyobb völgyek közül mindegyikben megtaláljuk ezen kibukkanásokat, változatos méretben és állapotban. A kisebbek szukcessziója előrehaladott, a sziklafalakat a keményebb rétegek lepusztulásnak ellenállóbb réteglapjain megtelepedő növényzet tagolja. Közös jellemzőjük a magas és alacsony dombsági szint közötti kisebb szintkülönbség.

A nagyobbak esetén a szukcesszió kevésbé előrehaladott, a nagy lejtőszög miatt nem a rétegeknek megfelelő sávokban, a kibukkanás teljes területén jelenik meg a pionír növényzet (mint az előzőeknél), hanem a sziklafal aljából terjed felfelé, meghódítva a felhalmozódó törmelékanyagot, s ezáltal lassan csökken a sziklafal magassága. Közülük méreteivel és formáival a következők tűnnek ki.

#### *Kő-hegy (Szentdomonkos) (1.)*

Szentdomonkos közelében, a Hosszú-völgy egy rövid, baloldali, szubszekvens oldalvölgye fölött magasodik egy jellegzetes, négyes osztatú sziklafal,



amelynek legmagasabb részei tszf. 410 m magasságig emelkednek, alja pedig tszf. 350–360 méteren található; déli irányba néző falai eléri a 30–40 méteres magasságot is (2. kép). A felszíne erősen mállik, a sötétebb, szürke réteg lepergése után jól látható a homokkő jellegzetes sárgásbarna színe. Viszonylag magas helyzete miatt az üledék-felhalmozódás utolsó mozzanatát láthatjuk. Nyugodt körülmények között, lassan és szakaszosan történt a lerakódás, erre utalnak a remekül tanulmányozható, vékony rétegek, amelyek északi irányba (15°) lejtnek (30°).



2. kép. A Kő-hegy látképe Szentdomonkos felől

Az eltérő kőzetminőség miatt az egykori, mállékonyabb anyagú lencsék lepusztultak, helyükön néhol tekintélyes méretű (1–2 m) mély természetes üregek maradtak vissza. Konkréciói viszonylag kisméretűek és vékonyak, szemben a későbbiekben ismertetésre kerülő sziklafalakkal. Nehezen közelíthető meg, a település felől egy földút és ösvény vezet oda. Veszélyeztetettsége kicsi (a jelentős méret és a nehéz megközelíthetőség miatt), bemutatásra ajánlott hely.

### *Nagy-kő (Bükkszenterzsébet) (2.)*

Az előbbi formától nyugati irányban, a Bükkszenterzsébetről induló Parasztagi-völgy mocsolyás-pataki mellékvölgyének völgyfője közelében látható



3. kép. A Nagy-kő látképe a Paraszt-tagi-völgy felől

a Vajdavár-vidék legimpozánsabb sziklafala tszf. 320–400 m magasságban (3. kép). Közel függőleges falának legnagyobb magassága 80 m. A Kő-hegynél tektonikailag magasabb helyzetű, és ez a kőzetminőségben és formáiban is előtűnik. Az anyagában vastagabb pados, kevésbé tagolt glaukonitos homokkőben a szabályos sorokba rendeződő, lapos, a felszínből kiemelkedő cipó alakú és lapos konkréciók jellemzőek. Felülete egyenletesebb, kevésbé pusztul, így meredekebb, egységes falban áll. A rétegek csapásai itt is északi irányban ( $10^\circ$ ) dőlnek ( $30^\circ$ ). A sziklafal felső részén az Ilonavölgyi Tagozat aprókavicsos, vörös színű, magasabb vastartalmú rétege bukkan elő. A településről nem látható, megközelítése Bükkszenterzsébet felől, földúton és ösvényen lehetséges. Tudományos és turisztikai jelentősége kiemelkedő, s mivel sérülékenysége mérsékelt (csak a sziklafal közvetlen tiprásától kell tartózkodni annak mállékonysága miatt), ezért bemutatása ajánlott lenne.

#### *Nagy-Lyukas-kő (Váraszó) (3.)*

A Szénégető-patak völgyében, Ivád falutól néhány km-re, északra található Nagy-Lyukas-kő morfológiailag és kőzetanilag is a legalacsonyabb helyzetű homokkő-kibukkanás. Nevét barlangjairól kapta, amelyek azonban kisméretű-

ek, inkább egyszerű üregek. A nagyobbak 1–2 m mélységűek, s ezek is inkább túlhajló sziklaperemnek tűnnek. Felszíne egyenletes, konkréciói jelentéktelen méretűek, egy nyugodt üledék-felhalmozódási időszak eredményei. Felszínét egyenletes távolságokban féltölcsér alakú törmelékgaratok tagolják (4. kép).



4. kép. A Lyukas-kő felszíne

## 2. Völgytalpat kísérő sziklafalak

Ezen formák megtalálhatók a terület egészén, de főként a nagyobb völgyek találkozásánál. A legnagyobbak néhány 10 méteres nagyságrendűek, növényborítottságuk jelentős, csak a helyenként antropogén hatásra bekövetkező talajpusztulás (erdőirtás) miatt bukkan nagyobb foltokban a homokkő a felszínre. A Pétervásárai Homokkő alsó tagozatába tartozó glaukonitos homokkő az előbbi csoportnál idősebb, a rétegzettség általában kevésbé kifejezett, viszont a konkréciók gyakorisága és elterjedése jelentős és látványos.

Legjelentősebb az istenmezejei Vállóskő, vagy más néven Noé Szőlője (7. kép) (4.), amely a tszf. 220 m magasságú völgytalp fölé 50–70 méterre emelkedik. A Tarna-völgy és a Kovaszói-völgy találkozásánál elhelyezkedő látványos sziklafal története a legjobban nyomon követhető a hasonló helyzetű homokkő kibukkanások közül. Az 1700-as években erdőirtások következtében

a meredek hegyoldal szinte teljesen elveszítette talajtakaróját, évszázadokig kopáran magasodott a falu fölé. Visszaerdősődése a hegytető felől indult, az erdő évről évre szemmel láthatóan egyre nagyobb területet hódít vissza (6. kép). Botanikai jelentősége mellett geológiai és geomorfológiai jelentősége is kiemelkedő.

A Noé Szőlője nevet rendhagyó elrendeződésű konkréciói miatt kapta; ezek a 10–150 cm méretű kiemelkedések nemcsak a glaukonitos homokkő rétegzettségéből adódó vízszintes sorokba rendeződnek, hanem függőlegesen szabályos oszlopokat alkotnak, s távolról valóban úgy tűnnek, mintha szőlőtőkék sorakoznának szabályos rendben egy hegyoldalon. Ezen elrendeződés magyarázata máig nem megoldott. A Vállóskő név szintén kifejező: a palóc tájnyelv az állatok itatóedényét nevezi vállónak, s valóban, a sziklafal felső, orrszerűen kiugró részén egy lapos, 2–3 m átmérőjű, fél méter mély mélyedés alakult ki, amelyben esők után kis tavacska keletkezik. A TTK legrégebben védetté nyilvánított része.

A település belterületén, közvetlenül a műút mellett magasodó sziklafal könnyen megközelíthető. Veszélyeztetett forma: egyrészt a természetes szukcesszió miatt fokozatosan eltűnik, másrészt a kirándulók taposása miatt az érzékeny zuzmóvegetáció károsodhat, ezért bemutatása inkább csak a műútról javasolt, a sziklafal megmásítása a balesetveszély (könnyen omló sziklafelszín) miatt nem ajánlott.

### 3. Homokkő szurdokvölgyek

A Tarna-völgy jelenlegi állapotában talpas völgy, az alluvium vastagsága a 40–50 m-t is eléri. Az egykori gyors bevágódással a mellékvölgyek csak nehezen tudtak lépést tartani, nagy esésük miatt alluvium nem tudott kialakulni, s így egyes szakaszai látványos homokkő szurdokvölgyekké alakultak. Később alsó szakaszuk – a fővölgygel egy időben – feltöltődött, így a V keresztmetzetű és a talpas völgyszakasz élesen válik el egymástól.

A Tarnától nyugatra, a Csengős-völgy (Istenmezeje) (5.) felső szakaszán obszekvens szakasza a sziklafalaknál ismertettekénél eltérő minőségű homokkövet tár fel: glaukonit tartalma lényegesen nagyobb, jól rétegzett, viszont konkréciókban szegény. A rétegek csapása az előzőekhez hasonlóan északi, dőlésszöge viszont kisebb, 10°. A tszf. 280 m magasságban kezdődő felső szakaszon az erős recens lineáris eróziót a talajtakaró nélküli völgytalp mutatja (5. kép), a bevágódás sebességét pedig néhány függővölgy jelzi, amelyek 2–3 m magasságban végződnek a fővölgy felett. A Nagy-Szederjes-völgyben (6.), az előzőhöz hasonló geológiai és morfológiai helyzetben kialakult völgyszakaszon a szelektív erózió következtében 3–4, magas, kb. 45°-ban visszahajló sziklafal alakult ki (8. kép).



5. kép. Csengős-völgy



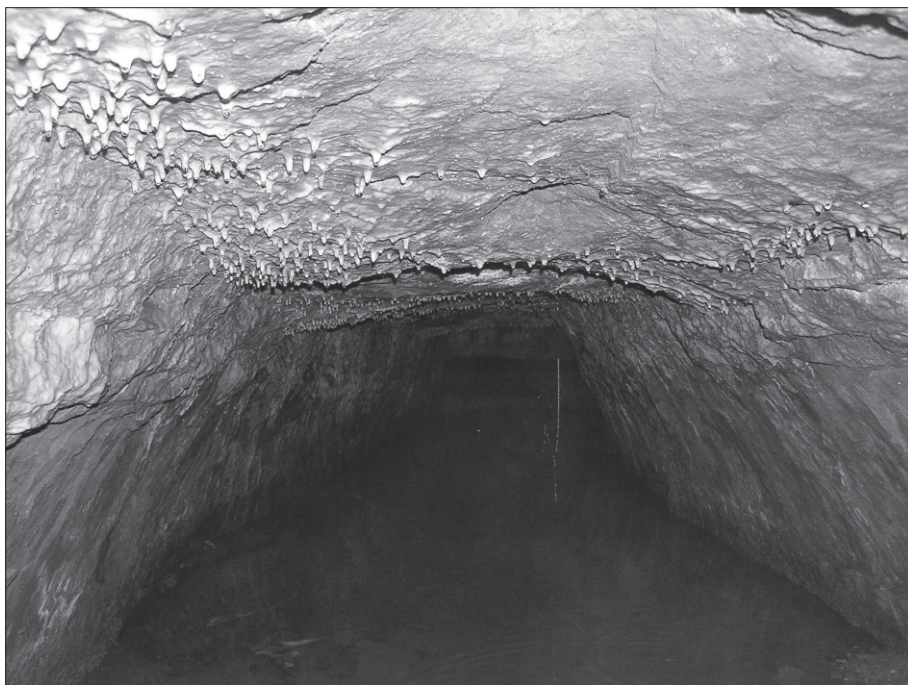
6. kép. A Vállóskő az 1960-as években



7. kép. A Vállóskő napjainkban (2005)



8. kép. A Nagy-Szederjes-völgy



9. kép. Cseppkövek a Szénlopó-táróban

Váraszó térségében a szelektív erózió hasonlóan látványos formákat hozott létre a Felső-Malom-lápa- és az Alsó-Malom-lápa-völgyben (7.). Ezek viszont az előzőektől eltérően szubszekvensek és lényegesen rövidebbek, így esésük is nagyobb; bennük a Tarna szakaszos bevágódásával párhuzamosan, kőzetminőségtől is determináltan, a völgyhosszban lépcsők alakultak ki. A fővölgyhöz közel nagyobbak, itt a lépcső a 3–4 m magasságot is eléri, a legfelső már csak közel 1 m. Oldalvölgyei nagyrészt függnek felette.

#### 4. Barlangok, üregek

A legnagyobb méretű a Szénlopó-táró (Istenmezeje) (8.), amely a Vajdavárvidék nyugati részén, a Rákos-völgyben található; bejárata a völgytalp közelében, nehezen fellelhető helyen nyílik, amely évről-évre szűkül a felülről lehulló-lemosódó kőzettörmelék miatt. A topográfiai térképeken nem szerepel, ezért már megnevezése is bizonytalan: a helybéliek Rákosi-barlang néven ismerik; Szénlopó-táró néven Eszterhás István (2003) említi először, aki munkatársaival elvégezte a barlang topográfiai felvételezését. Az üreg mesterséges voltát szabályos formái bizonyítják: Enyhén ívelő járata 15,26 m hosszú,

átlagos átmérő szélessége 2,6 m, magassága 1,5 m, alját 10–50 cm mélységű, lassan áramló víz tölti ki. Geológiai jelentőségét cseppkőformái adják: a homokkő alapkőzetben ritkán megfigyelhető jelenség, a Vajdavár-vidék területén ezen előforduláson kívül mindössze a Gyepes-völgy felső szakaszán található Remete-völgyi-barlangban látható. Környezetét a Pétervásárai Homokkő Formáció alsó tagozatának kemény, pados megjelenésű, jelentős mésztartalmú homokkőve alkotja. A barlangot azonban más jellegű kőzetben alakították ki: szürke, vékonylemezű megjelenésű, laza anyag, jelentős csillámtartalommal. Anyaga homogén, szemcseösszetételében a 0,2–0,1 mm szemcseátmérőjű frakció az uralkodó.

Kémhatása enyhén lúgos (vizes oldatban a pH 8,09). A terület többi barlangjától eltérően nedves, még a nyári időszakban is jut víz a barlang mennyezetére. A cseppkövek mérete mindössze néhány (2–8) cm, a mennyezetről függő cseppkövek formájában lóg, a falakat pedig meszes kiválás fedi be. Az aljazaton álló cseppköveket nem találunk, ennek oka az állandó vízborítás és a gyors töltődés. A kiválások általában szürkésfehér színűek, a sávokban a vas-oxidos szennyeződés következtében vöröses. A cseppkövek kialakulási ideje nehezen datálható, mivel a barlang kialakításának idejéről sincsenek megbízható adatok, ezért csak feltételezhető (a kiválás jelenlegi intenzitása és a formák mérete alapján) a néhány száz éves kor. Mivel még a helybéli lakosság nagy része előtt is ismeretlen, nehezen megközelíthető barlangról van szó, ezért különleges kiválásai viszonylag érintetlenek. A terület jelenleg nem áll semmilyen védelem alatt, ez mindenképpen ajánlott lenne.

### **A természeti értékek bemutatásának lehetőségei**

A Vajdavár-vidék központi részét az 1993-ban alapított, 9570 ha területű Tarnavidéki Tájvédelmi Körzet (TTK) fedi le. A bemutatott természeti értékek nagyobb része ezen kívül helyezkedik el, így bővítése és összekapcsolása a szomszédos védett területekkel (Karancs-Medves TK, Cerová Vrchovina CHKO) kívánatos és perspektivikus lenne.

A terület periférikus fekvése, ismeretlensége előnyöket és hátrányokat egyaránt rejt. Az elzártság egyfelől kedvez a természeti értékek megőrzésének, ugyanakkor regionális, sőt országos jelentőségű kincsek maradnak feltáratlanul. A bemutatásban jelentős szerepet játszó turistaútvonalak száma csekély, nagyobb, országos jelentőségű útvonalak elkerülnek; mindössze a regionális szerepű Kohász Út (Diósgyőr–Salgótarján) és a Partizán Út (Borsodnádásd–Hangony) érinti a tájat.

Új, a kiemelt értékeket felfűző túraútvonalak és tanösvények kialakításával, vagy a kiemelt objektumokra történő koncentrálással, megfelelő propagandával ismertsége jelentősen javítható lenne.



## Irodalom

- BÁLDI, T. 1983. Magyarországi oligocén és alsó-miocén formációk. – Akadémiai Kiadó, Budapest. 295 p.
- BÁLDI, T. 2003. Egy geológus barangolásai Magyarországon. – Vincze Kiadó, Budapest. 200 p.
- ESZTERHÁS, I. 2003. A Vajdavár-vidék barlangjai. – In: ESZTERHÁS ISTVÁN (szerk): Az MKBT Vulkánszeleológiai Kollektívájának évkönyve. – Kézirat. pp. 71–151.
- SCHWEITZER, F. 1993. Domborzatformálódás a Pannóniai-medence belsejében a fiatal újkorban és a negyedidőszak határán. – Doktori értekezés, Budapest. 125 p.
- SZTANÓ, O. 1994. The tide-influenced Pétervására Sandstone, early miocene, Northern Hungary: Sedimentology, palaeogeography and basin development. – Geologica Ultraiectina; Utrecht. 155 p.

## A növényzet és talaj kapcsolata egy dél-kiskunsági mintaterületen

VARGA ÁDÁM<sup>1</sup>

### Bevezetés

A Kiskunság tájképéhez elsősorban a homokpusztákat szokták társítani, a víz azonban egykoron igen jelentős tájalkotó tényező volt. Így a homokbuckák közötti mélyedésekben nagy kiterjedésű vizenyős területek – tavak, lápok és mocsarak – alakultak ki. Mára ezek a vizes élőhelyek a Kárpát-medencéből nagyrészt eltűntek, aminek okaként a folyószabályozásokat és felszíni vízrendezéseket, valamint az utóbbi évtizedek szárazabb időjárását szokták említeni.

Jelen cikkben néhány dél-kiskunsági vizes élőhelyen végzett talajtani és vegetációvizsgálat eredményeinek összefoglalása olvasható. Általánosan elfogadott tény, hogy a tájalkotó tényezők szoros kapcsolatban állnak egymással, ennek alátámasztására végeztünk vizsgálatokat a vegetáció és a talaj kapcsolatáról. A vegetáció ökológiai indikátorszerepe régóta kutatott kérdéskör (pl. JAKUCS 1962, SZABÓ–KALAPOS 1999), hazánkban is többen foglalkoztak olyan ökológiai mutatók kidolgozásával, amelyek az egyes növényfajokat klimatológiai, talajtani igényeik, vagy épp természetvédelmi értékük alapján csoportosítják (HORVÁTH *et al.* 1995). A vegetációból levezethető ökológiai-természetvédelmi mutatók elsősorban azokon a területeken használhatók, ahol fennmaradt a természetközeli vegetáció (ENDRÓDI–VARGA, 2009). A talán legjobban vizsgálható mutatónak a talajkémhatás (talajreakció) tűnt, hisz ennek esetében egyszerű vizsgálattal megállapítható a talajminta tényleges pH-értéke, és összevethető a vegetáció alapján számolt talajreakció-értékkel.

### Kutatási terület és módszerek

Vizsgálataimat a Duna-Tisza köze déli részén, Kelebia, Ásotthalom, Mórahalom térségében nagyobb területen, de elszórtan elhelyezkedő vizes élőhely maradványokon végeztem. A vizsgálati terület a Duna-Tisza közti homokvidék délkeleti, a Dorozsma–Majsai-homokhát földrajzi kistáj déli részén található (MARGÓCZI *et al.* 2004). A kutatásokat három, a tervezett Körös-éri Tájvédelmi Körzet részét képező (TÖLGYESI, 2004) vizes élőhely-foltra összpontosítottam: Ásotthalmi-láprét, Tanaszi-semlyék és Kelebiai-halastavak. A mintavételi pon-

---

<sup>1</sup> ELTE TTK FFI, Környezet- és Tájföldrajzi Tanszék, H-1117 Budapest, Pázmány P. sétány 1/C, E-mail: advarg@gmail.com

tokat a területfoltokra jellemző élőhelyeken jelöltük ki, ezek egy kivétellel (Kelebia, Északi-tó mocsári erdeje) fátlan vegetációval jellemezhető élőhelyek.

A Tanaszi-semlyék Mórahalomtól nyugat-délnyugatra észak-déli irányban hosszan elnyúló vizenyős terület. A terület északi részén, a Madarász-tói csatorna mentén, három helyen történt talajmintavétel; az első mintavételi hely (T1) egy sztyepesedett dombtető, a harmadik (T3) egy vizenyős mélyedés, a második (T2) pedig a kettő közötti átmeneti területen létesült, így a szárazabb és vizenyősebb területeket egyaránt reprezentálni próbáltuk.

Az Ásotthalmi-láprét (Csodarét) Ásotthalomtól keletre, kultúrtájak közé ékelődve fennmaradt vizenyős területfolt, amely természetvédelmi szempontból a tervezett Tájvédelmi Körzet legértékesebb része, mocsári kardvirág (*Gladiolus palustris*) populációja világszinten is egyedülálló értéket képvisel. Területén az előzőhöz hasonló módon, ám öt pontban történt mintavétel: az Á1, Á2, Á3 pontok mélyebb térszínnek, ahol csak a növényzet összetétele mutatott némi eltérést, az Á4 átmeneti térszín, míg az Á5 pont sztyepesedett dombtetőn létesült.

A Kelebiai-halastavak észak-déli irányban hosszan elnyúló, a Körös-érfőcsatorna mentén az egykori mocsárvilág helyén az 1930-as években létrehozott (mára szinte teljesen felhagyott) törendszereben két helyen történt mintavétel, mindkettő egykori tómederben: az ún. Harmadik-tó kiszáradt, begyepesedett tófenekén (K2) és az ún. Északi-tó medrének mocsári erdejében (KE).

2009 nyarán minden helyszínen talajvizsgálatokat végeztünk (10 talajfurat, 58 talajminta), a talajminták desztillált vizes kivonatból mért pH-ját laboratóriumi körülmények között megmértük.

A talajfuratok közvetlen környékén ugyanekkor növényzeti felvételezések is készültek. A talaj- és vegetáció-vizsgálatok összevetése lehetőséget teremtett annak vizsgálatára, hogy az egyes felvételezések fajlistája alapján következtethető talajreakció (talajkémhatás) mértékszámok milyen mértékben korrelálnak az adott pontban vett talajminták (desztillált vizes) pH-értékeivel. A vegetáció vizsgálatakor a Borhidi Attila által kidolgozott talajreakció-értékeket használtam fel (BORHIDI, 1993) (1. táblázat).

1. táblázat. A Borhidi-féle talajreakció-értékek (RB) kategóriái

RB-érték	A talajreakció relatív mértékszámjai (1–9)
1	erősen savanyúságjelző, kifejezetten kalcifób növények
2	átmeneti csoport a 3-as kategória felé
3	savanyúságjelzők, ritkábban semleges talajokon is előfordulnak
4	mérsékelten savanyúságjelző növények
5	gyengén savanyú talajok növényei
6	neutrális talajok növényei, ill. széles tűrésű, indifferens fajok
7	gyengén baziklin fajok, sosem fordulnak elő erősen savanyú termőhelyen
8	mészkedvelő ill. bazifil fajok
9	mész- ill. bázisjelző fajok, csak mészben gazdag talajokon fordulnak elő

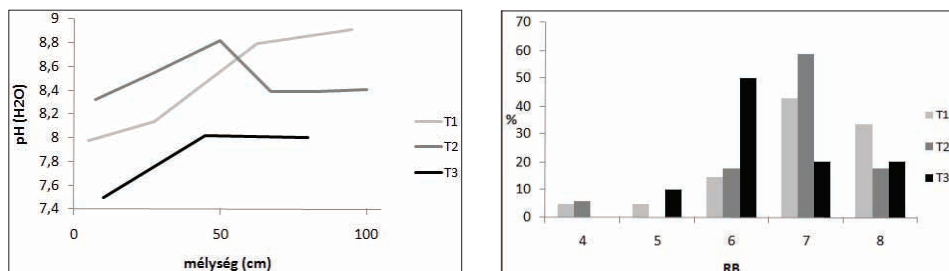
A táblázatban látható értékek egy-egy növényfajra vonatkoznak, az egyes élőhelyfoltok talajreakció-értékét az ott található növényfajok RB-értékeinek számtani átlaga adja meg. Az adatok feldolgozása Microst Office Excel 2007 szoftverrel történt.

## Eredmények

### Tanaszi-semlyék

Valamennyi talajmintában 7 feletti pH-t mértünk, és valamennyiben a felszíntől lefelé haladva – legalábbis egy bizonyos mélységig – nőtt a pH. A legmagasabb pH-értékeket a dombtetőn mélyített fúrás mélyebb szintjeiben mérhetjük. A meszes alapkőzet magyarázhatja ezeket a pH-értékeket, a legfelsőbb szintekben lehet legerőteljesebb a növényzet pH-csökkentő hatása.

A talajmintákkal egyidejűleg felmért növényzetből levezethető talajreakció-értékek is gyengén bázikus termőhelyre utalnak. Mérsékeltén savanyúságjelző (4) fajok csak elvétve jelennek meg, egyértelmű túlsúlyban vannak a neutrális és a gyengén bázisos termőhelyet jelző fajok. A mészkedvelő (8) fajok legnagyobb arányban a legmagasabb mért pH-értéket is mutató első mintavételi helyen fordulnak elő, ám – a mért pH-értékekhez hasonlóan – nincs jelentős különbség a három élőhely között (1. ábra).

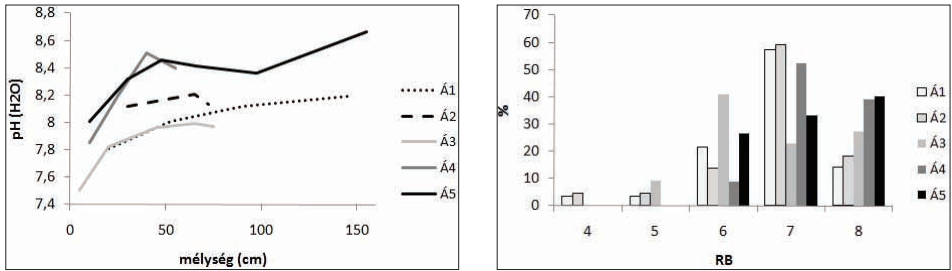


1. ábra. a = Tanaszi-semlyékben vett minták pH-értékei (balra); b = Tanaszi-semlyék mintavételi helyeinek talajreakció-értékei (jobbra)

### Ásotthalmi-láprét

A talajminták pH-értékeinek elemzésekor hasonló eredményeket kaptunk, mint a Tanaszi-semlyéken vett minták esetében. A semlegesnél kicsit magasabb pH általában a talajfuratokban lefelé nőtt, és legmagasabb értékeit itt is a sztyepesedett dombtetőről vett minta mélyebb rétegeiben mérhettük. A növényzetből levezethető talajreakció-értékek is a Tanaszi-semlyéknél tapasztaltakhoz hasonló képet mutatnak. Mérsékeltén savanyúságjelző (4) fajok itt is

csak elvétve jelennek meg, a neutrális és a gyengén bázisos termőhelyet jelző fajok a jellemzőek. A mészkedvelő (8) fajok legnagyobb arányban a sztyepezsedett dombtetőn jelennek meg, de az átmeneti térszint jelző Á4 mintában is jelentős az arányuk (2. ábra).

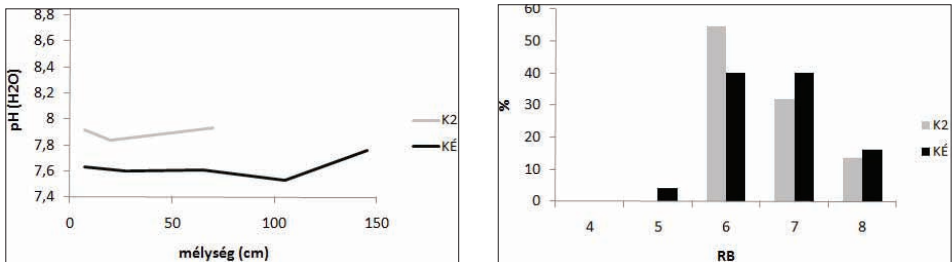


2. ábra. – a = az Ásotthalmi-lápréten vett minták pH-értékei (balra); b = az Ásotthalmi-láprét mintavételi helyeinek talajreakció-értékei (jobbra)

### Kelebiai-halastavak

A K2 minta esetén a korábbi mintavételi helyekhez hasonló pH-értékeket mérhettünk, bár a magasan lévő talajvízszint miatt a talajfúrás nem hatolhatott mélyre. Az erdővegetációban mélyített KÉ talajfúrás viszont lényegesen alacsonyabb kémhatást mutatott, ráadásul mintegy egy méteres mélységig a pH-érték csökkenő tendenciát mutatott. Az eltérés a más jellegű vegetációból, a fás növényzet talajkémhatást módosító hatásából következhet.

A növényzetből levezethető talajreakció-értékek kevésbé tükrözik a mért pH-adatokban észlelhető különbséget. Igaz, a legalacsonyabb RB-érték (5) a mocsári erdőben mutatható ki, ám a bázikus termőhelyet jelző fajok is itt kicsivel nagyobb arányban fordulnak elő. A begyepesedett tófenék növényfajai RB-értékeinek megoszlása hasonlít a korábban vizsgált vizenyősebb élőhelyeken tapasztaltakra (3. ábra).

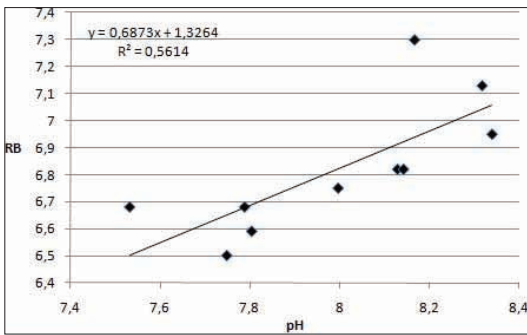


3. ábra. – a = Kelebiai-halastavaknál vett minták pH-értékei (balra); b = Kelebiai-halastavak mintavételi helyeinek talajreakció-értékei (jobbra)

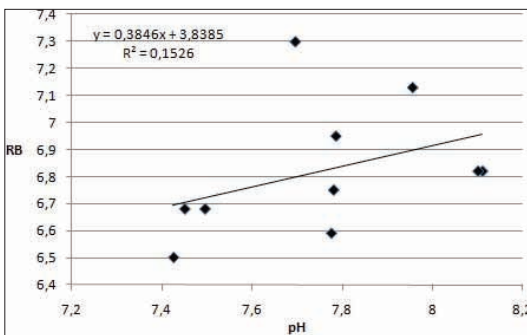
## Következtetések

A legfelső talajszerkezetek pH-értékei a vizsgált mintákban nem mutattak jelentős összefüggést a növényzet indukálta talajreakció-értékekkel. A növényzet számára e szerint nem kitüntetett fontosságú ezen gyökérszinttel leggazdagabban átszőtt talajszerkezet kémhatása, az alsóbb talajszerkezetek szerepe szintén meghatározó, hisz a növényzet – közvetlen (mélyre nyúló gyökérszint) vagy közvetett (vertikális anyagáramlás a talajprofilban) módon – az alsóbb talaj-szerkezetekkel is kapcsolatban áll (4. ábra).

A mért és a vegetáció alapján következtethető talajreakció-érték között korrelációt ( $R = 0,75$ ;  $R^2 = 0,56$ ) sikerült azonban kimutatni, amennyiben az egyes furatok átlagos pH-ját vesszük figyelembe. Az a következtetés adódik tehát, hogy a vegetáció alapján „sejthető” kémhatás a teljes talajszelvényre vonatkozó pH-t jelenti, az alsó, gyengén humuszosodott szerkezet (vagy épp az alapkőzet) erősen hathat a vegetációra (5. ábra).



4. ábra. Kapcsolat a legfelső talajszerkezet pH-értéke és a növényzetből levezetett talajreakció-értékek között



5. ábra. Kapcsolat az egyes talajfuratok átlagos pH-értéke és a növényzetből levezetett talajreakció-értékek között

A két adatsor közötti kapcsolatot jelentősen lerontja az Á4 és a KÉ mintavételi hely értékpárja. Az Á4 fúrásban – ill. az itt felvett vegetáció vizsgálata során is – szikesedés nyomait lehetett kimutatni, a KÉ pedig az egyetlen olyan mintavételi pont, amely fás növényzetben található, az eltérések ezzel magyarázhatók. Ha csak a többi 8 mintavételi pontot hasonlítjuk össze, a korrelációs együttható ( $R$ ) értéke 0,93-ra nő.

## Összegzés

A tájalkotó tényezők közötti összefüggések vizsgálatában kiemelt szerepet kaphat a növényzet vizsgálata, hiszen részletesen kidolgozott ökológiai mutatók utalnak a klímára, talaj- és vízviszonyokra, sőt az emberi behatás mértékére is. A vegetációból levezethető mutatók előnye a kis

természetkárosító hatás (csak taposás) és egyszerűség, ez is indokolhatja a vegetációs vizsgálatok nagyobb mértékű felhasználását a tájökológiai kutatásokban azokon a területeken, ahol a természetközeli növényzet jelen van.

A levont következtetésekkel megfelelő óvatosság szükséges, a bemutatott vizsgálatokból is látható, hogy a növényzetből levezetett mutatók csak akkor értelmezhetők igazán megfelelően, ha ahhoz mért adatok is társulnak. Látható azonban az is, hogy a vegetáció az ökológiai környezet kismértékű változékonyságát is képes tükrözni, az ökológiai mutatók elemzésével pedig feltárhatjuk ezeket az adott esetben akár természetvédelmi vagy hasznosíthatósági szempontból fontos különbségeket.

#### IRODALOMJEGYZÉK

- BORHIDI, A. 1993. A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai. – Janus Pannonius Tudományegyetem, Pécs. 93 p.
- ENDRŐDI, J.–VARGA, Á. 2009. A felszíni vízfolyások szerepe Vászoly településen. – In: SZABÓ, V.–FAZEKAS, I. (szerk.): Települési környezet. Debrecen. pp.142–147.
- HORVÁTH, F. *et al.* 1995. Flóra Adatbázis I.2. – MTA Ökológiai és Biológiai Kutatóintézete, Vácrátót. 268 p.
- JAKUCS, P. 1962. A domborzat és növényzet kapcsolatáról. – Földrajzi Értesítő 11. pp. 203–217.
- MARGÓCZI, K.–ARADI, E.–KÖRMÖCZI, L.–ZALATNAI, M.–MAKRA, O. 2007. A tervezett Körös-éri Tájvédelmi Körzet területeinek tájtörténeti elemzése az I. Katonai Felmérés időszakától. Kézirat. „Déli határszakasz felszíni vizeinek jó környezeti állapotának megőrzéséhez szükséges akcióterv” című HURO- SCG-1/146 azonosító számú program keretében elvégzett részmunka. Szegedi Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék, Szeged. 71 p.
- SZABÓ, M.–KALAPOS, T. 1999. Társulások szerveződése, működése, az ökológiai rendszer. – In: NÁNÁSI, I. (szerk.): Humánökológia. Medicina Könyvkiadó, Budapest. pp. 109–165.
- TÖLGYESI, I. 2004. Körös-éri Tájvédelmi Körzet kezelési terve. Kézirat. Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, Kecskemét. 114 p.

## **Ammónium-, nitrát- és nitrittartalom vizsgálata Beregszász ásott talajvíz kútjaiban**

VINCE TÍMEA (VINTSE TIMEO)<sup>1</sup>–HEVESI TIBOR

### **Bevezetés**

Kárpátalja Ukrajna többi régiójához viszonyítva a környezeti problémák által kevésbé sújtott térségek közé tartozik. Az ember környezetre gyakorolt hatása legnagyobb mértékben a vizek elszennyezésében mutatkozik meg a megyében. Ennek elsődleges oka a növekvő háztartási vízfelhasználás, amivel azonban a keletkezett szennyvizek elvezetése és tisztítása nem tartott lépést. Továbbra is csupán a városok szennyvizeinek kis részét kezelik, és ebben az irányban a rendszerváltás óta jelentős fejlesztés, befektetés nem történt. A szennyvíz túlnyomó része tisztítatlanul kerül vissza a környezetbe, szennyezve mind a felszíni, mind a felszín alatti vizeket. Jelentősen hozzájárul a vizek szennyezéséhez az ipar és a mezőgazdaság is (MOLNÁR, 2009a).

Ezeknek a tényezőknél a hatására a felszín alatti vizek sok helyen erősen elszennyeződtek, ami azért probléma, mert a szennyezett talajvizet sok helyen felhasználják az állatok itatására és emberi fogyasztásra is.

Munkánkban szeretnénk bemutatni, hogy a talajvíz kutak vize milyen mértékben szennyezett ammónium, nitrát és nitrit által, ugyanis ezek jelenléte a vízben komoly egészségügyi kockázattal járhat, ha a határértéket meghaladó mennyiségben van jelen. Ezen túl megpróbáltuk feltárni a szennyezés főbb forrásait, és megvizsgáltuk az antropogén hatások mértékét a különböző mintavételi helyeken.

### **Anyag és módszer**

Vizsgálatainkat 2009 áprilisában kezdtük meg, és 2010 márciusáig havi rendszerességgel végeztük. A felszín alatti vízvizsgálatainkhoz 16 talajvíz kutat mintáztunk meg, amelyek kijelölésénél igyekeztünk lefedni a város teljes területét (1. ábra).

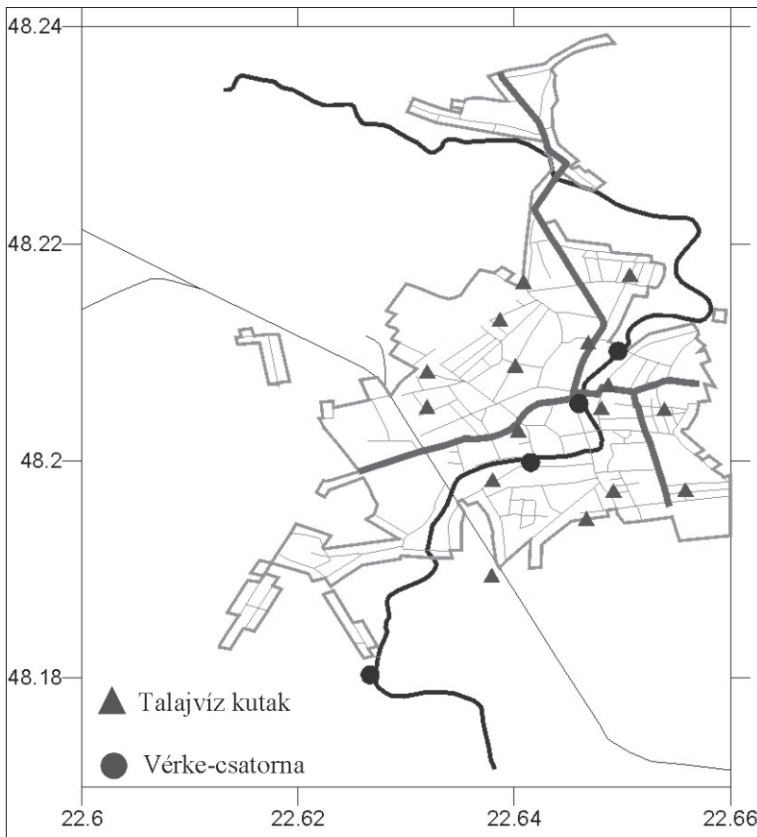
A mintákat műanyag flakonokban a Debreceni Egyetem földrajzi laboratóriumába szállítottuk, és a következő nap elvégeztük a szükséges vizsgálatokat.

Az eredményeket Excel adatbázisban rögzítettük, a diagramokat részben szintén ezzel a szoftverrel készítettük el, a térképek szerkesztését a Surfer 8.0 program segítségével végeztük. A statisztikai vizsgálatokhoz és a

---

<sup>1</sup> Debreceni Egyetem, H-4032 Debrecen, Egyetem tér 1, E-mail: vincetimea@gmail.com





1. ábra. Beregszászi vízmintavételi pontok

diagramok egy részének elkészítéséhez az SPSS 8.0 szoftvert használtuk. A vizsgálatba bevont kutak környezetében lakók között kérdőíves felmérést végeztünk, hogy megismerjük, milyen hatások érhetik a kutakat, és az esetleges szennyezések milyen forrásból származhatnak.

### Mintaterület

A vizsgálati területünk a kárpátaljai Beregszász városa. Beregszász megyei alárendeltségű város, a Beregszászi járás székhelye. Területe 45 km<sup>2</sup>, a lakosság száma 25 200 fő (2008) (MOLNÁR, 2009b).

Beregszász a hegyvidék és a Nagy Alföld határán fekszik. A várostól délnyugatra lapos, feltöltött síkság terül el. Északkelet és délkelet felől vulkanikus eredetű hegylanc övezi Beregszászt. Legmagasabb pontja a Nagyhegy, tengerszint feletti magassága 362 m.

Az uralkodó szélirány északnyugatias és délkeleties. Évi középhőmérséklete 10,1°C, az átlagos évi csapadékmennyiség 671 mm, a tél enyhe, a nyár forró (MOLNÁR, 2009c).

Kárpátalja síkvidékének túlnyomó részén a felső üledékréteg vízzáró agyag és vályog, ami a felszínhez közeli (átlagosan 3–7 m mélyen elhelyezkedő) felső vízréteg rétegvíz jellegét és viszonylagos tisztaságát biztosítja (MOLNÁR, 2009d).

## A talajvíz kutak vizsgálatának eredményei

A felszín alatti vizek állapotát a természeti adottságok és az emberi tevékenységek befolyásolhatják. Az emberi tevékenység révén leggyakrabban a kommunális és az ipari szennyvizek, a műtrágyázás, valamint az állattenyésztésből származó hígtrágya okozhatja a vizek elszennyeződését. A vizes rendszerekbe a szennyvízkibocsátás, vagy a szerves anyagok bomlása révén ammónia juthat, s amennyiben elegendő oxigén áll rendelkezésre, az mindig oxidálódik nitríté és nitráttá. A magas nitrát tartalmú vizek fogyasztása csecsemőknél a *methemoglobinia* betegség kialakulásához vezethet, felnőtteknél pedig növeli gyomorrák kockázatát (BARÓTFI 2000; ANGYAL 2009).

A természeti tényezők közül hatással lehet a vizek elszennyezésének mértékére a talajvíz mélysége, ill. a talajvíz áramlási sebessége, a talaj mechanikai összetétele, a talaj pH-ja, humusztartalma, stb. (SZABÓ *et al.* 2006, 2009)

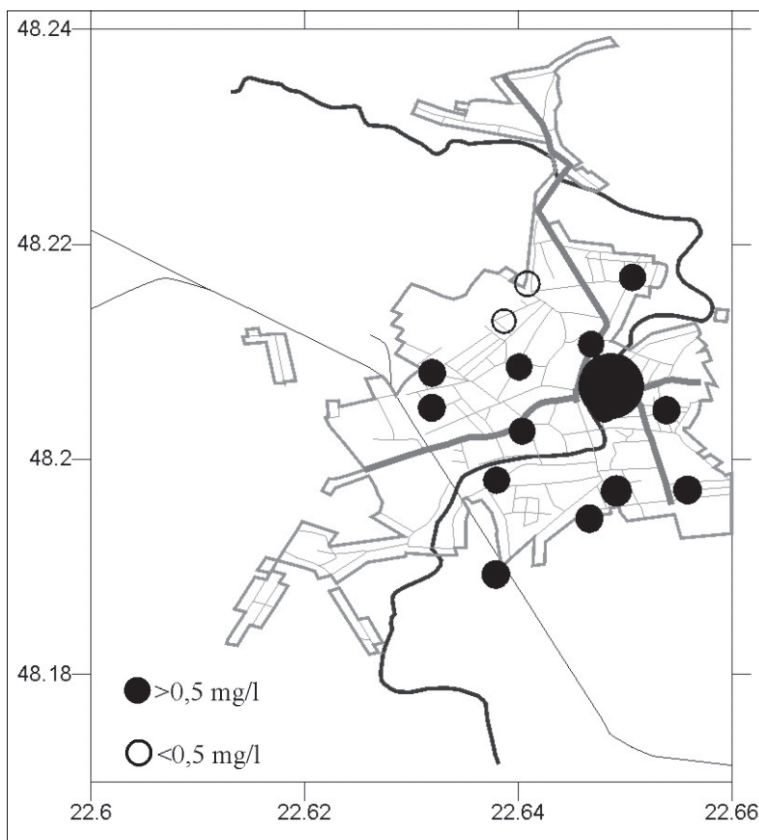
Kérdőíves felmérést végeztünk a kutak vizének használata és a kutakat ért emberi hatások megismerése érdekében. Az eredmények azt mutatják, hogy:

- 14 mintavételi ponton a vizet napi rendszerességgel használják;
- 13 ponton ivóvízként fogyasztják és 12 ponton főzésre is használják;
- 10 mintavételi ponton a szennyvizet kiöntik a kertbe, vagy az árokba, így az könnyen beszivároghat a talajba és elérheti a talajvizet;
- állattenyésztéssel 5 helyen foglalkoznak, de az csak egy helyen jelentősebb mértékű.

Az **ammónium-ion** jelenléte a vízben friss szennyezésre utal (ANGYAL, 2009).

Beregszászban a 6/2009-es rendeletben meghatározott határértéket (0,5 mg/l) két mintavételi pont kivételével mindenütt meghaladta a mért ammónium érték (2. ábra). A 4-es mintavételi ponton kétszeres, a 16-os mintavételi ponton tízszeres határérték túllépést tapasztaltunk. Viszont a többi kút esetében az értékek 0,5 mg/l körül alakultak.

A nitrát (NO<sub>3</sub>) egy része természetes eredetű, a lebontó folyamatok végterméke, másik része a túlzott műtrágyázással kerülhet a talajvízbe, vagy a kommunális szennyvizek magas nitrogéntartalma által (SZABÓ *et al.* 2008, ANGYAL 2009).

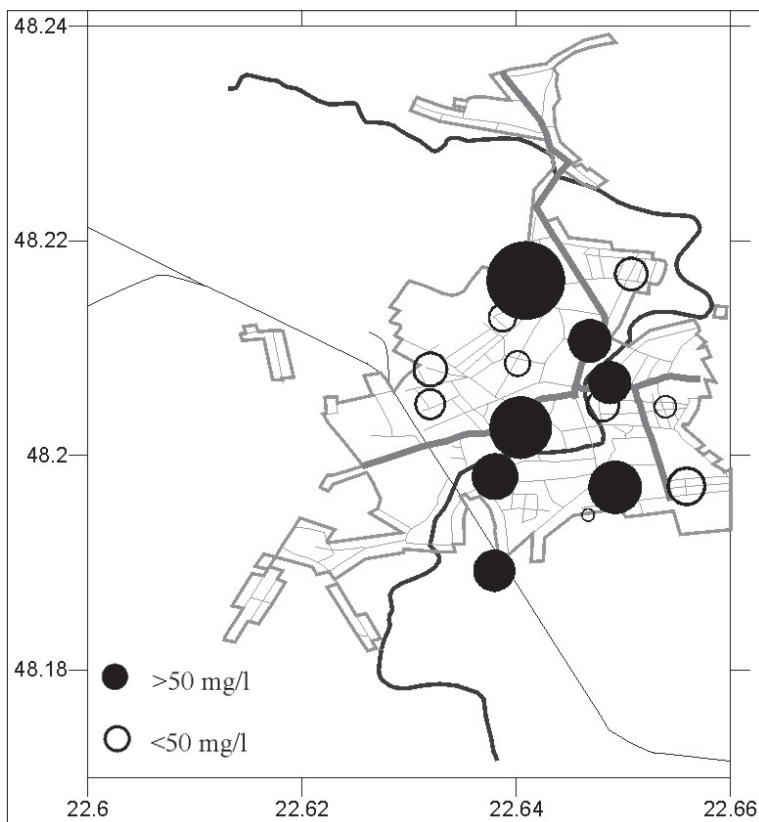


2. ábra. A talajvíz kutak átlagos ammónium tartalma Beregszászban (2009 április–2010 március)

A 16 mintavételi pontból 7 esetében a nitrát koncentráció meghaladta az 50 mg/l-es határértéket, 2 mintánál fordult elő, hogy 25 mg/l alatt maradtak az értékek (3. ábra). A legmagasabb átlagértéket a 2-es mintánál tapasztaltuk, ahol kétszeres a határérték túllépés. Az átlagértékek 3–116 mg/l között változtak. Magyarországon a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet az 50 mg/l-es határértéket nevezi meg az ivóvizek esetében, Ukrajnában ez az érték alacsonyabb, 45 mg/l (ДСанПіН 383. Вода питна, 1996).

Számos orvos ezt a határértéket túl magasnak tartja – különösen a csecsemők és a kisgyermekek számára – ezért literenként 25 milligrammos maximumértéket javasol (CsOMA–HADNAGY, 2008).

A **nitrit**tartalom 0,026 mg/l és 1,37 mg/l között változott az év folyamán. Az átlag értékek a 201/2001 (X. 25) kormányrendeletben meghatározott 0,5 mg/l-es határértékeken belül alakulnak, kivéve a 16-os mintavételi pontot, ahol mindhárom általunk vizsgált nitrogénforma a határértéken felüli mennyi-

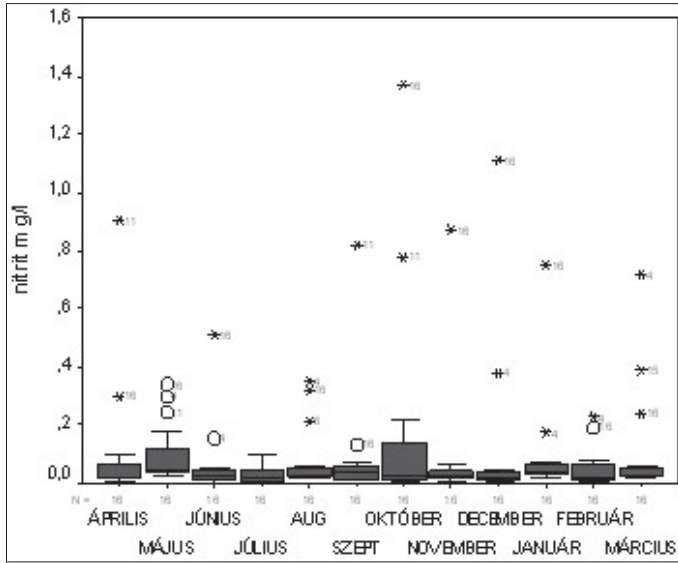


3. ábra. A talajvíz kutak átlagos nitrát tartalma Beregszászban (2009 április–2010 március)

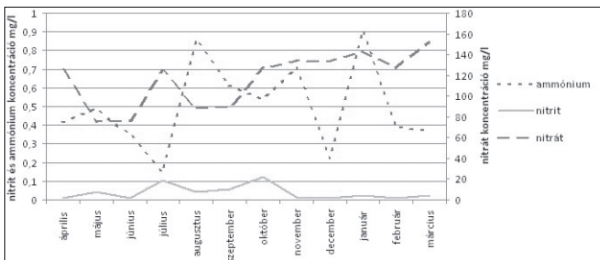
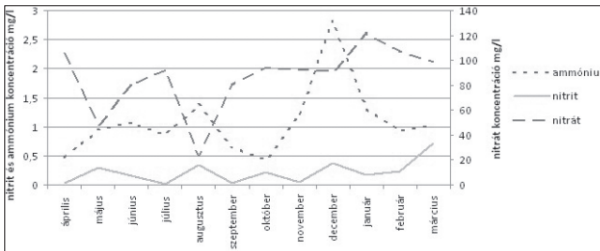
ségben van jelen. A 4-es ábrán láthatjuk, hogy bár némely kútnál az átlagértékek alacsonyak, de a szórás nagy.

Az ammónia-nitrit átalakulás optimális körülményei eltérnek a nitrogén-nitrát átalakulástól. Az ammónia-nitrát folyamat pH függő, az ammónia átalakulása 8–9,5 pH között a leggyorsabb. Eltérő a két folyamat hőigénye is; a nitritképzők nem tűrik a hideget, 10°C alatt a *Nitrosomonas* működése lelassul. Mivel a szerves-nitrogén bomlása az ammóniáig (ammonifikáció) hidegben is megtörténik, így 10°C alatt a vízben az ammónia relatíve feldúsul. Ez az oka annak, hogy télen – azonos terhelés mellett – az ammóniumtartalom mindig magasabb, mint nyáron. Az ammónia-nitrit átalakulás mindig lassabb folyamat, mint a nitrit-nitrát szakasz. A vizes rendszerekben a nitrit soha nem szaporodik fel, azonnal tovább bomlik nitráttá, s csak átmenetileg, kis mennyiségben mutatható ki (BARÓTFI, 2000).

Az ammónium-nitrit-nitrát egymáshoz való viszonya jól megfigyelhető az általunk kiválasztott két kút esetében (5. ábra). Mindkét esetben ma-



4. ábra. A talajvíz kutak vizének nitrit tartalma Beregszászban



5. ábra. A 2-es és 4-es kút nitrogénháztartásának mutatói

nyire alacsony értékeket mutat. Jól megfigyelhető, hogy az ammónium- és a nitrát-koncentráció értékei egymással ellentétesen változnak, ami azzal magyarázható, hogy az ammónium oxidálódik nitritté, majd nitráttá, így természetes, hogy amikor az ammónium mennyisége csökken, akkor a belőle képződő nitrát mennyisége nő.

gas nitrát koncentrációk a jellemzők, a 2-es kútban a legmagasabb értékek júliusban és márciusban, a 4-es kútnál júliusban és januárban figyelhetők meg, és több mint kétszeres határérték túllépést tapasztaltunk. Az ammónium maximum értékei a 2-es kút esetében augusztusban és januárban, a 4-es kútnál augusztusban és decemberben jelentkeztek. Mindkét kút esetén a szennyezés forrása a kezeletlenül kibocsátott szennyvíz. A nitrit több-

## Összefoglalás

Vizsgálataink alapján megállapítottuk, hogy a talajvíz kutak vizének állapota Beregszászban általában nem kielégítő. Csaknem valamennyi vizsgált kút esetében előfordultak határértéket meghaladó szennyezőanyag-koncentrációk. A 16 talajvíz-mintavételi pont közül az ammónium-ion esetében 14, a nitrát esetében pedig 7 kútban figyeltünk meg határérték-túllépést.

A szennyezettség oka csaknem minden esetben a szennyvízelvezetés hiánya volt. Bár Beregszász és környékének talajtani adottságai, a felszín közelében húzódó, gyenge vízáteresztő képességgel rendelkező talajréteg következtében valamelyest védelmet nyújtanak a talajvíz elszennyeződésével szemben, a kedvezőtlen helyzet hosszú ideje fennáll, és a probléma a város jelentős részét érinti.

Másik probléma, hogy több helyen kizárólag a kutak vize biztosít ivóvizet a lakosok számára, a szennyezett víz elfogyasztása azonban egészségügyi kockázatot jelent. Megoldást az elavult csatornahálózat újjáépítése, ill. a csatornázottságnak és a központi ivóvízellátásnak az egész városra való kiterjesztése jelentene.

## IRODALOM

- 201/2005. (X.25.). Korm. rendelet az ivóvíz minőségi követelményeiről és az ellenőrzés rendjéről, [www.kvvm.hu](http://www.kvvm.hu)
- 6/2009. (IV. 14) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet a földtani közeg és a felszín alatti víz szennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről, és a szennyezések méréséről, [www.kvvm.hu](http://www.kvvm.hu)
- ANGYAL, A. 2009. A talajvíz kutak vízminőségének vizsgálata Gergyekiugornyán. – Diplomamunka kézirat. 62 p.
- BARÓTFI, I. 2000. Környezettechnika, Mezőgazda kiadó, Budapest, 2000. [www.tankonyvtar.hu](http://www.tankonyvtar.hu)
- CSOMA, Z.–HADNAGY, I. 2009. A felszíni és felszín alatti vizek nitráatterhelése Makkosjányosi községben és környékén. – Acta Beregsasiensis. 2009/2. pp. 265–271.
- MOLNÁR, J. 2009a. A levegő és a vizek szennyezése. – In: BARANYI, B.(szerk.): Kárpátalja. A Kárpát-medence régiói 11. Dialóg Campus Kiadó, Pécs–Budapest. 541 p.
- MOLNÁR, J. 2009b. Általános tudnivalók és földrajzi fekvés. – In: BARANYI, B.(szerk.): Kárpátalja A Kárpát-medence régiói 11. Dialóg Campus Kiadó, Pécs–Budapest. 541 p.
- MOLNÁR, J. 2009c. Éghajlati viszonyok. – In: BARANYI, B.(szerk.): Kárpátalja A Kárpát-medence régiói 11. Dialóg Campus Kiadó, Pécs–Budapest. 541 p.
- MOLNÁR, J. 2009d. Vízrajzi adottságok. – In: BARANYI, B.(szerk.): Kárpátalja A Kárpát-medence régiói 11. Dialóg Campus Kiadó, Pécs–Budapest. 541 p.
- SZABÓ, Gy.–BESSENYI, É.–SZABÓ, A. 2009. A vízminőség vizsgálata mikepércsi talajvízkutakban – In: SZABÓ, V.–FAZEKAS, I. (szerk.): Települési környezet. A II. Települési Környezet Konferencia kiadványa. Debrecen. pp. 148–154.

- SZABÓ, Gy.–SZABÓ, Sz.–SZABÓ, A.–SZEMÁN, B. 2006. A talajvíz kutak szennyezettségének vizsgálata Mikepércsen és Bodrogkeresztúron. – III. Magyar Földrajzi Konferencia CD kiadványa, ISBN963 9545 12 0, 13 p.
- SZABÓ, Sz.–SZABÓ, Gy.–FODOR, Cs.–PAPP, L.–BAROS, Z. 2008. Investigation of two sewage disposal sites from the aspect of environmental impacts on soil and groundwater in the County of Hajdú-Bihar (Hungary) – Moravian Geographical Reports, Vol. 16, 1/2008, pp. 37–45.
- ДСанПіН 383. Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарського-питного водопостачання. Наказ МОЗ № 383 від 23.12.96. Зареєстровано в міністерствіюстиції України 15 квітня 1997 р. за № 136/1940.