

## SEED MASS OF BIOGEOGRAPHICALLY DISTINCT POPULATIONS OF *Impatiens parviflora* DC.

Péter CSONTOS<sup>1</sup>, Damian CHMURA<sup>2</sup>, András SÁNDOR<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry, Centre for Agricultural Research, Hungarian Academy of Sciences

Herman O. út 15, Budapest, H-1022, Hungary;

E-mail: csontos.peter@agrar.mta.hu; sandorandras85@gmail.com

<sup>2</sup>Institute of Engineering and Environmental Protection, Faculty of Materials and Environmental Sciences University of Bielsko-Biala, 2 Willowa Str, PL 43-309 Bielsko-Biala, Poland;

E-mail: dchmura@ath.bielsko.pl

**Keywords:** invasive species, population comparison, seed mass, small balsam

**Abstract:** Aim of the study was to compare seed mass data among and within populations of *Impatiens parviflora* located in Poland and Hungary. Seeds were collected from four and three distinct populations from Poland and Hungary, respectively. One of the Hungarian populations was sampled twice by distinguishing early and late seed sets, thus altogether eight seed samples were collected. From each sample five lots of 50 seeds were separated then measured with 0.01 mg accuracy. Data were statistically compared using standard univariate tests. Thousand seed mass of the studied small balsam populations ranged between 4.297 g and 7.279 g. Seed mass data were found to be similar for seven samples in the among population comparisons, but the eighth one, expressing the lightest seeds (collected at Vadálló rocks, Hungary) differed significantly from them. Grand mean of the four Polish populations was higher than grand mean of the Hungarian samples, 6.721 g and 5.968 g, respectively. Possible effect of seed mass on the colonization success of small balsam was discussed. Drought prevailing for some weeks seems to cause decrease on the seed mass of *I. parviflora*, but further studies are needed for satisfactory determination of this relationship.

### Introduction

Small balsam (*Impatiens parviflora* DC.) is a native of stream and riversides, ravines, stony mountain slopes and moist, shady places in central Asia. Following cultivation in Botanical Garden at Geneva in 1831, it became an escape and widely naturalized in eastern, central and northern Europe including Britain (COOMBE 1956). In Hungary, it was first recorded in 1891 (BORBÁS 1891), and its recent distribution was summarised by CSISZÁR (2004). In Poland, it appeared few decades earlier, in the middle of 1850s and become one of the most invasive species of the country (TREPL 1984).

According to COOMBE (1956) European populations of small balsam show little genetic variability, but his statement concerns only for differences that have (infra specific) taxonomic significance. More recently KOMOSIŃSKA et al. (2006) made direct genetic investigations on two Polish populations and found them very similar. In spite of genetic uniformity, a high rate of morphological plasticity of small balsam was documented in several studies concerning size variability, regenerative capacity and other features (CSISZÁR 2006, CHMURA 2008, KLIMKO et al. 2009). Notwithstanding of its pronounced plasticity small balsam is known to be a weak competitor but germinates in a high rate and this is the major drive of its spread.

Seeds are generally considered as a conservative, less variable organ than any of the vegetative parts of a species (HARPER 1977). However, recent studies demonstrated that seed size vary among populations of a species in connection with extrinsic factors (e.g. elevation, latitude, habitat type, hoarding behaviour of rodents), although intrinsic

factors (mother plant size, leaf area, mean seed number per fruit, etc) might cause even larger variation (WULFF 1986, OBESO 1993, VAUGHTON and RAMSEY 1998, KOLLMANN and BAÑUELOS 2004, TAMURA and HAYASHI 2008, DENISIUK et al. 2009, GUO et al. 2010).

For *I. parviflora* seed mass records vary from 6.91 to 9 g for thousand seeds according to the database of Royal Botanic Gardens Kew (RBG 2008). Although Moravcová et al. (2010) reported on lighter seeds of *I. parviflora* (5.69 g) from Czech Republic, its seed mass variation still seems to be moderate comparing to several other species. A possible reason behind the relative uniformity of seed mass of *I. parviflora* could be related to the general uniformity of this species regarding several plant traits (what could have an ultimate connection with its relatively sudden spread as neophyte across Europe). An other reason could be the lack of critical amount of seed mass data published in the literature.

Aim of this study was to collect and compare further seed mass data from distinct populations of *I. parviflora* allocated in Hungary and Poland.

### Materials and methods

Seed samples of *Impatiens parviflora* were collected at full-ripe stage, at three localities in Hungary and at four localities in Poland, during summer and autumn in 2011. At one of the Hungarian localities early seeds and late seeds were collected separate thus forming 4–4 seed samples from both countries (see Table 1).

Collected seed samples were kept in paper bags under room temperature conditions to the date of measurements. During storage weight of seeds were monitored till the moment when it is stabled then five-five 50-seed lots were formed from each sample and their weight measured with ‘Sartorius’ analytical balance at 0.01 mg accuracy.

Seed mass data were statistically compared using ANOVA followed by Tukey-Kramer multiple comparisons test. Grand means of the seed masses for Hungarian and Polish populations were compared by using Student *t*-test. Normality of data and homogeneity of variance were analyzed by Shapiro-Wilk and Levene test, respectively. Differences between means at probability lower than 0.05 ( $p < 0.05$ ) were considered significant (INSTAT 2003, R DEVELOPMENT CORE TEAM 2011).

### Results

Average seed mass and its standard deviation determined for each sample are shown in Table 2 and Figure 1. The lightest seed mass was found in the Hungarian population at Vadálló rocks (H1), whereas the most heavy seeds characterized the Polish population (P3) collected in the Beskid Żywiecki Mts. Grand mean seed mass of the four Hungarian samples were also lighter than the corresponding value for Polish populations (5.9682 g and 6.7207 g, respectively), and the difference was significant ( $t = -2.0451$ ,  $P = 0.04846$ ).

Results of the statistical comparisons among the eight samples are summarized in Figure 1. Mean seed mass differences were not significant in any combinations among seven samples. However, seeds collected at the Vadálló rocks in Hungary (H1) differed significantly from all of the samples originated from Poland and also from further two samples collected in Hungary. The H1 population had the smallest seed mass value anyway.

Table 1. Basic parameters of the study sites where seed samples of *Impatiens parviflora* were collected. H1-4: samples collected in Hungary; P1-4: samples collected in Poland

1. táblázat Az *Impatiens parviflora* magtétélek gyűjtési helyeinek alapadatai

H1-4: Magyarországon gyűjtött minták; P1-4: Lengyelországban gyűjtött minták

Code	Geographic name of locality; and vegetation type	GPS co-ordinates	Size of sampled population	Nr of individuals harvested	Sampling date
H1	Vadálló rocks, Visegrádi Mts, Hungary; beech, lime and hornbeam forest; <i>Mercuriali-Tiliatum</i>	N 47° 44' 22'' E 18° 54' 50'' 480 m a.s.l.	10000	300	24. Aug. 2011.
H2	Rumi forest at river Rába, Hungary; managed oak-ash-elm floodplain forest	N 47° 06' 41'' E 16° 50' 45'' 170 m a.s.l.	10000	300	02. Sep. 2011.
H3	Kis-Sváb Hill, Budai Mts, Hungary; road side vegetation	N 47° 30' 12'' E 19° 00' 47'' 220 m a.s.l.	1000	200	22. Jul.-03. Aug. 2011. early seeds
H4	Kis-Sváb Hill, Budai Mts, Hungary; road side vegetation	N 47° 30' 12'' E 19° 00' 47'' 220 m a.s.l.	1000	200	05-31. Aug. 2011. late seeds
P1	Katowice, Poland; managed forest with <i>Pinus sylvestris</i>	N 50° 12' 8.31'' E 18° 57' 26.13'' 237 m a.s.l.	1000	300	04-05. Sep. 2011
P2	„Bukowica” nature reserve near Wygierzów, Poland; beech forest <i>Dentario glandulosae</i> <i>Fagetum</i>	N 50° 4' 45.81'' E 19° 24' 59.48'' 310 m a.s.l.	10000	200	18. Sep. 2011
P3	Soblówka near Ujsoły, in the Beskid Żywiecki Mts., Poland; spruce forest	N 49° 26' 13.6'' E 19° 08' 33.7'' 660 m a.s.l.	1000	200	20. Sep. 2011
P4	„Skala Kmity” nature reserve, Zabierzów near Kraków, Poland; oak-hornbeam forest <i>Tilio-Carpinetum</i>	N 50° 06' 13.24'' E 19° 49' 8.06'' 237 m a.s.l.	10000	200	18. Sep. 2011

Standard deviation of seed mass within populations ranged from 0.2152 to 1.5180 (for H2 and P1, respectively) with an average of 0.8213. Standard deviation of seed mass among populations (based on the 8 values of sample means) was 0.9133, however it dropped to 0.4178 when the extreme low data of the population at Vadálló rocks was excluded.

Table 2. Thousand-seed mass records (in grams) of geographically distinct *Impatiens parviflora* populations collected in Hungarian (H1-4) and Polish (P1-4) localities. R1-5= indicate replicates collected from the same population; S.D.= standard deviation

2. táblázat A földrajzilag elkülönülő *Impatiens parviflora* populációk ezermagtömeg adatai (grammokban kifejezve). H1-4= Magyarországon gyűjtött, illetve P1-4= Lengyelországban gyűjtött magtétélek. R1-5= az azonos magtétélekből (populációkból) származó ismétléseket jelöli. S.D.= standard eltérés

	H1	H2	H3	H4	P1	P2	P3	P4
R1	3.636	6.700	8.160	5.554	7.532	6.784	7.652	6.922
R2	3.488	6.928	4.720	5.698	8.924	7.054	8.280	6.606
R3	4.998	7.142	7.352	6.242	6.724	6.124	7.706	6.846
R4	4.840	6.582	7.836	5.362	5.322	6.008	7.058	6.212
R5	4.522	6.826	5.726	7.052	5.392	5.472	5.698	6.098
<b>Average</b>	<b>4.2968</b>	<b>6.8356</b>	<b>6.7588</b>	<b>5.9816</b>	<b>6.7788</b>	<b>6.2884</b>	<b>7.2788</b>	<b>6.5368</b>
S.D.	0.6943	0.2152	1.4747	0.6820	1.5180	0.6332	0.9839	0.3697

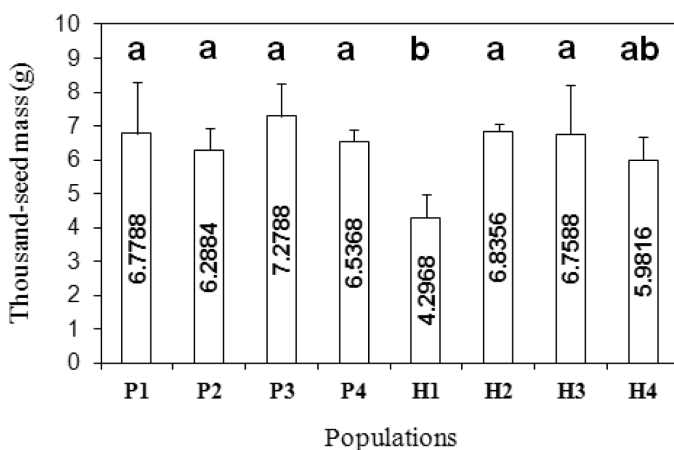


Figure 1. Average thousand-seed mass records of geographically distinct *Impatiens parviflora* populations from Hungary (H1-4) and Poland (P1-4). Bars and sections indicate means and standard deviation. The same letters above bars means that values do not differ at  $p < 0.05$

I. ábra Átlagos ezermagtömeg értékek a földrajzilag elkülönülő, Magyarországról (H1-4), illetve Lengyelországból (P1-4) származó *Impatiens parviflora* allományokra vonatkozóan. Az átlagokat mutató oszlopok tetejére helyezett szakaszok a megfelelő S.D. értékeket jelzik. Az oszlopok felett álló eltérő betűk a szignifikánsan elkülönülő mintákra utalnak  $p < 0,05$  hibahatár mellett

## Discussion

Seed mass data of seven samples studied in this work fell within the range of published data for *I. parviflora*. Seed mass of 4.2968 g obtained for the population at Vadálló rocks is the lowest record yet published for small balsam. This population is relatively young,

originated from an introduction at the end of the third quarter of the last century, and was characterized by severe self thinning during dry summer periods (CSONTOS 1984, 1986a).

Apart from one Hungarian sample, seed mass data of *I. parviflora* were similar in statistical sense and it corresponds with relative stability of seed traits in general, as discussed by HARPER (1977). More pronounced differences were found regarding vegetative organs, number of flowers and number of seeds of *I. parviflora* in a study carried out on Polish populations (CHMURA 2008). However, the somewhat larger grand mean of the Polish samples is noteworthy and might be a sign of more suitable environmental conditions for *I. parviflora* in Poland than in Hungary. Since reproduction of small balsam, an annual herb, can rely on seeds only, larger seed mass in Poland might also be related to its wider distribution and more pronounced invasive behaviour in Poland. Indeed, TREPL (1984) found that very small seeds of *I. parviflora* showed limited germination rate compared to medium and large sized seeds.

For the studied *I. parviflora* stands, standard deviation of seed mass among populations exceeded the average value of within population deviation. However, with the exclusion of the extreme low mean seed mass data of the population at the Vadálló rocks among population standard deviation of seed mass dropped considerably and in this case it became smaller than within population standard deviation. Considering studies on other species, in case of *Plathymenia reticulata* seed mass differed in a greater extent within populations than between populations (GOULART et al. 2006), but results concerning *Primula elatior* showed opposite trend (JACQUEMYN et al. 2001).

The unique behavior of the small balsam population at Vadálló rocks needs some further remarks. Weeks preceding seed collection were extreme dry in the Vadálló rocks region, precipitation in August was only 30–40% of the 30-years average (calculated for years 1971–2000; data from Hungarian Meteorological Service). For *I. glandulifera*, negative correlation between **seed mass and the heat sum over the period of seed maturation** was already reported (WILLIS and HULME 2004). Thus, shortage of water could also have an effect on seed size of small balsam, in the given season. Seed size dependence on draught was supported by the results obtained for early and late samples of the Kis-Sváb Hill population with the latter sample (collected in August) being lighter. It could also be possible that small seed size is a constant character of the population at Vadálló rocks, which lies rather isolated in a hilly country stand of hardwood forest (see site description in CSONTOS 1986b), and has limited connection with other *I. parviflora* populations that are found at much lower altitude along the banks of the river Danube. Variation of small balsam's seed mass would worth for studying through some consecutive years in the light of meteorological data.

#### Acknowledgements

We are grateful to András Halbritter, Levente Kiss and Robert Tanner for their help in seed collecting in the field. Many thanks are due to the Reviewers for their useful comments on the manuscript. This work was supported by a Bilateral Research Cooperation Program established between Hungarian Academy of Sciences and Polish Academy of Sciences.

## References

- BORBÁS V. 1891: A növények vándorlása s Budapest flórájának vendégei. Pótfüzetek a Természettudományi Közlönyhöz 23: 16–18.
- COOMBE D. E. 1956: *Impatiens parviflora* DC. Journal of Ecology 44(2): 701–713.
- CHMURA D. 2008: Size variability in *Impatiens parviflora* DC. in natural and anthropogenic forest habitats (S Poland). Thaiszia - J. Bot. 18(Suppl. 1): 35–42.
- CSISZÁR Á. 2004: A kisvirágú nébáncsvirág (*Impatiens parviflora* DC.) és a keresztlapu (*Erechtites hieracifolia* Raf. ex DC.) terjedési stratégiáinak vizsgálata. Ph.D. értekezés kézírata, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Sopron. (In Hungarian)
- CSISZÁR Á. 2006: A kisvirágú nébáncsvirág (*Impatiens parviflora* DC.) és a keresztlapu (*Erechtites hieracifolia* RAF. ex DC.) regenerációs képességének vizsgálata. In: MIHALIK E. (szerk.) XII. Magyar Növény-anatómiai Szimpóziium Sárkány Sándor emlékére, 2006. június 22–23., JATEPress, Szeged, pp: 218–222. (In Hungarian)
- CSONTOS P. 1984: Az *Impatiens parviflora* DC. vadállókövi (Pilis) állományának cönológiai és ökológiai vizsgálata. (Ecological and phytosociological studies in a stand of *Impatiens parviflora* DC. at the Vadállók Rocks, Pilis Mts., Hungary.) Abstracta Botanica 8: 15–34. (in Hung. with Engl. summ.)
- CSONTOS P. 1986a: Dispersal and establishment of *Impatiens parviflora*, an introduced plant, in a hardwood forest. Abstracta Botanica 10: 341–348.
- CSONTOS P. 1986b: Phytosociological description of a hilly country stand of *Impatiens parviflora* DC. Studia Botanica Hungarica, 19: 115–118.
- DENISIUK Z., CHMURA D., ADAMSKI P. 2009: Flowering and generative reproduction in isolated populations of endangered species *Carlina onopordiifolia* Besser (Asteraceae) in Poland. Polish Journal of Ecology 57(1): 89–97.
- GOULART M. F., LEMOS J. P., LOVATO M. B. 2006: Variability in fruit and seed morphology among and within populations of *Plathymentia* (Leguminosae-Mimosoideae) in areas of the Cerrado, the Atlantic Forest, and transitional sites. Plant Biology 8(1): 112–119.
- GUO H., MAZER S. J., DU G. Z. 2010: Geographic variation in seed mass within and among nine species of *Pedicularis* (Orobanchaceae): effects of elevation, plant size and seed number per fruit. Journal of Ecology 98(5): 1232–1242.
- HARPER J. L. 1977: The population biology of plants. Academic Press, London.
- INSTAT 2003: GraphPad InStat, Version 3.06, for Windows. GraphPad Software, Inc., San Diego.
- JACQUEMYN H., BRYN R., HERMY M. 2001: Within and between plant variation in seed number, seed mass and germinability of *Primula elatior*: Effect of population size. Plant Biology 3(5): 561–568.
- KLIMKO M., ANTKOWIAK M., NOWIŃSKA R. 2009: The influence of habitat conditions on anatomical structure of *Impatiens parviflora* DC. (Balsaminaceae). Botanika – Steciana 13: 191–202.
- KOLLMANN J., BAÑUELOS M. J. 2004: Latitudinal trends in growth and phenology of the invasive alien plant *Impatiens glandulifera* (Balsaminaceae). Diversity and Distributions 10: 377–385.
- KOMOSIŃSKA E., WÓDKIEWICZ M., JARZYNA I., JAROCHOWSKA E., MILANOWSKI R., CHWEDORZEWSKA K., WYSZOMIRSKI T. 2006: Some attempts to detect genetic differences between populations of small balsam (*Impatiens parviflora* DC.). Biodiversity Research and Conservation. 3-4: 245–247.
- MORAVCOVÁ L., PYŠEK P., JAROŠÍK V., HAVLÍČKOVÁ V., ZÁKRAVSKÝ P. 2010: Reproductive characteristics of neophytes in the Czech Republic: traits of invasive and non-invasive species. Preslia 82: 365–390.
- OBESO J. R. 1993: Seed mass variation in the perennial herb *Asphodelus albus*: sources of variation and position effect Oecologia 93(4): 571–575.
- RBG 2008: Royal Botanic Gardens Kew, Seed Information Database (SID). Version 7.1. Available from: <http://data.kew.org/sid/> (May 2008)
- R DEVELOPMENT CORE TEAM 2011: 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/>.
- TAMURA N., HAYASHI, F. 2008: Geographic variation in walnut seed size correlates with hoarding behaviour of two rodent species. Ecological Research 23(3): 607–614.
- TREPL L., 1984. Über *Impatiens parviflora* DC. als Agriophyt in Mitteleuropa. Diss. Bot. 73: 1–400.
- VAUGHTON G., RAMSEY M. 1998: Sources and consequences of seed mass variation in *Banksia marginata* (Proteaceae) Journal of Ecology 86: 563–573.
- WILLIS, S. G., HULME, P. E. 2004: Environmental severity and variation in the reproductive traits of *Impatiens glandulifera*. Functional Ecology 18(6): 887–898.
- WULF R. D. 1986: Seed Size Variation in *Desmodium paniculatum*: I. Factors Affecting Seed Size. Journal of Ecology 74(1): 87–97.

MAGTÖMEG VIZSGÁLATOK AZ *Impatiens parviflora* DC. KÜLÖNBÖZŐ  
NÖVÉNYFÖLDRAJZI RÉGIÓKBAN ÉLŐ POPULÁCIÓIBAN

CSONTOS P.<sup>1\*</sup>, CHMURA D.<sup>2</sup>, SÁNDOR A.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Magyar Tudományos Akadémia, Agrártudományi Kutatóközpont, Talajtani és Agrokémiai Intézet  
H-1022 Budapest, Herman O. út 15; E-mail: csontos.peter@agrar.mta.hu; sandorandras85@gmail.com

<sup>2</sup>Institute of Engineering and Environmental Protection, Faculty of Materials and Environmental Sciences,  
University of Bielsko-Biala, 2 Willowa Str, PL 43-309 Bielsko-Biala, Poland;  
E-mail: dchmura@ath.bielsko.pl

**Kulcsszavak:** inváziós fajok, populációk összevetése, magtömeg, kisvirágú nebánsvirág

**Összefoglalás:** Jelen dolgozat célja az *Impatiens parviflora* lengyelországi és magyarországi populációiból származó magtömeg adatok összehasonlító statisztikai elemzése. A vizsgált faj magvait négy lengyelországi és három magyarországi populációból gyűjtöttük be 2011. július és szeptember között. Az egyik magyarországi populációból két alkalommal is gyűjtöttünk – megkülönböztetve a korai és a késői magtermést – s így összesen nyolc magtételhez jutottunk. Minden egyes magtételből 5 db 50 magos mintát különítettünk el, majd azokat le-mértük 0,01 mg pontosságú digitális gyorsmérlegben. A kapott magtömeg adatokat általánosan elterjedt, egyvál-tozós statisztikai tesztekkel elemeztük. A vizsgált kisvirágú nebánsvirág populációk ezermagtömegei 4,297 g és 7,279 g között változtak. A magtömeg adatok hét magtétel esetében, a populációk közötti összehasonlításban statisztikai értelemben nem különböztek, azonban a nyolcadik (a Vadálló-köveknél gyűjtött) minta magtöme-ge szignifikánsan eltért a többitől és a legkisebb ezermagtömegűnek bizonyult. A négy lengyel populációból származó magtétel ezermagtömegeinek nagytárgya (6.721 g) meghaladta a magyarországi magtételek esetében kapott nagytárgyat (5.968 g). Az eltérés lehetséges okai, és a magtömeg vélhető összefüggése a faj kolonizációs sikerével megvitatásra kerültek. Végül, arra utaló adatokat is kaptunk, hogy a termésérési időszakban bekö-vetkező néhány hetes aszály korlátozza az *Impatiens parviflora* magtermelését és kisebb ezermagtömeget eredményezhet, de az összefüggés pontosabb meghatározásához további vizsgálatok szükségesek.



## RÉGÉSZETI FELTÁRÁST MEGELŐZŐ GEOARCHEOLÓGIAI KUTATÁSOK BELVÁRDGYULA PÉLDÁJÁN

### FELSZÍNFEJLŐDÉSI REKONSTRUKCIÓ A KARASICA-ÁRTÉREN

BALOGH Réka<sup>1</sup>, DEZSŐ József<sup>2</sup>, KOVALICZKY Gergely<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Földrajzi Intézet

<sup>2</sup>Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Környezettudományi Intézet  
7624 Pécs, Ifjúság u. 6., e-mail: baloghreka88@gmail.com, dejozsi@gamma.ttk.pte.hu;

<sup>3</sup>Janus Pannonius Múzeum Régészeti Osztálya, 7621 Pécs, Káptalan u. 5.  
e-mail: kovaliczky.gergely@jpm.hu

**Kulcsszavak:** felszínalaktan, geoarcheológia, felszínfejlődési rekonstrukció, mikrodomborzat, ártérfejlődés, talajtípusok, antropogén tájhasználat.

**Összefoglalás:** A Baranyai-dombság löszös területén, Belvárdgyulától (Baranya megye) délkeletre, a Karasica és a Vasas-Belvárdi-vízfolyás összefolyási területén található, környezetéből 5 méterre kiemelkedő objektum fejlődéstörténetének kutatását tűztük ki célul. Az ártéren elszórtan számos régészeti lelőhely is található. A kiemelkedés vizsgálata 2010 októberében kezdődött. A felmerült kérdések megválaszolására talajtani, morfológiai és geoarcheológiai módszereket alkalmaztunk, a dombot egy szelvényben 25 fűréssal tártuk fel. Az elemzés kiterjedt a fűrészekből származó talajminták texturális jellemzőinek, mész- és humusz-tartalmának, valamint az emberi tevékenységet jelző két fontosabb elem, a foszfor (ortofoszfát) és a kálium meghatározására. A felszínfejlődési rekonstrukció szempontjából érdekesnek tartott rétegekből vékonycsiszolatokat készítettünk és mikromorfológiai vizsgálatokat végeztünk állításaink megerősítése céljából. Az így kapott eredmények felhasználásával pedig felszínfejlődési rekonstrukciót készítettünk.

Az objektum alapvetően természeti folyamatok hatására alakult ki a legfiatalabb és idősebb ártéri szint határán. Formáját a késő neolitikum óta tartó emberi tevékenység is meghatározta. Bár még nem minden kérdés tisztázott, valószínű, hogy az áthalmozott lösz megléte is ennek eredménye. Az egyébként leletszegénynek nevezhető fűrészekből szerencsés módon előkerült kerámiatöredékek lehetővé tették az egyes fejlődéstörténeti periódusok relatív korolását. A domb eredetileg több méterrel magasabb lehetett, a korai középkor óta folyamatosan erózió sújtja és a legutóbbi időkig állattartó telep működött rajta.

### Bevezetés

A kutatási területre régészek hívták fel a figyelmünket, valamint a kiemelkedés morfológiai hovatartozása kutatásunkat megelőzően nem volt tisztázott, nem állt rendelkezésünkre a területtel foglalkozó kutatástörténeti előzmény. A helyszín különlegességét az adja, hogy egy alapvetően sík területen, amelyet két kisebb vízfolyás alakított ki, miért maradhatott fenn, vagy alakulhatott ki ilyen kiemelkedés.

Munkánk során a terület felszínfejlődését, az ártér és a rajta elhelyezkedő domb genetikája közti különbséget vizsgáltuk. A geoarcheológiai kutatások során következtetni próbáltunk elsősorban a domb keletkezésének körülményeire, a terület történelmi tájhasználatára, valamint egykor betöltött szerepére. E célból a terület talajtani, morfológiai elemzését kívántuk elvégezni. Vizsgálatainkat kiterjesztettük az objektumot határoló ártérre is, mivel feltételeztük, hogy az áthalmozódási folyamatok révén, a környezetnek eltemetett rétegei további információval szolgálnak majd a főbb kérdések megválaszolását illetően. A környék gazdag régészeti lelőhelyei alapján feltételezhető, hogy az ártéri területen lévő pozitív domborzati forma kialakulása esetleg összefügg a korábbi

történelmi korok területhasználataival is. A Kárpát-medence késő neolitikumában főként a Dunántúlon virágkorát élő lengyeli kultúrára volt jellemző a körárkok létesítése. (KREITER és SZAKMÁNY 2008; DEZSÓ et al. 2009) Ezek a máig pontosan nem meghatározott „építmények” esetleg összekapcsolhatóak az egykori intenzív területhasználattal, vagy a vizsgált kiemelkedés korai antropogén hasznosításával.

Nagy valószínűséggel állítható, hogy a vizsgált kiemelkedés természetes felszínforma. Környezetét vizsgálva az is felvetődött, hogy a dombtól észak-északnyugati irányban elhelyezkedő 20-30 méter magas, dél felé lejtő löszháttal hozható genetikai kapcsolatba, mivel annak tengelye épp a kiemelkedés felé mutat. Ez alapján erodált maradványfelszín lehetne, de akkor a domb felsőbb szintjeinek típusos löszből kellene felépülnie. A történelem során esetleg stratégiai pont vagy őrhely lehetett, és/vagy átkelőhely a szabályozások előtti mocsaras medrű Karasicán (ELSŐ és MÁSODIK KATONAI FELMÉRÉS térképei, 2006). Jelenleg a domb környezetét és magát a kiemelkedést is kaszálóként hasznosítják.

### Anyag és módszer

Az északkelet-délnyugat irányú szelvény mentén a kiemelkedésbe 24 fúrást mélyítettünk, és egy 25.-et a szelvény mellé, a fiatalabb ártér területére. A talajminták vételezése hozzávetőleg 10 centiméterenként történt a 2,5–5 méter mélységű fúrásokból, egy-egy minta mennyisége 250–500 gramm. Laboratóriumi feldolgozásra kiválasztottunk öt reprezentatív fúrást (Bd1 – tetőszint, Bd6 – északi lejtő, Bd12 – északi talp, Bd24 – déli lejtő, Bd25 – déli talp), melyeket a talajszinteknek megfelelően tagoltuk, majd szemcseeloszlás-, szerves anyag- és szén-savas mésztartalmat meghatározó vizsgálatokat végeztünk.

A szemcseeloszlás-meghatározást 250  $\mu\text{m}$ -es méretig iszapolással, négy szitával (2 mm, 1 mm, 500  $\mu\text{m}$  és 250  $\mu\text{m}$ ) végeztük. A 250  $\mu\text{m}$ -nél kisebb frakciót lézeres méréssel határoztuk meg az alábbi intervallumokban: 250–62,5  $\mu\text{m}$ ; 62,5–7,81  $\mu\text{m}$ ; 7,81–1,95  $\mu\text{m}$  és a 1,95  $\mu\text{m}$  alatti frakció. A mérésekhez Fritsch Analysette A 22-32 típusú lézeres szemcseméret meghatározó készüléket használtunk.

A talajminták szervesanyag-tartalmának megállapítására káliumbikromátos humusz meghatározási módszert (Székely Á. szerint) alkalmaztunk (HEGEDÜS et al. 1980). A méréshez a mintákat kénsavas feltárással kálium-bikromátos színeképző anyaggal (kromátorral) készítettük elő. Az így előkészített minták szerves anyag tartalmát LibraS12-es típusú fotométerrel mértük, 601 nm-en.

A szén-savas mésztartalom meghatározását Scheibler-féle kalciméterrel végeztük (MSz-08 0206/2-78).

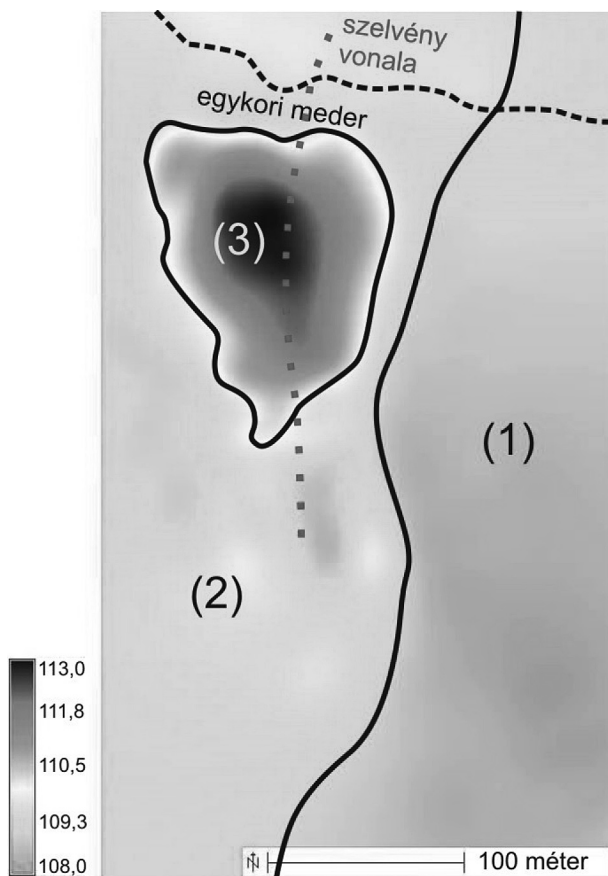
Néhány fontosnak ítélt mintából vékonycsiszolatokat készítettünk mikromorfológiai vizsgálatok céljára, melyeket Nikon Eclipse E600WPOL polarizációs ásvány-, közettani mikroszkóp alatt vizsgáltunk és dokumentáltunk, a talajtípus és összetétel pontos meghatározása érdekében.

Az általános talajtani vizsgálatok mellett kálium, valamint foszfor (ortofoszfát)-tartalmat határoztunk meg. A kálium feltáráshoz pH3-ra beállított 0,2 mólis ammónium-laktátot, az ortofoszfáthoz Lakanen-Erviö-oldatot használtunk (MSZ 20135). A talajkivonatokat atomabszorpciós spektroszkóppal (Varian SPECTRAA-400), és fotométerrel (Ava Spec-2048 UV-VIS Spektrométer) 395 nm-en vizsgáltuk.

## Eredmények

### *A kutatási terület mikrodomborzata*

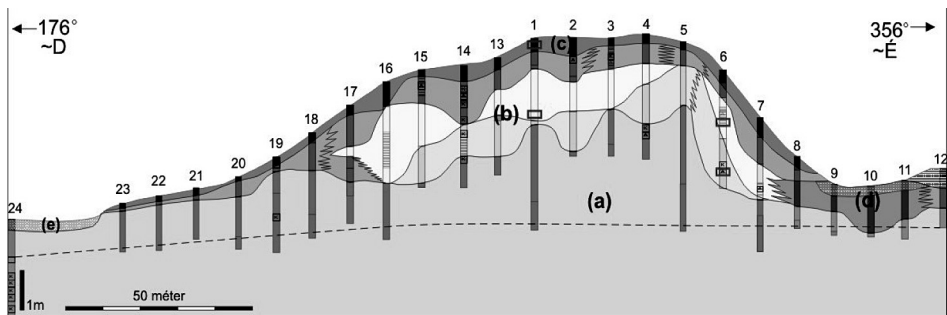
A terepi felmérés és a mikrodomborzat felvétele után a vizsgált területet három kisebb morfológiai egységre osztottuk (1. ábra) és diagnosztizáltuk a jellemző talajtípusokat: egy alacsonyabb, fiatal ártér (1), típusos réti talajjal fedve, melynek fejlődésében napjainkban is döntő szerep jut a többletvíz-hatásnak. A második egység a magasabb, idősebb ártér (2), ami a délkeleti oldalon fokozatosan megy át a fiatal ártéri szintbe, északon pedig az egykori patakmeder (később csatorna) szegélyezi. Maga a kiemelkedés (3) a magasabb ártér területén helyezkedik el, de keleti oldala már az alacsonyabb ártérrel határos. Déli része pedig fokozatosan alacsonyodik az ártér szintjébe; egy csernozjom réti talajjal borított maradványfelszín, melyet megkímélt az erózió. A magasabb ártéren a két talajtípus átmeneti formáját diagnosztizáltuk. A három területi egység meghatározása segített a felszínfejlődés későbbi rekonstruálásában.



1. ábra A három morfológiai egység lehatárolása  
Figure 1. Area of the three morphological unit

### *A vizsgált kiemelkedés felépítése*

A fúrások makroszkopikus értelmezése alapján és az anyagvizsgálatok eredményeiből szelvényt készítettünk (2. ábra) a fúrások vonalában. A domb fekjét a gránit mállásából, aprózódásából származó mésszel átkevert durvahomokos folyóvízi üledék alkotja (a), melyet észak felől a Karasica szállított ide. Erre a domb törzsterületén (Bd15-től - Bd4-ig), egyméteres átmeneti szakasz után barnássárga, sárgásbarna meszes kőzetlisztes üledék (áthalmozott lösz) települt (b). Mikromorfológiai képletében a vázszemcsék átlagos mérete 20–100  $\mu\text{m}$ , a szemcsék gyakorisági eloszlását ebben az intervallumban a szemcseösszetétel vizsgálatok precízebben fejezik ki. E kettő, ásványtanilag is jól elkülöníthető réteg határán került elő néhány régészetileg nem korolt edénytöredék (Bd4-es fúrás 240–250 cm), mely azt jelzi, hogy maga a lösz már az emberi megtelepedés idején halmozódott át. A dombot löszbázisú csernozjom réti talaj fedi (c). A lejtőkön áthalmozódott, kivastagodott változatai észlelhetők, melyek az alsóbb rétegekben kevert szerkezetűek, a löszös anyaggal és a gránithomokkal képeznek lejtőüledéket. A mintából megállapított szerves anyag-, és káliumtartalom szelvénymenti eloszlása (3. ábra) a talajközeli rétegekben követi a talajtípusnak megfelelő eloszlást (STEFANOVITS et al. 2008). A kiemelkedés északi oldalán a Bd6-os fúrás több szintjéből is előkerültek a területhasználat, humán aktivitás közvetett jelei, ezek: kerámiatöredékek, apró, néhány mm-es talajszemcsék, mészaggregátumok és koptatott konkréciók, műtárgytöredékek. Az egyik apró edénytöredék kora-középkori (KOVALICZKY ex verb). A domb É-i határán, a magas ártéren mélyített fúrások (Bd9 - Bd12) szürkésfekete agyagos egyveretű üledéket (d) harántoltak. Értelmezésünk szerint ez a képződmény a Vasas-Belvárdi-vízfolyás elhagyott medre; kis energiájú vizei által szállított és lerakott hordalék alakította ki. A dombtól délre a szelvény eléri a fiatal árteret, amelyen típusos réti talaj (e) fejlődött ki (Bd24-es fúrás). A talajszelvény jellemzője az erős talajvíz-hatás (glejesedés), talajképző kőzete a gránit anyagú meszes durvahomok.



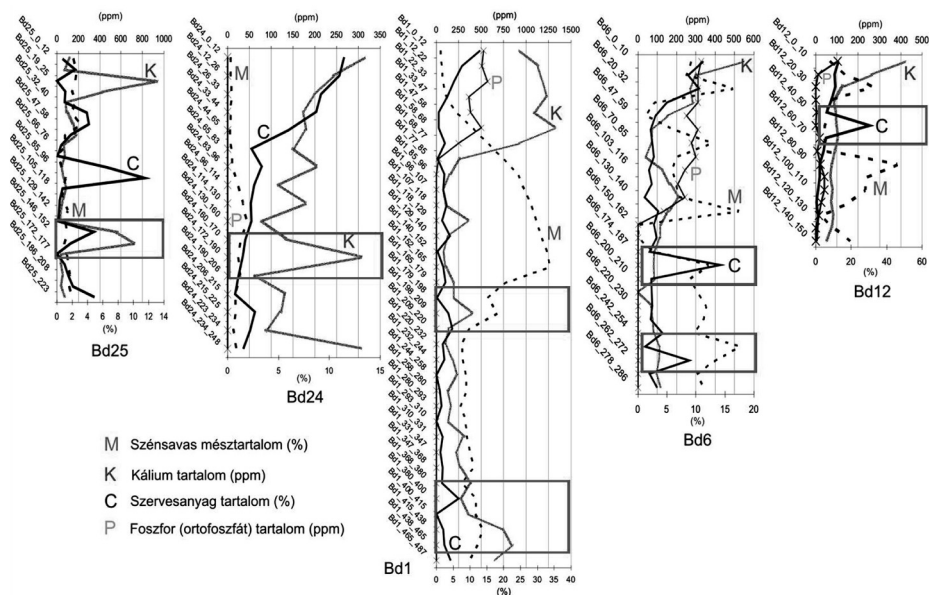
2. ábra A domb szelvénye a fúrások jelölésével  
Figure 2. The cross section of a hill with a notation of the drills

### *Antropogén hatások nyomai*

A szénsavas mész-, kálium-, szerves anyag- és ortofoszfát-vizsgálatok a feltételezett egykori eltemetett járósínek és/vagy kultúrrétegek beazonosítása céljából, öt fúrás mintáiból készültek; szelvénymenti eloszlásuk a 3. ábrán látható. Az eredmények a recens talajok pontosabb típus-meghatározásában segítettek. A recens talaj felső szintjében, a talajtípusra jellemzőhöz képest igen magas értékeket kaptunk, ami nem meglepő, hiszen

a dombon az 1970-es évekig istálló állt. A kálium és foszfor (ortofoszfát) az egykori, eltemetett felszínek és az eltérő területhasználati módok jelzője, meglétükből a humán aktivitásra, elsősorban állattartásra következtetnek (FÜLEKY et al. 2007; SCHLEZINGER et al. 2000; TERRY et al. 2000).

Az előzetes elképzeléseink szerint a mélyebb szinteken a foszfor (ortofoszfát) a stabil megkötődése révén markánsan jelzi az egykori kultúrrétegeket. Ennek elmaradása miatt az értelmezés során a másik három paraméter eloszlására (elsősorban növekedésére) fokozottabban kellett hagyatkozni. A szelvény mentén, mélyebb rétegekben (kb. 1,5 m-től) a kiugró értékek jelezhetnek kultúrrétegeket, de a csúcsok nem mozognak együtt. Ennek oka az lehet, hogy a foszfor (ortofoszfát) és a kálium eltérően kötődik meg és szabadul fel ugyanabban a környezetben; a kálium mobilisabb elem (STEFANOVITS et al. 2008). Valószínűleg a lefelé szivárgó, vagy a felfelé mozgó kapilláris vizek elszállítják eredeti helyéről. A gránithomokos-közetlisztes ártéri üledékekben néhol megemelkedik a kálium értéke. Az elemfeldúsulás oka az lehet, hogy a gránit földpátjának mállásából származó káliumot az egykori, folyóvíz által szállított magas szervesanyag-tartalmú hordaléka kötötte meg. A domb É-i oldalán feltárt mederkitöltésben, nagyobb agyag- és közetliszt-tartalmú üledék e kettő elemet erősebben köti, így a módszerünkkel kimutatott értékek itt magasabbak. A kapott eredményekből következtetett kultúrszinteket a 3. ábrán téglalappal jelöltük. Az így meghatározott szinteket több esetben a mintából azonosított (kora-középkori) kerámiatöredék is igazolta (Bd6), valamint a minta bolygatottsága is erre utalt.

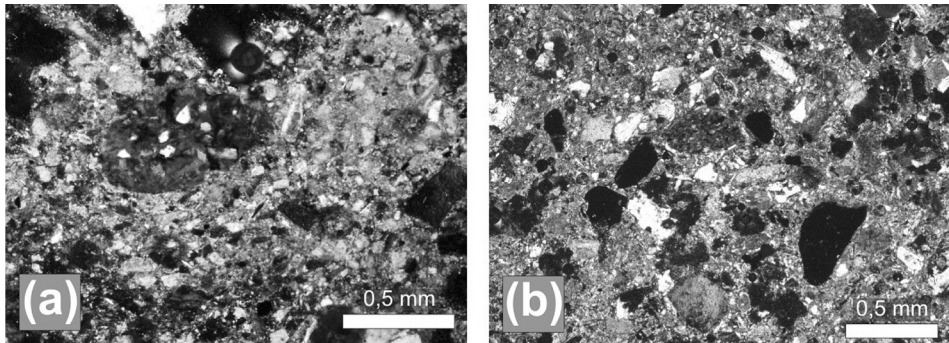


3. ábra A vizsgált 5 fúrás anyag-eloszlása  
 Figure 3. Distribution of the analyzed elements

### Mikromorfológia

A vékonycsiszolati mintavételi helyek a 2. ábrán piros téglalapokkal jelölve láthatóak. A Bd1-es fúrás mintáinak mikromorfológiai képleteiben az áthalmazott löszre utaló jegeket állapítottunk meg (4. ábra/a). Ásványtanilag ilyenek a muszkovitcsillámok és 20–60 µm átmérőjű kvarcsemcsék, éles határvonalú meszes aggregátumok. Míg a Bd6-os, lejtőn mélyített fúrás mintáinak kevert, polimikt anyagú mátrixában (4. ábra/b) kerámia- és azonosítatlan műtárgytöredékek észlelhetők, mindez a szigetszerűen kiemelkedő domb eróziójára és a humán aktivitásra utal.

A mikromorfológiai vizsgálat ezzel alátámasztotta feltevésünket, miszerint a kiemelkedés magját áthalmazott lösz alkotja (a környező dombok anyaga), ezzel diagnosztizálva egy fejlődési fázist, vagyis hogy a lösz fluviális áthalmazódási szakasz eredménye.



4. ábra A természetesen áthalmazott Bd1-es (a) és bolygatott Bd6-os (b) minták  
Figure 4. Natural accumulated Bd1 (a) and disturbed Bd6 (b) samples

### Felszínfejlődési rekonstrukció

Az objektum alapján véve természetes felszínforma, mely a tágabb környezetének egykori humán aktivitását is visszatükrözi. Mivel ártéri területen található, ezért valószínűsíthetően erodált maradványfelszín, kialakulása a következőképpen történhetett:

A holocén eleje óta formálódó Karasica-ártér a Kelet-Mecsek aprózódó vörösésbarna-barna kőzetlisztes-homokos, gránitbázisú anyagával töltődött fel, amelyhez az eróziótól függően mindig keveredett löszös áthalmazott üledék. A Neolitikum során, az intenzívebbé váló tájhasználat jellemző, egyre nagyobb területet vonnak mezőgazdasági művelésbe, így egyre nagyobb területen kezdődik meg az erdők irtása területszerzés és faanyag biztosítása érdekében. A humán aktivitás korabeli maximumát a környéken feltárt körárok rendszerek késő-neolitikus korával párhuzamosíthatjuk (BERTÓK et al. 2008). Ezek a folyamatok a felszíni – elsősorban a fluviális – eróziót erősítik a nyugati, északnyugati löszhátak irányából. Nagy valószínűséggel szintén erre az időszakra tehető a Vasas-Belvárdi-vízfolyás aktivizálódása is, ami fokozott hordalékszállításban valósult meg, ezzel magyarázható az áthalmazott lösz jelenléte az alsóbb rétegekben. A gránit-homokos felszínre a környező dombok lösz-anyaga hordódott és azok előterében, legyezőszerűen terült szét. A vízfolyás energiájának növekedése és a környező vízfolyások (Karasica) oldalazó eróziója okozhatta a kiemelkedés leválasztódását, a mainál valamivel magasabb domb kialakulását a magas (idősebb) ártéren. Az ártér folyamatos süllyedése fokozatosan alakította ki a mai alacsony árteret, az idősebb, magas ártéren ezzel csök-

kentve vagy meg is szakítva a vizek felszínalakító munkáját. Ezután kezdődhetett meg az önmagában álló domb formálódása, természetes és antropogén erodálódása, melyet az áthalmazott, bolygatott mintában és a mikromorfológiai képletben észlelhető bizonytalan eredetű műtárgytörmelékek, valamint a beazonosított kultúrszintek igazolnak.

### Megvitatás

Munkánk alapvető célja az volt, hogy megállapítsuk, a kiemelkedés fejlődésében milyen arányban játszottak szerepet a természetes és az antropogén folyamatok. Vizsgálataink egyben egy régészeti célú feltárás indokoltságát is segítenek eldönteni. A kiemelkedés természetes leválasztódással különült el környezetétől. Későbbi formálódásában a természetes és mesterséges folyamatok egyaránt szerepet játszottak, azonban ez utóbbi hatótényező mindig az erózióhoz, nem pedig az építéshez köthető. Összességében inkább a természeti folyamatok voltak az uralkodók a forma kialakulásában. A képződmény nem rokonítható a kunhalmokkal (BARCZI et al. 2009), sem más, kultikus célú emberi alkotással. A humán tájalakítás nyomain keresztül megőrizte a forma, sőt egyes esetekben a műtárgyak alapján a kialakulásának periódusait történelmi korokhoz tudjuk rendelni. Munkánk során kitűzött célunk megvalósult, a kiemelkedés antropogén eredetére nem találtunk egyértelmű bizonyítékokat, eleget téve a régészek felkérésének, elmondható, hogy a domb nagy valószínűséggel régészeti meddő, feltárását a vizsgálati eredmények és a megtalált műtárgytöredékek nem indokolják.

### Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozunk a PTE Pollack Mihály Műszaki kar tanszéki mérnökének, Drégelyi-Kiss Gabriellának az AAS-vizsgálat irányításáért és Dr. Secenji Aleksandarnak, a PTE-TTK Kémia tanszék tudományos főmunkatársának, a Foszfór-vizsgálat elvégzéséért.

### Irodalom

- BARCZI, A., GOLYEVA, A. A., PETŐ, Á. 2009: Paleoenvironmental reconstruction of Hungarian kurgans on the basis of the examination of paleosoils and phytolith analysis. *Quaternary International* 193: 49–60.
- BERTÓK, G., GÁTI, CS., VAJDA, O. 2008: Előzetes jelentés a Szemely-Hegyes lelőhelyen (Baranya megye) található neolitikus körárokrendszer kutatásáról. *Archeológiai Értesítő* 133: 85–106.
- DEZSŐ, J., BERTÓK, G., BOGNÁR, A., KAPOSVÁRI, F., DARÁNYI, V., PETHE, M., CSABAI, Z., PÁLL-GERGELY, B., SIPOS, GY. 2009: Pedológiai-szedimentológiai vizsgálatok löszrel borított területeken, Szemely-Hegyes későneolitikus körárokrendszer példáján. *Archeometriai Műhely* (3): 57–72.
- ELSŐ KATONAI FELMÉRÉS (1763-1785) DVD. megjelent: 2006. okt. ISBN: 963 7374 34 5
- FÜLEKY, GY., VICZE, M. 2007: Soil and archeological evidences of the periods of the tell development of Szálhalombatta-Földvár. *Atti Soc. tosc. Sci. nat., Mem., Serie A*, 112
- HEGEDŰS L., DVORACEK M., KARUCZKA A., KAZÓ B., NÉMETH S., PARÁSZKA L., VAJNA L-NÉ., VÁRALLYAY GY. (szerk.) 1980: Talajtani laboratóriumok módszertanja.
- KREITER, A., SZAKMÁNY, GY. 2008. Előzetes tanulmány Belvárdgyula-Szarkahegy (M60-as gyorsforgalmi út 98. sz. lelőhely) késő neolitikus (Lengyel kultúra) településről származó kerámiák petrográfiai vizsgálatáról. *Archeometriai Műhely* (3): 65–74.
- MÁSODIK KATONAI FELMÉRÉS (1806-1869) DVD. megjelent: 2006. okt. ISBN: 963 7374 35 3
- SCHLEZINGER, D. R., HOWES, B. L. 2000: Organic Phosphorus and Elemental Ratios as Indicators of Prehistoric Human Occupation. *Journal of Archaeological Science*, 27(6): 479–492.
- STEFANOVITS P., FILEP GY., FÜLEKY GY. 2008: Talajtan. Mezőgazda kiadó Bp. 470. ISBN: 978 963 286 56 38

TERRY, R. E., NELSON, S. D., CARR J., PARNELL J., HARDIN, P. J., JACKSON, M. W., HOUSTON, S. D. 2000: Quantitative phosphorus measurement: A field test procedure for archaeological site analysis at Piedras Negras, Guatemala. *Geoarchaeology*, 15(2): 151–166.

PRELIMINARY RESULTS OF THE GEOARCHAEOLOGICAL SURVEY CONDUCTED  
BEFORE THE ARCHAEOLOGICAL EXCAVATION AT BELVÁRDGYULA

RECONSTRUCTION OF LANDSCAPE EVOLUTION IN THE FLOODPLAIN OF KARASICA

R. BALOGH<sup>1</sup>, J. DEZSŐ<sup>2</sup>, G. KOVALICZKY<sup>3</sup>

<sup>1</sup>University of Pécs, Faculty of Sciences, Institute of Geography

<sup>2</sup>University of Pécs, Faculty of Sciences, Institute of Environmental Sciences

Ifjúság útja 6. H-7624 Pécs, Hungary; e-mail: baloghreka88@gmail.com; dejoszi@gamma.ttk.pte.hu

<sup>3</sup>Janus Pannonius Museum, Department of Archaeology, Káptalan utca 5. H-7621 Pécs, Hungary

e-mail: kovaliczky.gergely@jpm.hu

**Keywords:** geomorphology, geoarchaeology, reconstruction of landscape evolution, micromorphology, floodplain evolution, soil types, anthropogenic land use

In the loess area of Baranya Hills, Southeast from Belvárdgyula (Baranya County), there is a five meter tall island-like natural formation in the floodplain at the confluence of the Karasica and the Vasas-Belvárdi water course. Archaeological excavations in the surrounding environment were sporadic in the past. The research of this formation started in October 2010. For answering the revealed questions, we have used pedological, morphological and geoarchaeological methods. Soil samples recovered with the drillings were subjected to mechanical analysis, carbonate and mould content determination, as well as the identification of phosphorus and potassium content. These two elements were used to indicate human activity. To better understand pedological processes we prepared thin sections from important layers, and performed micromorphological analysis to specify the reconstruction of landscape evolution. By using these results we have framed the possible process of the hill's evolution. The floodplain itself is morphologically divided into two, well-recognizable parts: one is younger and lower, the second one is older and higher floodplain. The difference between them is only one meter. The island-like hill lies between them, which actually divides the floodplain. A cross-section of the formation was compiled based upon 24 drillings. Three different soil types were identified: chernozem meadow, meadow (typical) and intermediate soil type. Since the beginning of the Holocene the exfoliating floodplain of Karasica has been filled up with reddish-brown and brown silty and sandy texture granite-based material, which originates from the Southern Mecsek mountains and is naturally mixed with accumulated sediments. During the period of the Late Neolithic, the anthropogenic land use became more intensive; the agricultural areas have grown, therefore the deforestations reached a higher level. This processes facilitate the surface fluvial erosion from the direction of the Western and Northwestern loess hills. Presumably, in this period the Vasas-Belvárdi River activated and formed a higher shape of its present-day elevation. Meanwhile, and after the processes, the floodplain of Karasica sank again and evolved a younger and lower floodplain.

The aim of our research was to determine natural and anthropogenic effects in the hill's evolution. Based on these results we are able to provide information for archaeologist regarding the importance of a future excavation. The examination detected the traces of human activity, On the score of all results, presumably the hill formed by natural evolution with anthropogenic impacts.

## A FLIGHT SAFETY INDEX ALKALMAZHATÓSÁGÁNAK VIZSGÁLATA A LISZT FERENC NEMZETKÖZI REPÜLŐTÉR FÖLDHASZNÁLAT TERVEZÉSÉBEN, TEKINTETTEL A REPÜLÉSBIZTONSÁGOT VESZÉLYEZTETŐ MADÁRFAJOKRA

BALÁZS Gergely<sup>1</sup>, GRÓNÁS Viktor<sup>2</sup>, HELTAI Miklós<sup>3</sup>, BLEIER Norbert<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Artvill Kft., 1093 Budapest, Lónyay u. 29., e-mail: balazsgrg@gmail.com

<sup>2</sup>Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet  
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: gronas.viktor@kti.szie.hu

<sup>3</sup>Szent István Egyetem, Vadvilág Megőrzési Intézet  
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: bnorbi@ns.vvt.gau.hu

**Kulcsszavak:** földhasználat tervezés, vadvédekezés, repülésbiztonság

**Összefoglalás:** A repülés biztonságára veszélyt jelentő állatfajok távoltartására az elmúlt évtizedekben számos módszert fejlesztettek ki, amelynek széles skáláját alkalmazzák hazánkban. Azonban az érintett fajok egyes ökológiai igényeire negatívan ható földhasználati eljárások célzott bevezetése - hatékonysága ellenére – ezidáig váratott magára. Kutatásunk célja ezen eljárás hazai bevezetésének módszertani megalapozása volt. Cikkünkben a Liszt Ferenc Nemzetközi Repülőtér földhasználati tervezésének első lépését jelentő, a repülésbiztonságot leginkább veszélyeztető madárfajok kiválasztásának egyik lehetséges módszerét mutatjuk be. A vizsgálat keretén belül megállapítottuk a területen előforduló madárfajok úgynevezett Flight Safety Index (FSI) értékeit és azokat összevetettük a rendelkezésre álló baleseti statisztikákkal. Mivel a FSI a fajok ökológiai igényeit is figyelembe veszi, így lehetőséget nyújt a repülésbiztonságot szem előtt tartó földhasználati tervezés irányvonalainak kijelölésére.

### Bevezetés

A légitforgalom folyamatos növekedésével (KELLY és ALLAN 2006), és a repüléstechnika fejlődésével, a repülőgépek vadon élő állatokkal való ütközése évről évre egyre nagyobb veszélyt jelent (DOLBEER és ESCHENFELDER 2002). A repülőgépek fejlődésének egyik aspektusa, hogy a mai légijárművek nagy része sugárhajtással működik. Ezek a hajtóművek nagyobb sebességet tesznek lehetővé és a hajtómű működési elvéből fakadóan nagyobb az esélye az egyes állatfajokkal való ütközésnek is. Mindeközben a turbinák jóval sérülékenyebbek, mint a légszavarok (SOLMAN 1973). Az utóbbi években a repülőgépgyártók jelentős fejlődést értek el a hajtóművek zajának csökkentésében, ami megnehezíti azt, hogy az állatok időben észrevegyék az érkező, veszélyt jelentő járművet (KELLY et al. 2001). A korántsem teljes kimutatások szerint 1988 és 2008 között világszerte 219 emberáldozatot követeltek a vadon élő állatokkal történő ütközések és több, mint 200 légijármű semmisült meg (THORPE 2003, 2005, 2010, DOLBEER és WRIGHT 2008). Az emberéleteken felül az anyagi kár is jelentős, becslések szerint 1999-ben világszinten 1 255 726 475 USD kár keletkezett az ütközésekből (ALLAN 2002). Ebben a számításban ugyanakkor nem szerepelnek a magángépek, a helikopterforgalom, és a katonai gépek sem. Az ütközések eloszlása kapcsolatba hozható a repülési mozzanatokkal. A repülőgépek normális utazási magasságában csak ritkán fordulhat elő ütközés, míg fel- és leszállás közben jóval gyakrabban okoznak balesetet a vadon élő állatok (MARAGAKIS 2008). Ebből következően az ütközések elkerülése a repterek körültekintő kezelésével érhető el leginkább.

A repterek vadon élő állatokkal szembeni védekezési módszereit alapvetően két csoportba oszthatjuk. Az egyik csoportba tartoznak a riasztási eljárások. Ilyenek az akusztikus riasztások (hangágyúk alkalmazása, madárfajok riasztási hangjainak lejátszása), és a vizuális riasztások (solymászat, kutyákkal történő zavarás, ragadozómadár makettek kihelyezése). A másik csoportba a fajok tartós távoltartásának eszközei, a kilövés és csapdázás, illetve a speciális földhasználati eljárások alkalmazása tartoznak, amelyek figyelembe veszik a veszélyt jelentő fajok által igényelt ökológiai feltételeket, és azok módosításával tartják távol azokat. Az utóbbiak a riasztási módszereknél jóval hatékonyabbak és tartósabbak, azonban ezek tervezése jóval körültekintőbb és részletesebb vizsgálatot igényel.

Jóllehet a Liszt Ferenc Nemzetközi Repülőtér (továbbiakban Reptér) régóta megtesz mindent a területén előforduló állatfajok okozta veszélyek csökkentésére, eddig hiányzott egy átfogó földhasználati stratégia kidolgozása. Ennek első lépése a légiközlekedésre ténylegesen veszélyt jelentő fajok körének lehatárolása és annak megállapítása, hogy melyek azok a környezeti feltételek, amelyek megváltoztatásával a leghatékonyabban lehet távol tartani őket. Az előforduló madárfajok veszélyességének megállapítására az úgynevezett Flight Safety Index-et (FSI) alkalmaztuk (MORGENROTH 2003), illetve a módszer megbízhatóságát ellenőriztük. Ez a számítás elsősorban a fajok ökológiai igényeit és viselkedési szokásait veszi alapul. Amennyiben az index jól megfeleltethető a Reptér hosszú távú baleseti statisztikáinak, akkor a számítás során figyelembe vett változók tudatos befolyásolásával csökkenthető az adott faj okozta veszély.

### Anyag és módszer

Az adott repterek környezetében előforduló madárfajok veszélyességét meghatározó értékek kiszámítására több elfogadott módszer is létezik, azonban a hazai körülményekre csak az FSI számítás alkalmazható. A többi módszer vagy nem polgári légiközlekedésre lett kidolgozva (ZAKRAJSEK és BISONETTE 2005), vagy olyan hosszútávú adatsorokat igényel, amelyek a Reptér vonatkozásában nem állnak rendelkezésre (DEKKER et al. 2010), illetve egy adott földrajzi egységre vonatkoztatott megfigyelésekre alapulnak, ezért más-hol nem lehet az eredményeket alkalmazni (DOLBEER et al. 2000).

Az FSI értékek kiszámításához az előforduló fajok ökológiai jellemzőit és viselkedési szokásait kell figyelembe venni, oly módon, ahogy azok kapcsolatba hozhatóak a repülésbiztonsággal. A különböző súlyozással figyelembe vett ökológiai és viselkedési paraméterek, a felvételezési és számítási metódus részletes ismertetése nélkül a következők: testtömeg, rajképzési hajlam, átlagos rajméret, átrepülés a környező területekről, fenológiai státusz (pl. életkor, vonulás), előfordulási hónapok száma, élőhelyhasználat, gyakoriság és levegőben töltött idő (lásd részletesen: MORGENROTH 2003).

A módszer szerint a fajokat, a kapott FSI értékeknek megfelelően besorolhatjuk az alábbi kategóriákba:

- Repülésbiztonsági Fontosság (Flight Safety Relevance, FSR): 1-től 5-ig terjedő, egész számokat tartalmazó skála, ahol 1 a legkevésbé veszélyes-, 5 a leginkább veszélyes fajokra vonatkozó érték.

- Repülésbiztonsági Kategória (Flight Safety Category, FSK): az FSK esetében az FSR értékeknek egy az egyben megfeleltethető, nevesített kategóriák vannak (1. táblázat).

1. táblázat Az FSR, FSK kategóriákhoz tartozó FSI értékek  
Table 1. FSI value limits regarding to FSR and FSK categories

<i>FSI</i>	<i>FSR</i>	<i>FSK</i>
9001–175000	1	nincs (kockázat)
4201–9000	2	alacsony
1801–4200	3	közepes
601–1800	4	magas
0–600	5	nagyon magas

A Reptér baleseti adatait a madár- és vadvédekezési referens által vezetett nyilván-  
tartásban (a továbbiakban Eseménynapló) szereplő információk feldolgozásával nyertük.  
Az Eseménynapló 1998-as rendszeresítése óta tartalmaz minden, a Reptérre és közvetlen  
környékére vonatkozó, a vadon élő- és elkóborolt házi állatokkal kapcsolatba hozható  
eseményt. Az ütközéseket a nemzetközi gyakorlatban az észlelés forrása, például a gép  
személyzetének jelentései, vagy a karbantartó szerelők által szolgáltatott információk szer-  
int szokás kategorizálni (IBSC, 2006, BCUSA, 2007), azonban ezt a felosztást az egyes  
repterek veszélyességének jellemzéséhez alakították ki, nem a veszélyes fajok behatá-  
rolására. Jelen vizsgálatban az 1998-tól 2011-ig tartó teljes időszak azon eseteit vettük  
figyelembe, amikor kétségtelenül és bizonyíthatóan valamely madárfajjal való ütközés  
történt, hiszen a veszélyt okozó fajokról ekkor kapunk megbízható adatokat.

Az FSI értékek és az Eseménynapló adatainak egybevetése lehetőséget nyújt az FSI  
értékek alkalmazhatóságának mérlegelésére. Amennyiben az adatok kielégítő egyezést  
mutatnak, akkor az értékek kiszámításához használt tényezők figyelembevétele segít  
a földhasználati tervezés során a változtatásokkal kapcsolatos javaslatlattelben.

### Eredmények és megvitatásuk

Jóllehet a Reptér területén előforduló legtöbb madárfaj FSI értékei megtalálhatóak a szá-  
mítási módszert ismertető cikkben (MORGENROTH 2003), a szerzők kitérnek arra, hogy  
mivel a fajok ökológiai jellemzői és viselkedési szokásai földrajzi területenként változ-  
hatnak, ezért minden repülőtéren a helyi viszonyokat követő módosított értékeket kell  
használni. Vagyis a különböző reptereken akár más és más veszélyességi kategóriába  
kerülhet ugyanaz a faj. A módszernek a fentiekből következő előnye, hogy a védekezési  
stratégia kidolgozása során lehetőséget nyújt a benne szereplő változók teoretikus befo-  
lyásolása által létrehozott változások hatásainak vizsgálatára. A számítási képletet egy-  
fajta modell-változóként alkalmazva kipróbálhatjuk, hogy elméletileg mennyivel csök-  
ken a veszélyességi besorolása egy adott fajnak, ha a repülőter területén megváltoztatjuk  
valamely, a faj számára fontos ökológiai feltételt, és így az adott körülmények között a  
leghatékonyabb módosításokat választhatjuk ki.

Az első lépésben a Reptéren megfigyelt fajokra vonatkozóan végeztük el a módosított számítását. A helyi viszonyokra vonatkozó, a számíthatóhoz szükséges részváltozóit úgy, mint átlagos rajméret, gyakoriság és részvételi arány a korábbi balesetekben a Vadőri Szolgálat, az Eseménynapló és a Vadvédekezési Kézikönyv által szolgáltatott megfigyelési adatok alapján módosítottuk (BUD, 2006, ÓRI JÓZSEF személyes közlés). A vonatkoztatott FSI értékek alapján a Reptéren rendszeresen előforduló fajok veszélyességi sorrendjét a 2. táblázat szemlélteti. Látható, hogy a legmagasabb kategóriába a vörös vércse *Falco tinnunculus* és az egerészölyv *Buteo buteo* került. A Reptér területén alkalmasszerűen előforduló fajok kivétel nélkül FSR-1-es besorolásúak, és bizonyított ütközésben nem vettek részt, így ezek adatainak elemzésétől a továbbiakban eltekintettünk. Ezek a fajok a teljesség igénye nélkül a következők: töviszúró gébics *Lanius collurio*, kabasólyom *Falco subbuteo*, hamvas rétihéja *Circus pygargus*, ugartyúk *Burhinus oedicnemus*, lappantyú *Caprimulgus europaeus*, mezei pacsirta *Alauda arvensis*, barázdabillegető *Motacilla alba*, kerecsensólyom *Falco cherrug*, kuvik *Athene noctua*, kis lile *Charadrius dubius* és örvös galamb *Columba palumbus*.

2. táblázat A Reptér területén rendszeresen előforduló madárfajok FSI, FSR és FSK értékei  
Table 2. FSI, FSR and FSK values of bird species common on the Airport

<i>fajok</i>	<i>FSI</i>	<i>FSK</i>	<i>FSR</i>	<i>fajok</i>	<i>FSI</i>	<i>FSK</i>	<i>FSR</i>
<b>vörös vércse</b> <i>Falco tinnunculus</i>	12600	5	nagyon magas	<b>fenyőrigó</b> <i>Turdus Ptilaris</i>	1436	2	alacsony
<b>egerészölyv</b> <i>Buteo buteo</i>	11264	5	nagyon magas	<b>parti fecske</b> <i>Riparia riparia</i>	1310	2	alacsony
<b>vetési varjú</b> <i>Corvus frugilegus</i>	7987	4	magas	<b>fogoly</b> <i>Perdix perdix</i>	1310	2	alacsony
<b>dolmányos varjú</b> <i>Corvus corone</i>	6944	4	magas	<b>kék vércse</b> <i>Falco vespertinus</i>	1279	2	alacsony
<b>seregély</b> <i>Sturnus vulgaris</i>	6696	4	magas	<b>molnárfecske</b> <i>Delichon urbica</i>	1075	2	alacsony
<b>házigalamb</b> <i>Columba livia d.</i>	6350	4	magas	<b>háziveréb</b> <i>Passer domesticus</i>	1075	2	alacsony
<b>szarka</b> <i>Pica pica</i>	4838	4	magas	<b>füsti fecske</b> <i>Hirundo rustica</i>	922	2	alacsony
<b>erdei fülesbagoly</b> <i>Asio otus</i>	3629	3	közepes	<b>bíbic</b> <i>Vanellus vanellus</i>	812	2	alacsony
<b>dankasirály</b> <i>Larus ridibundus</i>	2032	3	közepes	<b>fácán</b> <i>Phasianus colchicus</i>	614	2	alacsony

A második lépésben az Eseménynaplók adatainak feldolgozására került sor. A vizsgált 1998-tól 2011-ig terjedő, 14 éves időszak alatt a bizonyított ütközés 160 alkalommal történt. Mivel jelen esetben a madárfajok jelentette kockázatot vizsgáltuk, ezért ezekből az értékekből levontuk az emlősökkel történt ütközéseket. A madarakkal való ütközések száma 138. Az ütközésekben részt vevő fajok száma 16, ami magasnak mondható. Ezeket a fajokat, a bizonyított ütközésekben való részvétel száma szerint csökkenő sorrendben a 3. táblázat szemlélteti. A sorrend megnevezés itt nem pontos, hiszen a lista elején még jól elkülönülő értékek a végére egyre inkább összeolvadnak az alacsony esetszámok miatt. Amennyiben összehasonlítjuk azoknak a fajoknak a listáját, amelyek legalább 3-as FSR

értékkel rendelkeznek azokéval, amelyek az ütközések legalább 1%-ában bizonyíthatóan részt vettek, az alábbiakat kapjuk:

- FSR érték, minimum 3: vörös vércse, egerészölyv, vetési varjú, dolmányos varjú, seregély, házigalamb, szarka, erdei fülesbagoly, dankasirály
- Eseménynapló, minimum 1%-os részvétel: vörös vércse, egerészölyv, házigalamb, erdei fülesbagoly, seregély, dankasirály, szarka, vetési varjú, házi veréb.

3. táblázat Bizonyított madárütközések fajonkénti megoszlása, a Reptér területén (1998–2011)

Table 3. Number of Certain bird collisions on Liszt Ferenc International Airport per species between 1998–2011

Fajok	Bizonyított esetek száma	Százalékos megoszlás
vörös vércse <i>Falco tinnunculus</i>	46	33,3%
egerészölyv <i>Buteo buteo</i>	20	14,5%
házigalamb <i>Columbus livius d.</i>	7	5%
erdei fülesbagoly <i>Asio otus</i>	5	3,6%
seregély <i>Sturnus vulgaris</i>	3	2,2%
dankasirály <i>Laris ridibundus</i>	3	2,2%
szarka <i>Pica pica</i>	2	1,5%
vetési varjú <i>Corvus frugilegus</i>	2	1,5%
házi veréb <i>Passer domesticus</i>	2	1,5%
fogoly <i>Perdix perdix</i>	1	0,7%
fenyőrigó <i>Turdus pilaris</i>	1	0,7%
kék vércse <i>Falco vespertinus</i>	1	0,7%
tövisszűrő gébics <i>Lanius collurio</i>	1	0,7%
dolmányos varjú <i>Corvus coroneae</i>	1	0,7%
partifecske <i>Riparia riparia</i>	1	0,7%
molnárfecske <i>Delichon urbica</i>	1	0,7%
beazonosíthatatlan	35	25,4%
Összes	138	

A két, ilyen módon redukált listában található összesen 10 fajból 8 szerepel mindkét esetben: vörös vércse, egerészölyv, erdei fülesbagoly, vetési varjú, házigalamb, seregély, szarka és dankasirály. Ez az egyezés az FSI értékek megbízhatósága mellett szól, különösen, ha megvizsgáljuk a különbségek okait. A sorrendeket illetve a fajok közötti átfedést is rontja a dolmányos varjú, a vetési varjú, és a seregély. Ennek a magyarázata abban rejlik, hogy a csapatképzésre hajlamos fajokat könnyebb észrevenni. Ilyenkor azonnal megkezdődik a madarak riasztása, és a pilóták tájékoztatása. Ezek a fajok – habár jelentős veszélyt képviselnek – így mégis számszerűen alulreprezentáltak a tulajdonképpeni ütközésekben. A házi veréb alacsony FSI értéke a kis testtömegnek tudható be, ami jelentősen csökkenti a veszélyességét még abban az esetben is, ha esetleg ütközés történik. Ez a tény az ütközési esetszámon természetesen nem változtat, ugyanakkor az FSI számítás figyelembe veszi.

Látható tehát, hogy az FSI értékek, kellő körültekintéssel alkalmazva, megbízható tájékoztatást nyújtanak a veszélyes fajokról. Ebből kiindulva, az FSI számítás tényezőit vizsgálva kiválaszthatjuk azokat az elemeket, amelyek megváltoztatásával a leghatékonyabban csökkenthetjük a fajok veszélyességét. A tényezők közül természetesen nem mindegyik változtatható, hiszen a testtömeg, a rajképzési hajlam, a rajok átlagos mérete, az előfordulási hónapok száma, a levegőben töltött idő, a fajra jellemző tulajdonságok legfeljebb csak közvetett módon és igen kis mértékben befolyásolhatók. A többi tényező azonban földhasználati tervezéssel módosítható. Ilyen tényezők a fenológiai státusz, az átrepülés a környező területekről, a gyakoriság és az élőhelyhasználat.

A fenológiai státusz csekély mértékben befolyásolható, de tervezéskor érdemes szem előtt tartani, hogy a fiatal madarak, és a nyári vendégek minősülnek a legveszélyesebbnek. Az átrepülés a környező területekről módosítható földhasználati tervezéssel, olyan módon, hogy a reptér környezetében megszüntetjük azokat a területpárokat, amelyek között a reptéren keresztül ingáznak a madarak. A leggyakoribb ilyen területpár esetében az egyik területet táplálkozóhelynek használják a madarak a másik területet, pedig fészkelő-, vagy pihenőhelynek és a kettő közötti útvonal keresztülhalad a reptér területén.

A gyakoriság csökkentése elsősorban kézenfekvőnek tűnik, de számos problémát vet fel. A Reptér kifejezetten jó élőhely sok madárfaj számára. A jó élőhelyet jelentő feltételek, úgy mint az emberi zavarás hiánya, a nagy gyepfelületek, vagy a zajvédelmi fasorok miatt kialakuló mozaikosság a repülőterrel szemben fennálló egyéb követelmények miatt csak kis mértékben változtathatóak.

A képlet tanúsága szerint a befolyásolható tényezők közül az élőhely-használatnak jelentős szerepe van. Az FSI index számításakor az élőhelyhasználat jellemzésére használt kategóriák a következők: táplálkozás, fészkelés, pihenés (búvóhely), alvás. Általánosságban igaz, hogy minél kevesebb funkció található meg egy madárfaj számára a reptéren és környékén, annál kevesebb veszélyt jelent a légiforgalomra. Nyilvánvaló azonban, hogy a funkciók nem egyenlő mértékben veszélyesek, amit a számítás figyelembe is vesz. A legveszélyesebb funkció, ha a madarak a területet fészkelésre használják. Amennyiben egy reptér területén megszüntethetőek a veszélyt okozó fajok fészkelési lehetőségei, az élőhely-használatra vonatkozó értékek, és így az FSI értékek, nagymértékben lecsökkennek. A közvetlen élőhelyhasználati érték csökkenése mellett közvetett csökkenést is várhatunk a fenológiai státuszhoz-, és az előforduláshoz rendelt értékek változásán keresztül, ami tovább csökkenti az FSI-t, illetve elméletileg a faj veszélyességét a légiközlekedésre. Tehát a fentiek alapján a Reptéren a leghatékonyabb módszer a veszélyes fajok fészkelésére alkalmas helyek csökkentése lehet. A legmagasabb FSR értékkel rendelkező fajok vonatkozásában (vörös vércse, egerészölyv, vetési varjú, dolmányos varjú) a fasorok és erdők ritkításával illetve megszüntetésével, továbbá az egyes épületek és műtárgyak műszaki védelmével csökkenthető a baleseti kockázat.

#### Köszönetnyilvánítás

A kutatás a Budapest Airport és az iTECHNOLOGIES K+F NONPROFIT Kft. közreműködésével valósult meg. Köszönetet mondunk a Budapest Airport minden résztvevő munkatársának, különösen Munkácsi Zsuzsának, Kis Ferencnek és Öri Józsefnek a rengeteg hasznos, és pontos információért. Köszönjük továbbá a Budapest Airport minden felelős személyének, hogy engedélyezték számunkra a vizsgálathoz szükséges anyagokhoz és területekhez való hozzáférést.

**Irodalom**

- ALLAN, J. R. 2002: The costs of bird strikes and bird strike prevention. In: Clark, L., Hone, J., Shivik, J. A., Watkins, R. A., Vercauteren, K. C., Yoder, J.K. (Eds.): *Human Conflicts with Wildlife: Economic Considerations*, Proceedings of the Third NWRC Special Symposium. National Wildlife Research Center, Fort Collins, CO, USA, pp. 147–153.
- BIRD STRIKE COMMITTEE USA 2007: *Best Management Practices For Airport Wildlife Control*, FAA, 2007
- BUD. 2006: *Madár és Vadvédekezési kézikönyv*, Budapest Ferihegy Nemzetközi Repülőtér
- DEKKER, A., VAN GASTEREN, H., BOTH, I. 2010: A quantified species specific Bird Hazard Index. In: *Proceedings of the 29<sup>th</sup> International Bird Strike Comm. Meeting*, Cairns, Australia
- DOLBEER, R. A., WRIGHT, S. E., CLEARY, E. C. 2000: Ranking the hazard level of wildlife species to aviation. *Wildl. Soc. Bull.* 28, 372–378.
- DOLBEER, R. A., ESCHENFELDER, P. 2002: Population increases of large birds, airworthiness standards and high-speed flight: a precarious combination. In: *Proceedings of the 55<sup>th</sup> International Air Safety Seminar*, Dublin, Ireland. Flight Safety Foundation, Alexandria, VA, USA, pp. 273–281
- DOLBEER R. A., WRIGHT, S. E. 2008: *Wildlife strikes to civil aircraft in the United States, 1990–2007*. U.S. Department of Transportation, Federal Aviation Administration, Office of Airport Safety and Standards, Serial ReportNo. 14, Washington, DC, USA, 57 pp.
- INTERNATIONAL BIRDSTRIKE COMMITTEE 2006: *Standards For Aerodrome Bird/Wildlife Control Recommended Practices No. 1*, 2006
- KELLY T. C., ALLAN, J. 2006: Ecological effects of aviation. In: Davenport, J., Davenport, J. L. (Eds.), *The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment*. Springer, The Netherlands, pp. 5–24.
- KELLY T. C., O'CALLAGHAN, M. J. A., BOLGER, R. 2001: The avoidance behaviour shown by the rook (*corvus frugilegus*) to commercial aircraft. In: Pelz, H. -J., Cowan, D. P., Feare, C. J. (Eds.), *Advances in Vertebrate Pest Management*, pp. 291–299.
- MARAGAKIS I. 2009: *Bird population trends and their impact on Aviation safety 1999–2008*, European Aviation Safety Agency Safety Analysis and Research Department Executive Directorate, 2009
- MORGENROTH C. 2003: Development of an Index for Calculating the Flight Safety relevance of Bird Species for an Assessment of the Bird Strike Hazard at Airports. *Bird and Aviation Vol 23* (2003) No.2.
- SOLMAN V.E.F. 1973: Birds and aircraft. *Biol. Conserv.* 5, 79–86.
- THORPE J. 2003: Fatalities and destroyed aircraft due to bird strikes, 1912–2002. In: *Proceedings of the 26th International Bird StrikeComm.Meeting*, Warsaw, Poland. pp. 85–113
- THORPE J. 2005: Fatalities and destroyed aircraft due to bird strikes, 2002–2004 (with an appendix of animal strikes). In: *Proceedings of the 27<sup>th</sup> International Bird Strike Comm. Meeting*, Athens, Greece. pp. 17–24
- THORPE J. 2010: Update on Fatalities and destroyed aircraft due to bird strikes, (with an appendix for 2008–2009). In: *Proceedings of the 29<sup>th</sup> International Bird Strike Comm. Meeting*, Cairns, Australia.
- ZAKRAJSEK E. J., J. A. BISONETTE. 2005: Ranking the risk of wildlife species hazardous to military aircraft. *Wildlife Society Bulletin* 2005. 33(1):258–264

THE APPLICATION OF THE FLIGHT SAFETY INDEX IN THE LAND USE  
PLANNING OF THE LISZT FERENC INTERNATIONAL AIRPOR REGARDING  
TO THE HAZARDOUS BIRD SPECIES

G. BALÁZS, V. GRÓNÁS, M. HELTAI, N. BLEIER

**Keywords:** land use planning, wildlife controll, flight safety

The investigation carried out to determine the reliability and the application of the Flight Safety Index (FSI), and Flight Safety Relevance (FSR) (MORGENROTH, 2003) in land use planning for the Liszt Ferenc International Airport (Budapest, Hungary). The FSI values were compared with the long term collision records to test their reliability. The FSI values were calculated according to the local circumstances for each bird species occurring in and around the airport. The bird collision data were collected from the Wildlife Control Diary covering 14 years from 1998 to 2011. We listed the species in FSR3-4-5 categories and compared with the list of species involved in more than 1% of the certain collisions. As a result, 8 species out of total 10 were on both lists: Kestrel *Falco tinnunculus*, Common Buzzard *Buteo buteo*, Rook *Corvus frugilegus*, Common Starling *Sturnus vulgaris*, Domestic Pigeon *Columba livia d.*, Common Magpie *Pica pica*, Long-eared Owl *Asio otus*, Black-headed Gull *Larus ridibundus*. The explanation of the two remaining species is simple. House Sparrow *Passer domesticus* is not on the FSI list because its small body mass reduces flight safety hazard significantly. Carrion Crow *Corvus corone* is not on the collision list because flocking birds are easier to detect and deter in time and therefore actual collisions happen rarely. That shows that FSI values are fairly reliable, so by purposefully influencing its calculation parameters -like the phenological status, the overflight from the surroundings, the occurrence (density), and habitat preference- by land use planning is a good way to achieve the most beneficial results towards safety.

# NÖVÉNYFÖLDRAJZI ADATOK A VÖLGYSÉG ÉS A TOLNAI-HEGYHÁT KELETI FELÉRE JELLEMZŐ KLÍMAZONÁLIS VEGETÁCIÓ MEGHATÁROZÁSÁHOZ

TELEKI Balázs

7150 Bonyhád Fáy ltp. 16. 4/2., e-mail: teleki.balazs@gmail.com

**Kulcsszavak:** klímazonális vegetáció, löszflóra, növényföldrajz, Völgység, Tolnai-hegyhát

**Összefoglalás:** Ezen írásban növényföldrajzi adatokkal, speciális sztyepp-és erdősztyepp-jelleget mutató fajok együttes előfordulásával bizonyítjuk, hogy a Völgység és a Tolnai-hegyhát keleti felének klímazonális vegetációja a tatárjuharos lösztölgyes (*Aceri tatarici-Quercetum ZÓLYOMI 1957*), ezért e tájak egységesen kezelendők, és el kell különíteni őket a magasabb dombvidéki területektől. A legfontosabb bizonyító erejű fajok: *Euphorbia glareosa*, *E. seguieriana*, *Astragalus austriacus*, *A. onobrychis*, *Stipa capillata*, *Vinca herbacea*, *Echium italicum*, *Rapistrum perenne*, *Thalictrum minus*, *Taraxacum serotinum*.

## Bevezetés

A Völgység a Dél-Dunántúlon, Tolna megye déli és Baranya megye északi részén elhelyezkedő kistáj. A Völgység egészének területi lehatárolása problematikus, mivel természetes határait folyóvizeknél húzták meg, és kevésbé alapozták a geomorfológiára. Pedig ez utóbbiból jobban következnek az egyéb természetföldrajzi, így a biogeográfiai jellemzők is. A Völgység jelenlegi természetföldrajzi lehatárolása a következő: délen és keleten a Völgységi-patak, északon az Alsóhidas (Mucsi-Hidas)-patak, nyugaton pedig a Baranya-csatorna és a Kapos völgye a határ. Mivel a Völgységi-pataktól délre a Mecsek, keletre pedig a Szekszárdi-dombság következik, itt a Völgység jól elhatárolódik e másik két tájtól, főként azok jóval nagyobb tengerszint feletti magassága révén. Geomorfológiájuk, és a Mecseknél az alapkőzet is más. Viszont a Nyugat-Völgység igen nehezen különíthető el geomorfológiailag a Tolnai-hegyhát délnyugati részétől (ÁDÁM et al. 1981, MAROSI és SOMOGYI 1990). Ugyanígy az Alsóhidas-pataktól északra fekvő, már a Tolnai-Hegyháthoz sorolt területek sem válnak el geomorfológiában és tengerszint feletti magasságban a Völgység keleti felétől.

A Völgységre egységesen a lösz alapkőzet jellemző. Geomorfológiailag azonban kevésbé egységes; egy nagyobb átlagmagasságú, tagoltabb felszínű, magas reliefenergiájú, éles gerincekkel, és mély völgyekkel jellemezhető nyugati, és egy lankásabb, platósabb jellegű keleti részre osztható. Ez utóbbi területeken jellemzőek a platókba bevágódott, sokszor igen meredek oldalú löszvölgyek, ami a Mezőföld löszvidékeihez teszi hasonlóságot e tájat. A talajok humusztartalma nyugatról kelet felé fokozódik, így a barna erdőtalajok fokozatosan váltanak át először csernozjom-barna erdőtalajjává, majd mészlepedékes csernozjommá. Ez a kettősség az éghajlati adottságokban is megmutatkozik. Míg nyugaton az évi csapadékmennyiség 700–750 mm, addig a terület legkeletebbi részén már a 650 mm-t sem éri el (ÁDÁM et al. 1981). A terület éghajlatára általánosságban jellemző a szubmediterrán jelleg. Azonban itt is eltérés tapasztalható a nyugati és a keleti területek között. A szubmediterrán csapadékjárás típusa nyugati területeken az éveknek jóval több, mint 35%-ában fordul elő, keleten viszont 35% alatt marad. A sztyeppévek gyakorisága

viszont keleten megközelíti és meg is haladja a 10%-ot (BORHIDI 1961, 1981). A területen az évi csapadékmennyiség, és még inkább a klímaévek százalékos meghatározása igen problematikus, mivel a környéken csak Váralján, illetve Hőgyésznel van csapadékmérő meteorológiai állomás, innen származnak a több évtizedes adatsorok, viszont mindkét állomás jóval a 200 m tszf. magasság felett helyezkedik el. Ezért valószínűsíthetően az innen származó adatok magasabb éves csapadékszintről számolnak be, mintha az alacsonyabb területeken is lennének mérőállomások. Ezért kevésbé használhatóak. Emiatt nagy szükség van egyéb bizonyító erejű adatokra a terület természetföldrajzi hovatartozásának eldöntéséhez. A természetes vegetációt illetően ugyan korábbi munkák utalnak a tatárjuharos-lösztölgyes (*Aceri tatarici-Quercetum ZÓLYOMI* 1957) klímazonális jellegére (LEHMANN 1981), azonban a legújabb, határozottan növényteni, vegetációs szemléletű munkák ezt nem, vagy csak részben veszik figyelembe, a löszgyepeket csak mellékesen érintve (CSIKY és TÓTH 2008), illetve a Mecsekkel és a Szekszárdi-dombsággal együtt tárgyalva (MOLNÁR et al. 2008). A felsorolt határozott természetföldrajzi különbségeket alapul véve GYENIZSE (2001) is a táj kétarcúságát hangsúlyozza. A településhálózatban megmutatkozó különbségeket is erre vezeti vissza.

A Mezőföldet a jelenleg hivatalos tájhatárok szerint a Sió völgye választja el a Tolnai-hegyháttól (MAROSI-SOMOGYI 1990). Ez meglehetősen problematikus. Ugyanis e vonaltól nyugatra a mezőföldihez igen hasonló morfológiájú, széles és lapos löszhátak, széles völgyek helyezkednek el. Ezzel szemben a Tolnai-hegyhát magas reliefenergiájú, éles gerincekkel és szűk, meredek falú völgyekkel rendelkezik. ÁDÁM et al. (1981) is utal rá, hogy a Völgység keleti és nyugati fele geomorfológiai alapon élesen elkülönül egymástól, és az elkülönítést hozzánk hasonlóan teszi meg. A nyugati részre az előzőekben a Tolnai-hegyhát jellemzőiként megadott ismérveket írja, míg a keletre az általunk mezőföldi-típusúnak megadott jellemzőket adja meg. A Völgység így jellemzett keleti részét Bonyhádi-medencének nevezi. Emiatt a Völgységet nehéz egy egységes kistájként kezelni. Annál is inkább, mivel ÁDÁM et al. (1981) és LOVÁSZ (1977) szerint a Völgység észak-keleti határáként megjelölt Alsóhidas (Mucsi-hidas)-patak völgye igen szubjektív határvonal, mivel e vonaltól északra ugyanolyan geomorfológiájú terület húzódik, mint a déli oldalon (LOVÁSZ 1977). Ugyanis az Alsóhidas-pataktól észak-északkeletre a Tolnai-hegyhát, délre a Völgység húzódik MAROSI és SOMOGYI (1990) szerint. Ők az ilyen, és ehhez hasonló patakvölgyeket szerkezeti vonalnak tekintették, amelyek egymástól különálló szerkezeti egységeket különítenének el. Kérdés, hogy a kistajak határainak meghúzásakor miért éppen a mélyszerkezet volt fontos, és miért nem a táj morfológiája? Mi a patakvölgyeket nem tekintjük másnak, mint felszíni vizek árkaiknak, amelyek az eredetileg egységes geomorfológiai képződményeket (itt a jégkorszakban keletkezett löszhátakat) utólag elválasztották egymástól.

A fenti, természetföldrajzi-geomorfológiai tényezőkön túl szerettünk volna további szakmai érveket találni a táj kétarcúságának alátámasztására. Erre a flóra- és vegetációkutató választottuk. Ezen belül jellegzetes, zonális társulásokra jellemző karakter- illetve differenciális fajok keresésére és esetleges flóragrádiensek, fajcserek, illetve eltérő vegetációtípusok kimutatására tettünk kísérletet. Kíváncsiak voltunk arra, hogy mennyire látszik meg a fajkészleten a zárt erdei- és az erdőssztyepp-vegetáció átmenete. Kutatásainkat elsősorban a Völgység keleti felében és a Tolnai-hegyhát délkeleti részén végeztük, és ezen írásban beszámolunk több löszgyep- és sztyeppspecialista faj előfordulásáról.

### Irodalmi előzmények

Tolna megye löszös dombvidékeinek flóráját és vegetációját más tájegységekhez viszonyítva kevesen kutatták. KITAIBEL PÁL kétszer is járt a területen baranyai, illetve szlavóniai útja alkalmával (KITAIBEL 1799). A Völgység keleti felén Bonyhádvarasdról a tarka nőszirmot (*Iris variegata*), Majosról a kék atracélt (*Anchusa barrelieri*) mutatta ki. HOLLÓSNAK több adata van a Völgység keleti feléről is a Szekszárdi-dombság, illetve a Tolnai-hegyhát magasabb régióin kívül (HOLLÓS 1911). BARTAL (1910) a Szekszárdi-dombságról és a Sárközből szolgáltat adatokat. BOROS ÁDÁM kéziratos útinaplójában (BOROS 1922) és későbbi cikkében (BOROS 1938) közöl néhány adatot a környékről. HORVÁT (1942a,b) részletesen feldolgozza a Mecsek és környéke, illetve Külső-Somogy flóráját. Mindkét tanulmányában szolgáltat vidékünkéről adatokat, melyek részben saját adatok, másrészt egyéb szerzők (KISS, PILLICH lásd alább) hivatkozásai. Ő az, aki a Völgységet a ma hivatalosan Tolnai-hegyhátnak nevezett területtel (ÁDÁM et al. 1981, MAROSI és SOMOGYI 1990) azonosítja (HORVÁT 1942a). Ez geomorfológiailag és éghajlatilag is egységesebbnek tűnik, mint a jelenleg elfogadott (MAROSI és SOMOGYI 1990) Völgység. Ez utóbbinál ugyanis több természetföldrajzi jellemző (pl. domborzat, csapadék) nyugatról kelet felé erősen változik, így a természetes növénytakaró sem egységes. A legújabb történeti és néprajzi kutatások szerint a Völgység elnevezés eredetileg csak a terület nyugati, ma Baranyához tartozó részére vonatkozott (MÁTÉ 2008). PRISZTER és BORHIDI (1967) a Tolnai-hegyhát magasabb régióiból (Högyész) közölnek adatot, míg FARKAS (1990, 1999) munkája a védett fajokra korlátozódik. A Tolnai-hegyhátnak a Mezőfölddel és Külső-Somogygal határos nyugati régióiból újabban CSIKY (2006) szolgáltat adatokat. PURGER (2002, 2008) a Baranyai-Geresdi- és Szekszárdi-dombságról közöl új előfordulásokat. KIRÁLY (1998, 2006) ad értékes ismereteket Külső-Somogy keleti és a Völgység nyugati felének löszflórájához. Itt külön kiemelendő az országosan ritka *Nepeta nuda*, mint Aceri-Quercion-faj (SIMON et al. 2000) megtalálása Dombóvár mellett, és a *Veronica austriaca* spp. *teucrium* közlése.

A Völgység keleti, és a Tolnai-hegyhát délkeleti részéről KITAIBEL, HORVÁT és HOLLÓS fent említett művei óta alig van információnk. Azóta TÓTH (2000, 2002) szolgáltatott néhány adatot a területről. A *Cirsium boujartii* újrafelfedezésekor néhány populációját e területen is megtalálták (CSIKY et al. 2005). Legutóbb TELEKI (2009) írt rövid jellemzést a vidék löszflórájáról. Ott a fajok csoportosítása döntően az élőhelyek degradáltságához való viszony szerint történt, ősi löszvegetációhoz és parlagterületekhez, illetve legeltetett területekhez kötődő fajok leírásával. Ezen írás az előbbi cikk folytatása, azonban a fajokat ezúttal növényföldrajzi és cönológiai preferenciájuk szempontjából jellemezzük.

A vidéken meglévő flóragrádiensre már HORVÁT ADOLF OLIVÉR utal, aki Högyész magasságában húzta meg az általa Mecsekicumnak (ma Sopianicum) nevezett flórajárás határát (HORVÁT 1942a). Ő elsősorban az erdei flórán végezte vizsgálatait. Főleg az illatos hunyor (*Helleborus odorus*) összefüggő előfordulási adatainak szigetszerűvé válásában figyelte meg a szubmediterrán hatás csökkenését és a kontinentalitás növekedését. Ez tehát egy észak-déli flóragrádiensre utal. A Pannonicum és a Praeillyricum flóraidékének kapcsolatáról először BOROS (1928) értekezik. A Praeillyricum és az Eupannonicum határvonalának általában még ma is a Sió vonalát tekintik (pl. BORHIDI 2003, CSIKY 2006), HORVÁT műveit alapul véve (HORVÁT 1939, 1942b, c). Ezt a határvonalat több szempontból is hibásnak érezzük. A vonal meghúzása valószínűleg az akkori természet-

földrajzi megállapítások (PRINZ 1914) automatikus átvétele alapján történt, mivel a Siótól nyugatra fekvő löszhátokról igen kevés florisztikai adat állt rendelkezésre. Az egyik e területre akkor (és gyakorlatilag azóta is) rendelkezésre álló forrás KISS (1880) írása, aki Sárszentlőrinc, Kiszszékely és Varsád környékének flórájáról ad hírt. Ő a Mezőföldre jellemző, jellegzetes sztyepp- és erdőssztyepp-fajok előfordulására utal (*Viola ambigua*, *Reseda inodora*, *Ajuga laxmanni*, *Vinca herbacea*, *Inula germanica*, *Amygdalus nana*). PILLICH (1927) írta le Simontornya és Pálfa környékének flóráját, többek között a *Phlomis tuberosa* pálfai említésével (itt LENDVAI GÁBOR is látott többet 1998-ban szóbeli közlése szerint). E régi florisztikai adatok alapján kirajzolódó képet megerősíti JAKUCS (1974) is, aki a Dél-Dunántúl potenciális vegetációját ábrázoló térképén tatarjuharos-lösztölgyest (*Aceri tatarici-Quercetum* ZÓLYOMI 1957) jelöl a Tolnai-hegyhát keleti felére. Tehát az nem vitatható, hogy e területen megvalósul a zárt erdő és az erdőssztyepp-vegetáció átmenete. PURGER és CSIKY (2007) számos löszflórára jellemző faj legdélibb előfordulási határáról ír.

Nemrég elkészült Magyarország új, vegetációs alapú tájbeosztása több terepbotanikus közreműködésével (MOLNÁR et al. 2008). E térkép a növényzet jellege alapján vegetációs tájakra osztja fel az országot középtáji léptékben. E felosztás az esetek többségében sokkal részletesebb, pontosabb és precízebb, mint MAROSI és SOMOGYI (1990) munkája. Azonban a Völgységet illetően nem él ez a megállapítás. Azon túl, hogy nem különítik el a Völgység keleti felét a nyugatitól, ahogyan az szükséges lenne, hozzácsatolják a Mecsekhez és a Szekszárdi-dombsághoz, lényegében a HORVÁT (1939, 1942a) szerinti Mecsekicumnak (ma Sopianicum) megfelelően. Ezen írásban számos sztyeppfaj sokszor gyakori előfordulásával támasztjuk alá e felosztás hibás voltát.

## Anyag és módszer

### A vizsgált terület

A vizsgálatba bevont terület lehatárolásának legfőbb szempontja a geomorfológia, a tengerszint feletti magasság, illetve az alapkőzet volt. A Völgységre és a Tolnai-hegyháttra a lösz alapkőzet a jellemző (MAROSI és SOMOGYI 1990). E tájak keleti részének geomorfológiája igen hasonló a Mezőföld löszterületeihez: lankás, 200 m alatti löszplatókból, és az ezekbe bevágódott löszvölgyekből állnak. A platókat azok kiváló csernozjom talaja miatt szinte kivétel nélkül beszántották, így néhány kivételtől eltekintve csak a löszvölgyek meredek oldalán maradhatott meg az eredetihez közeli löszvegetáció.

A vizsgált terület határa nyugaton Tevel, Nagyvejke, Kisvejke, Izmény, Györe községek határában húzódik a Mecsek lábáig. Délen a Mecsek előhegyei, délkeleten a Geresdi-dombság, keleten pedig a Szekszárdi-dombság képezik a határt 200 m feletti vonulataikkal. Észak-keleten a Sió völgye a határ, mivel ettől keletre már a Tengelici-homokvidék található, ahol jelentős részben homok az alapkőzet. Északon (kapacitásbeli korlátok miatt) Varsád és Kistormás vonaláig végeztünk vizsgálatokat (1. ábra). A fenti területen 2000 óta folytattunk florisztikai kutatásokat.

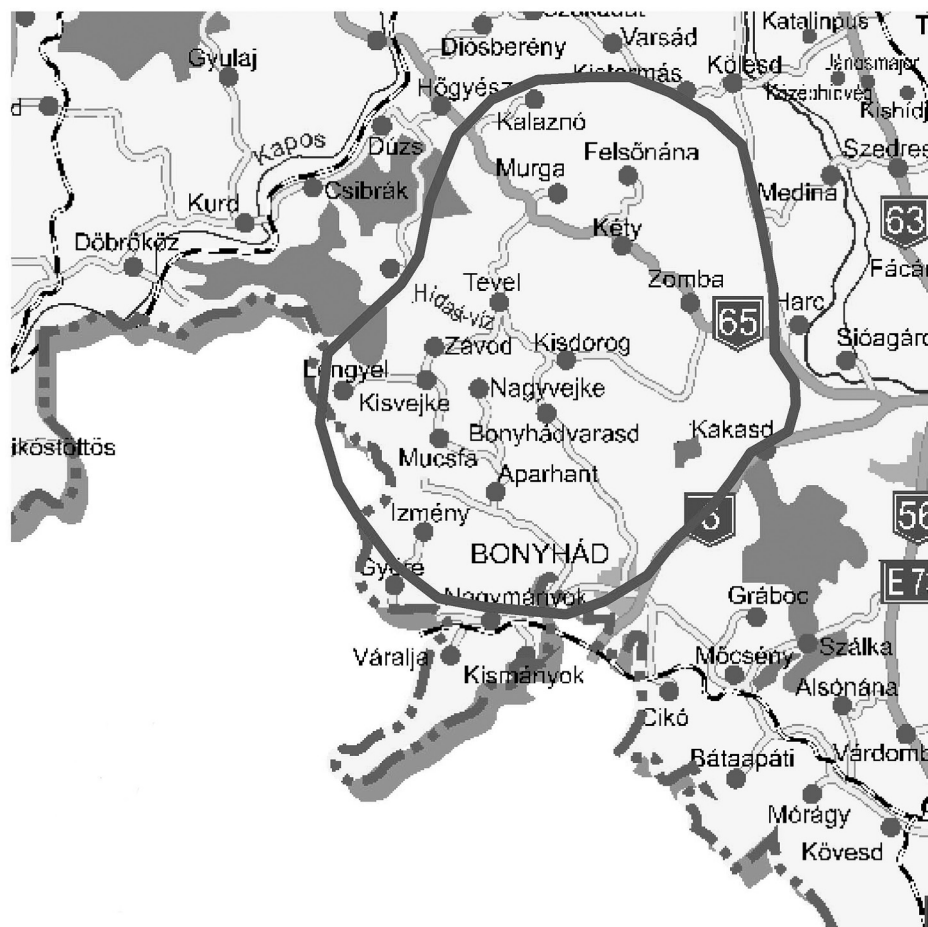


1. ábra A Völgyész és a Tolnai-hegyhát elhelyezkedése és a táján értelmezett Sopianicum flórajárás határa (Forrás: HHTP1).

Figure 1. The geographical situation of the Völgyész and Tolnai-hegyhát and the border of Sopianicum (Source: HHTP1)

A konkrét vizsgálati helyszínek a következők voltak: Kéty: Hidas-patak völgye, temető melletti gyepfolt; Kisdorog: Tilos, cserjés, Legelő, juhéi úti mezsgye; Juhépuszta: óparlag, Ódánypuszta mellett cserjés lejtő; Tabód: Torda-hegy; Bonyhádvarasd: Kút-völgy környéke, akácos legelő, műút menti domboldal, Nagy-legelő; Felsőnána: lösz-völgy oldala; Nagytormás és a Hidas-patak közti gerinc-; Tevel: Úri-völgy, Disznólegelő; Aparhant: varasdi-úti mezsgye, izményi-úti mezsgye, Varasdi úti legelő, Vendel kápolna környéke; Mucsfa: Új-völgy, és a falutól délnyugatra lévő cserjések és gyepek; Kisveje: Hideg-kút-dűlő; Izmény: Legelő-szántók; Majos: Kőküti-dűlő; Bonyhászerdahely:

Felhagyott gyümölcsös, löszgyep a Völgységi-patak völgyében; Kakasd: széptölgyesi löszgyep-cserjés mozaik a Völgységi-patak völgyében, Mocsaras réttel szemközti domboldal, Zombai úti dűlő környéke; löszgyep Zomba és Harc között a 65-ös út mellett (2. ábra).



2. ábra A vizsgálati terület és környékének települései (Forrás: HTTP2).

Figure 2. The investigated area and the surrounding settlements (Source: HTTP2)

A nevek forrásai: VÉGH et al. (1981), 1: 25000 Gauss-Krüger topográfiai térkép (1987). Ahol az elnevezést kisbetűvel írtuk, azon helynek nincs ismert földrajzi neve, így ez csak földrajzi köznévként számít. A fenti helyszínek a vizsgálati területen megközelítőleg egyenletesen helyezkednek el, és a területen lévő gyepes és cserjések 80%-át teszik ki. E területek jórészt, a Mezőföldhöz hasonlóan (HORVÁTH 2000a) egymástól izolált löszvölgyekben találhatók.

## A kutatások módszere

A terepi adatgyűjtés döntően florisztikai mintavétellel történt, amelynél az egyes mintavételi helyekről igyekeztünk teljeskörű fajlistákat összeállítani. Ezek közül mellékeljük a legtipikusabbakat az Eredmények fejezet végén, a fontosabb fajokra szorítkozva. A terepbejárások során minden fent említett helyszínt megvizsgáltunk legalább egyszer valamennyi aspektusban.

A növényhatározást SIMON (2000) és KIRÁLY (2009) alapján végeztük. A fajok magyar és tudományos nevét SIMON (2000) alapján közöljük. A területek múltjára vonatkozóan az I. és II. Katonai felmérés térképlapjairól szereztünk információkat. Ezek közül a II. Katonai felmérés bizonyult csak használhatónak, mivel az I. a kisebb élőhelyfoltokat nem ábrázolta, csak a nagy, homogén területeket.

## Eredmények

A következőkben néhány jellegzetes növényföldrajzi karakterű faj előfordulási adatait és jellemzését adjuk meg.

**Magyar kutyatej — *Euphorbia glareosa* Pall.:** Aparhant: Varasdi-úti legelő, varasdi-úti mezsgye; Bonyhádvarasd: Tsz major melletti mezsgye, Kút-völgy menti löszgyepfoltok, akácós legelő, műút melletti domboldal; Felsőnána: löszvölgy oldala; Nagytormás és a Hidas-patak közti gerinc löszgyepi (TÓTH ISTVÁN ZSOLT és TELEKI BALÁZS közös adata); Kisdorog: Tilos, juhéi úti mezsgye; Ódánypuszta melletti cserjés lejtő; Kéty: Hidas-patak völgye löszgyepi, temető melletti gyepfolt; löszgyep Zomba és Harc között a 65-ös út mellett. Valamennyi területen nagy számban van jelen, sok helyen domináns (pl. Hidas-patak völgye). HOLLÓS (1911) a közeli Szekszárdi-dombságról jelzi. Először KITAIBEL (1799) említi a Dél-Dunántúlon Szigetvárnál, majd HORVÁT (1977) a Baranyai-dombságon, Bár mellett. Újabban PURGER DRAGICA is megtalálta a Baranyai-dombságon, ahol igen ritkának tartja (PURGER, ex verbis). Ezzel szemben a mi tájunkon szinte gyakran tekinthető, előző cikkünk óta számos új adata előkerült, de valószínűleg az ősi löszgyeppekhez kötődik (TELEKI 2009). Érdekes, hogy a terület nyugati szélén, Tevel, Kisvejke és Izmény környékén, illetve keleten Kakasd és Bonyhádszerdahely vidékén hiányzik. Ez talán magyarázható azzal, hogy mindkét terület igen közel van a szomszédos dombvidéki területek zárt erdőtümbjeihez. Nyugaton a Tolnai-hegyhát és Nyugat-Völgyesség, keleten pedig a Szekszárdi-dombság található. Ezt megerősíti az is, hogy a terület északkeleti részén található Hidas-patak völgyében, ami már a Mezőfölddel érintkezik, megtalálható a faj, sőt sokszor domináns a gyepben. E növényt már ZÓLYOMI (1958) *Salvio* (nutatis-nemorosae)-*Festucetum sulcatae* pannonicum karakterfajnak tartotta. Bár SIMON et al. (2000) pannon-balkáni fajként említi, LENDVAI vizsgálatai szerint a keleti klímazonális (ukrán, orosz) sztyeppekre jellemző alaktól nem különíthető el (LENDVAI ex verbis).

**Közöségés borkóró — *Thalictrum minus* L:** Aparhant: Varasdi-úti legelőn néhány tő; Bonyhádvarasd: Kút-völgy környéke, műút menti domboldal; Kisdorog: Tilos, cserjés, legelő; Nagytormás és a Hidas-patak közti gerincen, nyugati ostorfa (*Celtis occidentalis*) által dominált egykori lösztölgyesben néhány tő (TÓTH ISTVÁN ZSOLT és TELEKI BALÁZS közös adata); Zomba és Harc között, a 65-ös út közelében lévő löszgyepben (TÓTH

ISTVÁN ZSOLT és TELEKI BALÁZS közös adata). E faj már jóval ritkább az előzőnél. PURGER (2002) egy aktuális előfordulását említi a Baranyai-dombságon (Liptód). A Szekszárdi-dombságon sokáig csak történeti adatai voltak (HOLLÓS 1911). Viszont a szerző és SIKLÓSI MÁTÉ 2000-ben megfigyelte a Bonyhádroz tartozó Hónigpuszta feletti cseres-tölgyesben. Ez a Szekszárdi-dombságra megerősített adat. KISS (1880) találta Kísszékely mellett és PILLICH (1927) Simontornyánál. Ezt HORVÁTH (2000b) megerősítette. E két területet HORVÁT (1942a) a Völgységhez sorolta, ma a Tolnai-hegyhához tartoznak. E faj talán kevésbé kötődik kizárólag a száraz löszgyepekhez, van egy erdőssztyepp-karaktere, már ZÓLYOMI (1958) *Quercetalia pubescenti-petraea* fajnak tartja, amit SIMON et al. (2000) is megerősít. Azonban több kutató terepi megfigyelése szerint az ősi löszgyepekhez hűségesen kötődő fajról van szó (CSATHÓ 2008, ILLYÉS és BÖLÖNI 2007), és BORHIDI legújabb növénytársulástani összefoglalójában már egyértelműen *Salvio-Festucetum rupicolae* karakterfajnak tartja (BORHIDI 2003).

**Heverő csüdfű — *Astragalus austriacus* Jacq.:** Bonyhádszerdahely: Völgységi-patak völgye, nyugati kitétségű lejtő löszgyepében néhány tő. KISS (1880) óta, aki a terület északkeleti részén találta, és gyeper domboldalakon gyakorinak írja, alig láttuk irodalmi említését a Dél-Dunántúlról. Egy kivétel SZABÓ et al. (2003), aki Külső-Somogy északkeleti, Mezőfölddel érintkező részéről, a Jaba völgyéből említi. KIRÁLY (2009) a Dél-Dunántúlon szórványosnak írja. PURGER (2002 és 2008), illetve PURGER és CSIKY (2007) publikációiban nem szerepel. HORVÁTH (2000a) viszont a Mezőföldön gyakorinak tartja. BORHIDI (2003) *Salvio-Festucetum rupicolae* karakterfajnak írja. SIMON et al. (2000) pedig eurázsiai–kontinentális flóraelemnek tartja. E faj egyike azoknak, amelyeket JACQUIN írt le a Bécsi-medencéből, és attól nyugatra, például Németországban már nem fordul elő (BOROS 1958).

**Zászlós csüdfű – *Astragalus onobrichys* L.:** E fajt azért tartottuk fontosnak megemlíteni, mert a mi területünkön ugyan még sokfelé előfordul, de dél felé már nagyon megritkul. PURGER és CSIKY (2007) szerint Baranyában éri el elterjedésének déli határát. Először HORVÁT (1942a) jelzi a Mecsek és környékéről, majd egészen PURGER (2008) cikkéig nem említik a környékről. Ő a Geresdi-dombság területén Fazekasbodáról hoz egy megerősített adatot, és először említi a Baranyai dombságról. Mi Nagytormás és a Hidas-patak völgye közti gerinc nyugati kitétségű löszgyepében találtuk a legnagyobb mennyiségben, ahol fáciesképző *Stipa capillata* és *Euphorbia glareosa* társaságában, amelyek dominánsak a gyeperben.

**Kunkorgó árvalányhaj — *Stipa capillata* L.:** E növény tipikus példája az észak-déli irányú fokozatosan ritkuló előfordulással jellemezhető fajoknak. A Mezőföldön még gyakori és általánosan elterjedt taxon (HORVÁTH 2000a). Mi a vizsgálati területünk északkeleti részén, a Mezőfölddel érintkező Hidas-patak völgyének nyugati és északi kitétségű löszgyepeiben állományalkotó és gyakori növényként regisztráltuk. Ettől délre csak két kisebb foltban találtuk: Kisdorog: Legelő: a házak feletti felsőkert (Hochstell) végében, déli kitétségű meredek lejtőn; Kakasd-széptölgyes: beakácósított löszgyep, nyugati kitétségekben. Itt egy foltban van jelen, de monodomináns. A Baranyai-dombságról egyelőre nincs adata. Viszont PURGER és CSIKY (2007) megtalálta a Horvátországhoz csatolt Drávaszögben található Báni-hegyen. SIMON et al. (2000) eurázsiai elterjedésű taxonnak írja.

**Pusztai meténg — *Vinca herbacea* Waldst. et Kit.:** Egyetlen helyen találtuk: Kéty: Hidas-patak völgye, délkeleti kitétségű oldalon, spontán (valószínűleg tatárjuharos lösz-

tölgyes helyén) kialakult ostorfás szegélygyepében. Kiemelendő kísérőfaja itt az *Euphorbia glareosa*. Vizsgálati területünk közelében először HOLLÓS (1911) jelzi a Szekszárdi-dombságról a csatári dombokon. A Szekszárdi-dombságon FARKAS (1999) is megerősíti. A Völgységből és a Tolnai-hegyhát déli részéről eddig nem jelezték. CSIKY (2006) a Tolnai-hegyhát északnyugati részéről említi. A Baranyai- és a Geresdi-dombságról nem rendelkezünk adattal. FARKAS (1999) még két biztos előfordulását említi a Dél-Dunántúlon: a Mecsekből és a Villányi-hegységből 2–2 adatot. Területünkön a magyar kutyatejjele való együttes előfordulása a *Salvia nemorosae* – *Festucetum rupicolae* ZÓLYOMI ex Soó 1964 társulás jelenlétére utal. BORHIDI (2003) egyértelműen e társulás karakterfajának tartja.

**Magas kigyószisz — *Echium italicum* L.:** Tevel: Disznólegelő, Kisdorog: Juhépuszta; Hidas-patak völgye melletti lejtőn, óparlagon; Kéty: Hidas-patak völgye: fenyérfüves legelő; Kisdorog: Legelő. Ezen kívül megtaláltuk a Tolnai-hegyhát magasabb régiójában, Hőgyész mellett löszgyepben, és a mellette lévő néhány éves parlagon, ahol tömeges. Először KISS (1880) jelzi a Tolnai-hegyháton Sárszentlőrinc és Kisszékely környékéről. HORVÁT (1942a) ezt nem erősíti meg. HOLLÓS (1911) a Szekszárdi-dombságról közli. PURGER (2002, 2008) nem említi egyik publikációjában sem. KEVEY BALÁZS szóbeli közlése szerint megfigyelte a Baranyai-dombságon, Nagyárpádnál. CSIKY JÁNOS pedig a Dráva-síkon figyelte meg többfelé (CSIKY, ex verbis), ami viszont már kontinentálisabb jellegű, hiszen az Eupannonicumhoz (azon belül a Titelicumhoz) tartozik (HORVÁT 1942a). Saját tereptapasztalataink szerint a Mezőföldön többfelé előfordul, bár HORVÁTH (2000a) e fajról nem ír jellemzést. KIRÁLY (2009) országosan ritka, és a Nyugat-Dunántúlon már kipusztult fajként jellemzi. TELEKI (2009) említi a területről, a parlagokra jellemző fajok között. Itt meg kell említeni az ottani írást kiegészítendő, hogy tapasztalataink szerint e faj mindenképpen kötődik az ősi löszgyeppekhez oly módon, hogy azok táji környezetében fordul elő. Hasonló volt a tapasztalata CsATHÓnak is, aki az elsődleges területeken és azok közelében előforduló fajnak tartja a Felső-Bácskában (CSATHÓ 2008). Az ősgyeppek valószínűleg propagulum-forrásként szolgálnak a számára. Azonban tapasztalataink szerint parlagokon sokkal nagyobb borítással van jelen. Érdekes e faj esetében, hogy az Alsóhidas-pataktól délre nincs adata a területről, tehát a hivatalosan elfogadott Tolnai-hegyhát déli határát nem lépi át. Ezután egy nagy hézag következik, és csak a Baranyai-dombságon, Nagyárpádnál ismerjük a legközelebbi előfordulását. SIMON et al. (2000) a szubmediterrán karakter mellett erős sztyeppjellegét is kihangsúlyozza e fajnak a közép-ázsiai jelzővel (szmed-köz.-á). Mindenesetre az, hogy a Mecsekben és a Villányi-hegységben nincs adata, nem a szubmediterrán jelleget erősíti.

**Pusztai kutyatej — *Euphorbia seguierana* Neck.:** Vizsgálati területünkön többfelé előforduló faj. CSATHÓ (2008) elsődlegességre utaló fajnak írja a Csanádi-háton, és Felső-Bácskában nem említi. Szintén a faj elsődleges jellegére enged következtetni az, hogy leégett feketefenyvesek helyére tíz év elteltével sem tudott visszatelepülni a környező dolomitvegetációból (TAMÁS 2001). PURGER et al. (2008) a Baranyai-dombságon előforduló értékes pusztai elemek között tartja számon, amely délebbre már nem fordul elő. KIRÁLY (2009) országszerte szórványosnak írja, csak a Középhegységben tartja gyakorinak.

**Kései pitypang — *Taraxacum serotinum* (W. et K.) Poir.:** E fajt már ZÓLYOMI *Salvia-Festucetum* karakterfajnak írja le (ZÓLYOMI 1958). A területen néhány mintahely kivételével mindenhol előfordul, még a legnyugatibb, kisvejkei területen is. SIMON et al. (2000) pontusi -pannon fajnak tartja. PURGER (2008) is több helyen említi a Baranyai-dombság

területén. Természetes elterjedési területén való gyakorisága valószínűleg pionír stratégiai-ájának köszönhető, mivel a csupasz löszfelszíneken hamar meg tud telepedni (MOLNÁR és BOKROS 1996). Viszont ki kell hangsúlyozni, hogy az előző fajhoz hasonlóan csak olyan helyeken tud megjelenni, ahol a közelben vannak jó állapotú löszgyepek. Több alföldi területen pedig igen ritkának számít (CSATHÓ 2005, ILLYÉS és BÖLÖNI 2007).

**Rekenyő — *Rapistrum perenne* (L.) All.:** Legutóbbi közlése (TELEKI 2009) óta a következő két helyen sikerült megtalálni: Kisdorog: Tilos; Nagytormás és a Hidas-patak közti gerinc. SIMON et al. (2000) pontusi-mediterrán fajként jellemzi. PURGER (2002) a Baryantai-dombságról hét adatát említi. HOLLÓS (1911) óta viszont a Szekszárdi-dombságról nem jelezték. CSATHÓ (2005) csak három helyen találta a Csanádi-háton, Felső-Bácskában is ritkának tartja (CSATHÓ 2008). KIRÁLY (2009) a Nyugat-Dunántúlon és a Kisalföldön ritkának tartja, míg másutt szórványosnak.

### Néhány terület fajlistája a tárgyalt fajokkal és fontosabb kísérőfajaikkal

1. Aparhant, Vendel-kápolna feletti lejtő. Kitejttség.: NY-D-NY, alapkőzet: lösz. Kistáj: Völgység, dátum: 2009. 06. 05. Á-NÉR kód: H5a

<i>Festuca rupicola</i>	<i>Pseudolysimachion spicatum</i>
<i>Bothriochloa ischaemum</i>	<i>Cirsium boujarti</i>
<i>Crypsogon gryllus</i>	<i>Rapistrum perenne</i>
<i>Poa angustifolia</i>	<i>Seseli annuum</i>
<i>Euphorbia glareosa</i>	<i>Onobrychis arenaria</i>
<i>Taraxacum serotinum</i>	<i>Medicago falcata</i>
<i>Galium verum</i>	<i>Salvia nemorosa</i>
<i>Hieratium umbellatum</i>	<i>Thalictrum minus</i>
<i>Filipendula vulgaris</i>	<i>Pimpinella saxifraga</i>
<i>Plantago media</i>	<i>Asperula cynanchica</i>
<i>Astragalus onobrychis</i>	<i>Inula salicina</i> ssp. <i>aspera</i>
<i>Briza media</i>	<i>Vincetoxicum hirundinaria</i>

2. Bonyhádvarasd, Kút-völgy közelében, a Kisdorog felé a löszplatón keresztülveze-tő földút mellett, két fészület körül meghagyott gyepek kb. 400 m<sup>2</sup>-en. Plakor helyzet a löszplató tetején. Alapkőzet: lösz. Kistáj: Völgység, dátum: 2009. 06. 02. Á-NÉR kód: H5a

<i>Festuca rupicola</i>	<i>Centaurea spinulosa</i>
<i>Cynodon dactylon</i>	<i>Achillea pannonica</i>
<i>Poa angustifolia</i>	<i>Fragaria viridis</i>
<i>Euphorbia glareosa</i>	<i>Bothriochloa ischaemum</i>
<i>Euphorbia seguierana</i>	<i>Galium verum</i>
<i>Taraxacum serotinum</i>	<i>Medicago falcata</i>
<i>Thalictrum minus</i>	<i>Falcaria vulgaris</i>
<i>Erysimum odoratum</i>	<i>Stachys recta</i>
<i>Salvia nemorosa</i>	

3. Kisdorog, Tilos. Kitéts.: K-É-K. Alapközet: lösz, Kistáj: Tolnai-hegyhát, dátum: 2009. 06. 03. Á-NÉR kód: H4

*Brachypodium pinnatum*

*Festuca rupicola*

*Thalictrum minus*

*Filipendula vulgaris*

*Euphorbia glareosa*

*Tanacetum corymbosum*

*Trifolium alpestre*

*Trifolium medium*

*Pseudolysimachion spicatum*

*Adonis vernalis*

*Rapistrum perenne*

*Theucrium chamaedris*

*Senecio jacobaea*

*Galium glaucum*

*Viola hirta*

*Carex michelii*

*Prunella laciniata*

### Megvitatás

A florisztikai kutatások eredményeként sikerült több olyan fajt találni, amelyek együttes előfordulása határozottan a táj erdőssztyepp-jellegére utal. Közülük néhány a *Salvio nemorosae-Festucetum rupicolae* ZÓLYOMI ex Soó 1964 társulás karakterfaja (pl. *Euphorbia glareosa*, *Thalictrum minus*, *Vinca herbacea*, *Astragalus austriacus*). Külön kiemelendő ezek közül az *Euphorbia glareosa*, amely faj e területen már gyakorinak számít, szemben az innen délre fekvő Baranyai-dombsággal, ahol igen ritka, és Aparhanttól nyugatra, ahol a 200 m-t meghaladja a tengerszint feletti magasság, már nem fordul elő. E faj sztyeppjellegét bizonyítja, hogy a löszgyepeken (*Salvio nemorosae-Festucetum rupicolae* ZÓLYOMI ex Soó 1964 és *Euphorbia pannonicum-Brachypodium pinnatum* HORVÁTH 2000) és esetleg tatárjuharos lösztölgyesen (*Aceri tatarici-Quercetum* ZÓLYOMI 1957) kívül csak a pusztafüves lejtőssztyeppretn (*Cleistogeni-Festucetum sulcatae* ZÓLYOMI 1958) fordul elő a Dunántúli-középhegységben, olyan sztyeppfajok, mint a *Sternbergia colchiciflora* társaságában. Ez utóbbi társulás egyike a sztyeppzóna hegy- és dombvidéki képviselőinek (FEKETE et al 1997), és a Villányi-hegységben található szubmediterrán változatát többek között a magyar kutyatej hiánya is elkülöníti a kontinentális középhegységitől (BORHIDI 2003). Lösz alapközetben és 200 m alatt e faj jelenléte viszont az előző két löszgyeptársulás (erdő esetében lösztölgyes) jelenlétére utalhat. A mi területünkön minden esetben 200 m alatti lösz alapközetű gyepekből került elő. Egy esetben (Kisdorog: Tilos) fordult elő a *Brachypodium*-os változatban, keleti kitétségekben. Az esetek többségében nyugati vagy déli oldalon *Festuca* fajok domináltak gyepekben él. Több esetben találtuk a löszplató tetején, plakor helyzetben is: Aparhant: varasdi-úti mezsgye, Kisdorog: juhéi úti mezsgye, Bonyhádvarasd: Tsz-major melletti mezsgye, Kút-völgy környéki löszgyepfoltok. A plakor helyzetben való előfordulás mindenképpen a *Salvio-Festucetum* típusú löszgyeptársulás, és az ezzel mozaikoló tatárjuharos lösztölgyes zonális voltára utal a Völgyesség keleti felében, ellentétben az eddigi megállapításokkal (MOLNÁR et al. 2008, CSIKY és TÓTH 2008).

Ez utóbbi vegetációs alapú tájbeosztások nem vették figyelembe a Völgyesség keleti felének jelentősen eltérő, (már az eddigi földrajzi szakirodalomban (LEHMANN 1981) is jelzett) kontinentálisabb jellegét. Azonban akkor még szinte semmilyen florisztikai és vegetációs adat nem állt rendelkezésre a Völgyesség keleti feléből. Így jellegzetes sztyepp-

fajok jelenlétéről még nem tudhattak. Azonban ellentmondásos, hogy (MOLNÁR et al. 2008) munkájukban megemlítik, miszerint törekedtek arra, hogy folyóvölgy ne legyen határ, „hiszen a folyók inkább összekötnek, mint elválasztanak”. Ehhez képest ebben az esetben még csak nem is egy folyót, hanem egy patakot (Mucsi-Hidas vagy más néven Alsóhidas-patak) jelöltek ki (pontosabban hagytak meg) határnak a Tolnai-dombság (régbben Tolnai-hegyhát) és a Völgység között. Tehát a Völgység esetében teljes mértékben alkalmazkodtak a régóta meghaladott MAROSI és SOMOGYI (1990)-féle határokhoz. Egységes kistájként kezelték, és így csatolták hozzá a Mecsekhez, illetve a Szekszárdi-dombsághoz, egy középtájat képezve. Írják, hogy a folyóvölgyeket a nagyobb folyók esetében önálló tájként kezelték, a kisebbeknél pedig valamelyik tájhoz hozzácsatolták. Lehet, hogy itt is ez utóbbi történt, de ez a mellékelt térkép alapján nem állapítható meg teljes bizonyossággal. Ha igen, akkor milyen objektív szempont szerint került az egyik vagy másik tájhoz? Ebben az esetben mi képezi a határt? A határnak egy vegetációs tájbeosztásnál természetesen vegetációs alapúnak kell lennie. Jelen dolgozatban bebizonyítottuk, hogy itt semmilyen vegetációs határ nincsen a két terület között. A természetközeli vegetációt mindkét oldalon a magyar kutyatej (*Euphorbia glareosa*) által jellemezhető löszgyepek (H5a (FEKETE et al 1997), *Salvia nemorosae*-*Festucetum rupicolae* ZÓLYOMI ex Soó 1964) képviselik. Ezek helyén eredetileg tatárjuharos-lösztölgyesek (*Aceri tatarici*-*Quercetum* ZÓLYOMI 1957) lehettek, hiszen ahogy a Kárpát-medence nagy részén, valószínűleg itt is e társulás a klímazonális (ZÓLYOMI 1957). Történeti térképek tanúsítják, hogy a magyar kutyatej élőhelyei e tájban igen ősi gyepek (TELEKI 2009). CSATHÓ (2008) megállapításai pedig azt támasztják alá, hogy e faj mezsgyéken való megléte azok elsődlegességére utal. Élőhelyeinek ősisége is megerősíti, hogy jelenléte nem másodlagos, hanem az eredeti zonális löszvegetáció maradványa. E növény előfordulása azért nagyon fontos e gyepekben, mivel sokszor egyedül képviseli az elsődleges lösznövényzet fajait. Itt az elsődlegest nem a parlagokhoz, hanem a zárt erdőkhöz képest értjük.

Például a *Taraxacum serotinum*ot magunk is többször megfigyeltük a Tolnai-hegyhát zárt tölgyerdő övében, de még az erdőössztyepp-területhez közel, amint a földesutak csupasz löszfelszínén megtelepszik. E növényt széllel gyorsan terjedő termése is segítheti a megtelepedésben. Ez utal arra is, hogy miért vezethet felre akár több, előzőleg tipikus *Salvia*-*Festucetum* karakterfajnak leírt növény előfordulása egyébként másodlagos gyepp-állományokban. Megfigyeléseink szerint a *Chamaecytisus austriacus* is sokszor előfordul zárt erdei tájban, valamint idősebb parlagokon, és sok esetben inkább erdőszegély fajnak tűnik, például a Mecsekben. Pedig e fajt már ZÓLYOMI (1958) *Salvia*-*Festucetum* karakterfajnak írja. Ezért a csupán ilyen fajokból álló, akármilyen precíz cönológiai felvétel készítése is félrevezető lehet. Ezért tartottuk fontosnak inkább kevesebb, de jellegzetes sztyepei elterjedést mutató fajra koncentrálni, és azok előfordulási gyakoriságát is figyelembe venni. Ha egy ilyen faj gyakori, akkor az élőhelyét szolgáló potenciális vegetációtípus is jellemzője kell, hogy legyen a tájnak. Hiába készítünk löszgyepre vonatkozó cönológiai felvételt, ha ott egyébként egy erdő, a tatárjuharos lösztölgyes lenne a potenciális klímazonális vegetációtípus. Ennek felvételezésére úgyis más lépték szükséges. Ezért a cönológiaiánál sokkal alkalmazhatóbbnak tartottuk a növényföldrajzi vizsgálat módszerét a potenciális klímazonális vegetációtípus meghatározásához. A magyar kutyatej egy lassú terjedésű faj, ezért jelenléte jól indikálhatja az eredeti vegetációt. Persze extrazonális helyzetben előfordulhat a zárt erdőzónán belül is, mint azt a fenti *Cleistogeni*-*Festucetum* társulás esete mutatja. Azonban 200 m alatt, plakor helyzetben mindenképpen klímazo-

nális vegetációra utal. Ezek alapján elterjedési határa jelezheti a klímazonális lösz erdősztyepp-vegetáció határát az erdőzóna irányába, tekintettel következetes, gyakori megjelenésére az ősi löszgyepekben a degradáltság ellenére is. Ez elsősorban a Dunántúlon működhet, mivel a Dunától keletre e faj már jóval ritkább (nem növényföldrajzi okokból, hanem a löszgyepek szántóvá alakítása miatt) (CSATHÓ 2005, 2008). Délről északra történő egyre gyakoribb előfordulása a Dél-Dunántúlon alátámasztja a kontinentális hatás ez irányba történő erősödését.

Az elsődleges löszvegetációt jelző fajok közé sorolható még az *Astragalus austriacus* is, viszont eseti előfordulása miatt nem alkalmas a klímazonális erdősztyepp-vegetáció elterjedési határának meghúzásához. A *Stipa capillata* elterjedése viszont szintén határozott növekedést mutat délről észak felé. A Baranyai-dombságon még teljesen hiányzik, a Völgység keleti felében foltszerűen megjelenik, a Tolnai-hegyhát délkeleti részén viszont már gyakorivá válik, és a kezdeti déli és nyugati mellett már plakor helyzetben is megjelenik. Az *Echium italicum*, mint közép-ázsiai jelleget is mutató flóraelem, szintén jól indikálhatja a sztyeppvegetáció jelenlétét. Ezen túlmenően a fenti fajok az esetek nagy részében együttesen fordulnak elő. Ez a tény még határozottabban utal a klímazonális lösz-erdősztyepp vegetáció itteni eredetiségére. Megjegyzendő, hogy a vizsgálati területen semmilyen zárt erdőhöz kötődő fajt nem találtunk, viszont a Völgység nyugati felében, nem sokkal a 200 m-es szintvonal felett már telepített erdőkben is előfordul az ujjas- és odvas keltike (*Corydalis solida*, *C. cava*), a galambvirág (*Isopyrum thalictroides*) és a bogláros szellőrzsa (*Anemone ranunculoides*). E fajokat a vizsgált keleti területek hasonló ültetett állományokban nem találtuk meg.

Az írásunkban növényföldrajzi adatok alapján bizonyítottuk, hogy a Völgység keleti fele egyértelműen elkülönül a nyugati résztől, amint azt a természet- (ÁDÁM et al. 1981) és a társadalomföldrajzi (GYENIZSE 2001) adatok is mutatják. Ezért a Völgységet, mint eddig egységesen kezelt kistáját, két különálló részre kellene bontani. A humidabb klímájú nyugati rész maradhatna önálló kistáj. Ennél történeti-néprajzi alapon továbbra is indokolt a Völgység elnevezés (lásd MÁTÉ 2008 munkáját). A szárazabb keleti terület pedig a Tolnai-hegyhát keleti felével mutat szerves kapcsolatot, ezért azzal mindenképpen egységesen kezelendő. Ezek együttesen vagy egy önálló kistáját (esetleg középtáját) kellene alkossanak a Dunántúli-dombságon belül, vagy a Mezőföldhöz kéne őket sorolni. Ez utóbbi változat, újszerűsége ellenére, mind a természetföldrajzi (geomorfológia, talajviszonyok, stb.), mind az új flóra- és vegetációadatok fényében indokoltnak tűnik. Mivel a vizsgált terület megmaradt természetközeli flórája és vegetációja egyértelműen a Mezőföld jellegzetes lösnövényzetével mutat megegyezést, ezért meggondolandó lenne e vidéket növényföldrajzi alapon az Eupannonicum Colocense flórajárásába sorolni, ahova a Mezőföld is tartozik. Ez utóbbi tétel alátámasztásához folyamatban vannak további terepi vizsgálatok, melyeknek eredményeit egy következő tanulmányban kívánjuk megjelentetni.

#### Köszönetnyilvánítás

Köszönetemet fejezem ki Dr. Molnár Zsoltnak, Dr. Csiky Jánosnak és Dr. Horváth Andrásnak hasznos szakmai tanácsaikért. Zagyvai Gergelynek az ábrák szerkesztésében nyújtott segítségével mondok köszönetet. Máté Gábornak a levéltári munkában nyújtott segítségével és a tájtörténeti szempontú közös terepbejárásokért tartozom köszönettel. Tóth István Zsoltnak a közös terepbejárásokért és egyes szakirodalmak hozzáférésében nyújtott segítségével mondok köszönetet.

## Irodalom

- ÁDÁM L., MAROSI S., SZILÁRD J. (szerk.) 1981: Magyarország tájféldrajza IV. A Dunántúli-dombság (Dél-Dunántúl). Akadémiai Kiadó, Budapest.
- BARTAL K. 1910: Adatok Szekszárd környékének flórájához. Bot. Közlem. 9(1): 33–40.
- BORHIDI A. 1961: Klimadiagramme und Klimazonale Karte Ungarns. Annal. Univ. Sci. L. Eötvös, Budapest, Ser. Biol. 4: 21–50.
- BORHIDI A. 1981: Az éghajlat. In: HORTOBÁGYI T., SIMON T.(szerk): Növényföldrajz, társulástan és ökológia. Tankönyvkiadó, Budapest, pp. 352–372.
- BORHIDI A. 2003: Magyarország növénytársulásai. Akadémiai Kiadó, Budapest, 610 p.
- BOROS Á. 1928: A Pannonicum és a Praeillyricum flóravidékének kapcsolata. Magyar Botanikai Lapok 27: 51–56.
- BOROS Á. 1938: Florisztikai közlemények II. Bot. Közlem. 35: 310–321.
- BOROS Á. 1958: A magyar pusztá növényzetének származása. Földr. Ért. 7: 33–45.
- BOROS Á. (ined.): Kéziratok útinaplók, 1915-1972. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- CSATHÓ A. I. 2005: A mezsgyék természetvédelmi jelentősége a Kárpát-medence löszvidékein, a Csanádi-hát példáján keresztül. In: KORSÓS Z. (szerk.): IV. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium. Előadaskötet. Magyar Biológiai Társaság, Budapest. pp. 251–254.
- CSATHÓ A. I. 2008: Elsődlegességre utaló fajok az Alföld löszhátain (vázlat). In: BARTHA S., MOLNÁR ZS. (szerk): XI. MÉTA– túra. 2008. október 13–17. Kézirat, Vácrátót.
- CSIKY J. 2006: Adatok Magyarország flórájához és vegetációjához I. Kitaibelia 10(1): 138–153.
- CSIKY J., TÓTH I. ZS. 2008: Völgyesség. In: KIRÁLY G., MOLNÁR ZS., BÖLÖNI J., CSIKY J., VOJTKÓ A. (szerk.): Magyarország földrajzi kistájainak növényzete: MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 137
- CSIKY J., FARKAS S., KIRÁLY G., PÁL R., PURGER D., TÓTH I. ZS. 2005: A *Cirsium boujartii* (PILL. et MITTERP.) SCHULTZ Bip. újrafelfedezése Magyarországon. Flora Pannonica. 3: 69–77.
- FARKAS S. 1990: Kézikönyv a Tolna megyében észlelt védett növényfajok felismeréséhez. Babits Füzetek 4. Szekszárd.
- FARKAS S. (szerk) 1999: Magyarország védett növényei. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- FEKETE G., MOLNÁR ZS., HORVÁTH F. (szerk) 1997: Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer II. A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti élőhely-osztályozási rendszer. Természettudományi Múzeum, Budapest.
- GYENIZSE P. 2001: Természeti környezet szerepe a Völgyesség településeinek kialakulásában és fejlődésében. In: Szita L., Szöts Z. (szerk.): A Völgyesség huszadik százada, struktúrák és konfliktusok, Bonyhád pp. 209–216.
- HOLLÓS L. 1911: Tolna vármegye flórájához. Bot. Közlem. 10: 89–108.
- HORVÁT A. O. 1939: Gehört das Hügelland von Simontornya zum Mecsek-Gebirge? Borbásia 1(10): 148–150.
- HORVÁT A. O. 1942a: Külsősomogy és környékének növényzete. Borbásia. 4: 1–70.
- HORVÁT A. O. 1942b: A Mecsekhegység és déli síkjának növényzete 2. A Mecsekhegység és környékének flórája. Ciszterci rend, Pécs
- HORVÁT A. O. 1942c: A Dunántúl növényföldrajzi határa keleten. Pannonia 7(3–4): 354–358.
- HORVÁT A. O. 1977: Pótlások és kiegészítések a „Mecsek-hegység és déli síkjának növényzete” ismeretéhez (1942-1971) II. Janus Pannonius Múz. Évk. 19: 37–55.
- HORVÁTH A. 2000a: A mezőföldi löszvegetáció términtázati szerveződése. PhD Értekezés. Szeged.
- HORVÁTH A. 2000b: A kisszékelyi Hamarászó-völgy botanikai értékei. Kézirat, Szeged. 4pp.
- HIM. 1863/64: A Második Katonai Felmérés térképei. Section 61. Colonne XXX. HIM. Hadtörténeti Intézet Múzeum, Budapest. Méretarány: 1:75000.
- ILLYÉS E., BÖLÖNI J. (szerk.) 2007: Lejtősztyepek, löszgyepek és erdőssztyepprétek Magyarországon. Budapest, 236 pp.
- JAKUCS P. 1974: A potenciális vegetáció és táji értékelése a Dél-Dunántúlon. Földr. Ért. 23: 295–309.
- KIRÁLY G. 1998: Adatok a Délkelet-Dunántúl flórájához. Somogyi Múz. Közl. 13: 211–215.
- KIRÁLY G. 2006: Kiegészítések Külső-Somogy edényes flórájának ismeretéhez. Somogyi Múz. Közl. 17: 31–40.
- KIRÁLY G. (szerk.) 2009: Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvalő. 616 pp.
- KISS I. 1880: Adatok Tolna megye flórájához. Természetrjai Füzetek 4: 202–209.
- KITAIBEL P. 1799: Iter Baranyense. In: GOMBOCZ E. (szerk.) 1945: Diaria Itinerarum Pauli Kitaibeli 1–2. Term. Tud. Múz., Budapest, pp. 291–471.

- LEHMANN A. 1981: Növényzet. In: ÁDÁM L., MAROSI S., SZILÁRD J. (szerk.) 1981: Magyarország tájféldrajza IV. A Dunántúli-dombság (Dél-Dunántúl). Akadémiai Kiadó, Budapest.
- LOVÁSZ Gy. 1977: Geomorfológiai körzetek. Völgyesség. In: LOVÁSZ Gy. (szerk.): Baranya természeti földrajza, Pécs.
- MAROSI S., SOMOGYI S. 1990: Magyarország kistájainak katasztere. Budapest, MTA Földrajztud. Kut. Int.
- MÁTÉ G. 2008: Vízvölgy, Völgyesség, Hegyhát. Adalékok dél-dunántúli tájneveink történetéhez. Etno-lore. MTA Néprajzi Kutatóintézetének Évkönyve, Budapest.
- MOLNÁR Cs., MOLNÁR Zs., BARINA Z., BAUER N., BIRÓ M., BODONCZI L., CSATHÓ A. I., CSIKY 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.): 47–58.
- MOLNÁR E., BOKROS Sz. 1996: Studies on the demography and life history of *Taraxacum serotinum* (WALDST. et KIT.) POIR. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*. 31: 453–464.
- PILLICH F. 1927: Adatok Tolnavármegye flórájához. *Magyar Botanika Lapok*. 26: 94–97.
- PRINZ Gy. 1914: Magyarország földrajza. A magyar föld és életjelenségeinek oknyomozó leírása. Magyar Földrajzi Intézet, Budapest.
- PRISZTER Sz., BORHIDI A. 1967: A mecseki flórajárás (Sopianicum) flórájához. *Bot. Közlem.* 54(3): 149–164.
- PURGER D. 2002: Adatok a Baranyai-Geresdi-és Szekszárdi-dombság flórájához. In: SALAMON-ALBERT É. (szerk.): Magyar botanikai kutatások az ezredfordulón, Tanulmányok Borhidi Attila 70. születésnapja tiszteletére PTE Növénytan Tanszék, Pécs.
- PURGER D. 2007: Dél-Dunántúl. In: ILLYÉS E., BÖLÖNI J. (szerk.): Lejtősztyepek, löszgyepek és erdősztyeprétek Magyarországon, Budapest, 135–136. pp.
- PURGER D., CSIKY J. 2007: Continental and Pannonian loess flora and vegetation on the southern border of its distribution. 2<sup>nd</sup> Botanical Congress 20–22. 09. 2007, Zagreb, Croatia. Book of abstracts, pp. 92.
- PURGER D. 2008: Adatok a Baranyai-dombság flórájához. *Kitaibelia*. 13: 17–28.
- PURGER D., PÁL R., DÉNES A. 2008: Dél-Baranyai-dombság. In: KIRÁLY G., MOLNÁR Zs., BÖLÖNI J., CSIKY J., VOJTKÓ A. (szerk.): Magyarország földrajzi kistájainak növényzete: MTA ÖBKI, Vácrátót, 137 pp.
- SIMON T. 2000: A magyarországi edényes flóra határozója. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest. 976 pp.
- SIMON T., HORÁNSZKY A., DOBOLYI K., SZERDAHELYI T., HORVÁTH F. 2000: A magyar edényes flóra értékelő táblázata. In: SIMON T. (szerk.): A magyarországi edényes flóra határozója. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 837–955. pp.
- SZABÓ I., KRECSMÁR V., SZÖNYI É., NYÉKI E. 2006: Florisztikai és vegetáció tanulmány a Jaba völgyében. Somogyi Múzeumok Közleményei 17: 69–82.
- TAMÁS J. 2001: Tűz utáni szukcesszió vizsgálata feketefenyvesekben. Egyetemi doktori (Ph.D.) értekezés, ELTE TTK. Biológia Doktori Iskola, Budapest, 140 pp.
- TELEKI B. 2009: A löszflóra jellemzése a Völgyesség keleti felében. *Bot. Közl.* 96(1–2): 83–94.
- TÓTH I. Zs. 2000: A Kelet-Mecsek Tájvédelmi Körzetben és közvetlen környékén megfigyelt védett növények II. (1998–1999). *Folia comloensis* 8: 131–144.
- TÓTH I. Zs. 2002: A Kelet-Mecsek Tájvédelmi Körzetben és közvetlen környékén megfigyelt védett növények III. (2000–2001). *Folia comloensis* 11: 111–123.
- VÉGH J., ÖRDÖG F., PAPP L. 1981: Tolna megye földrajzi nevei. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- ZÓLYOMI B. 1957: Der Tatarenahorn-Eichen-Lösswald der Zonalen Waldsteppe (Aceri tatarici-Quercetum). *Acta Bot. Hung.* 3: 401–424.
- ZÓLYOMI B. 1958: Budapest környékének természetes növénytakarója. In: PÉCSI M. (szerk.): Budapest természeti képe. Akadémiai Kiadó, Budapest, 509–642. pp.
- http1: www.mecsek.gportal.hu  
http2: www.terkepcentrum.hu

PHYTOGEOGRAPHICAL DATA FOR IDENTIFYING THE CLIMAZONAL VEGETATION  
OF THE EASTERN PART OF VÖLGYSÉG AND TOLNAI-HEGYHÁT

B. TELEKI

**Keywords:** loessflora, climazonal vegetation, phytogeography, Völgység, Tolnai-hegyhát

This study presents some phytogeographical data to identifying the potential vegetation of the eastern part of Völgység and Tolnai-hegyhát, Hungary. We took floristical survey and represent some characteristic steppe-elements. The most important species: *Euphorbia glareosa*, *Euphorbia seguieriana*, *Astragalus austriacus*, *A. onobrychis*, *Stipa capillata*, *Vinca herbacea*, *Echium italicum*, *Rapistrum perenne*, *Thalictrum minus*, *Taraxacum serotinum*. Based on this species we identify the potential vegetation of this area. This is the *Aceri tatarici-Quercetum ZÖLYOMI 1957*.

## A HORTOBÁGYI NEMZETI PARK HATÁRVONALÁN MEGJELENŐ VESZÉLYEZTETŐ TÉNYEZŐK VIZSGÁLATA

BÓK Tünde<sup>1</sup>, MOLNÁR Attila<sup>2</sup>, NOVÁK Tibor József<sup>3</sup>, VÉGVÁRI Zsolt<sup>4,5</sup>

<sup>1</sup>Debreceni Egyetem, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék  
4032 Debrecen, Egyetem tér 1., e-mail: boktunde@gmail.com

<sup>2</sup>Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság  
4024 Debrecen, Sumen u. 2., e-mail: attila@hnp.hu

<sup>3</sup>Debreceni Egyetem, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék  
4032 Debrecen, Egyetem tér 1., e-mail: novak.tibor@science.unideb.hu

<sup>4</sup>Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, 4024 Debrecen, Sumen u. 2.

<sup>5</sup>Debreceni Egyetem, Természetvédelmi Zoológiai Tanszék  
4032 Debrecen Egyetem tér 1., e-mail: vegvari@hnp.hu

**Kulcsszavak:** védett terület, pufferezóna, sérülékenység.

**Összefoglalás:** Világszerte a természetvédelmi oltalom alatt álló területek számos antropogén eredetű veszélyeztető tényező hatásának vannak kitéve, amely hatások következményei elsősorban a határvonalakon vizsgálhatók. Ez azért különösen fontos, mert a védett területek határzónáiban és puffertületein jelentkező hatások korai detektálása révén megelőzhető azok jelentősebb térnyerése a belső, érzékenyebb zónák felé. A védett területek határvonalait érintő antropogén hatások vizsgálatára a nagy kiterjedésű, egybefüggő nemzeti parkok különösen alkalmasak, amelyek egyik legrepresentatívabb európai képviselője a Hortobágyi Nemzeti Park (HNP). A terület a kontinens legnagyobb összefüggő szikes pusztája, amely egyben a Kárpát-medence egyik legzavartalanabb ökoszisztéma-típusa a Hortobágy, Debrecen közlegetője – rengeteg emberi hatás (zavarás, bolygatás, átalakítás érte a történelem során, aminek a hatására kialakult olyanná, amilyen most). A nemzeti park határterületén több, a régióra jellemző földhasználati típus váltakozása jellemző, melyeknek negatív hatásai mind intenzitásukat, mind térbeli és időbeli eloszlásukat tekintve eltérőek. A HNP határzónáját érintő antropogén eredetű zavarótényezők (özönnövények, bemosódás, tájképromboló elemek, szemét, fényszennyezés, beszántás) vizsgálatára 2011 áprilisa és októbere között végeztünk heti gyakoriságú terepi bejárásokat a Nemzeti Park bejárható határvonalának 95%-án, összesen 221 km-en. Minden szakaszon georeferálás után rögzítettük a földhasználati módot és a potenciális zavaró faktorokat. Eredményeink alapján a Nemzeti Park határvonalát negatívan érintő hatások közül a legjelentősebbek a földhasználati módok változása, az intenzívebb mezőgazdálkodási technológiák elterjedése a hagyományos gazdálkodási formák rovására és az özönnövények térhódítása. Legfontosabb eredményeink azt mutatták, hogy az özönnövényfajok számát elsősorban a védett területen kívüli legeltetésesség illetve a védett területen belüli és kívüli élőhelytípus befolyásolta. A mesterséges élőhelyeken magasabb volt az invazív növényfajok száma, a kívülről legeltetett szakaszokon viszont ez az érték alacsonyabbnak mutatkozott. Ezzel szemben az elmúlt évtizedekben csökkent a vadászati nyomás és a kommunális hulladék lerakása: ezek a mai hatások az évszázadok alatt kialakult és ma védendőnek tekintett helyzetet veszélyeztetik.

### Bevezetés

A természetes és természetközeli élőhelyeket az egész világon számos antropogén eredetű hatás veszélyezteti, aminek eredményeképpen a most tapasztalható fajkipusztulás sebessége becslések szerint 100–1000-szerese a természetes értéknek (BAILLIE et al. 2004). Az emberi civilizációhoz köthető, élővilágot veszélyeztető tényezők közül kiemelendők a mezőgazdasági szerkezetváltozás okozta élőhelyvesztés (TILMAN et al. 2001, KLEIJN és SUTHERLAND 2003), a klímaváltozás hatását befolyásoló ipari tevékenységek (HOUGHTON et al. 2001), illetve a természetes élőhelyeken zajló rekreációs tevékenységek (DREWITT 2007). Ezen negatív antropogén hatások mérséklésére a világon 1842 nemzeti parkot és 161000 természetvédelmi oltalom alatt területet hoztak létre (WDPA 2011) bolygónk felszínének 15%-án.

A természetvédelmi oltalom alatt álló területek határvonalának jellemzői rendkívül fontosak, hiszen ezeken át gyűrűzhetnek be negatív hatások a belső, általában sérülékenyebb zónákba (IUCN 2012). Éppen ezért a kijelölésüknél a minél kompaktabb, azaz a minél kisebb határvonal-összterület arány az optimális természetvédelmi oltalom alatt álló területeknél, illetve a határfelületet kívülről burkoló keskeny pufferezóna kialakítása szükséges, ami a veszélyeztető tényezőket már a határvonal elérése előtt mérsékli (EWERS és RODRIGUES 2008). Ezek a feltételek legkönnyebben nemzeti parkok, mint nagy kiterjedésű védett területek esetében teljesíthetőek, ezért az ott található fajoknak és életközösségeknek kisebb valószínűséggel fog romlani a sérülékenységi státuszuk (PRIMACK 1993). A nemzeti parkok határvonalán a sérülékenység mértéke és jellege nemzetközi viszonylatban óriási eltéréseket mutat: míg a trópusi területek nemzeti parkjai a legsérülékenyebbek, a sarkvidékeken elhelyezkedő parkok a legvédettebbek negatív emberi hatásokkal szemben (HOLE et al. 2009).

Közép- és Kelet-Európa, ezen belül is a Kárpát-medence kiterjedéséhez viszonyítva a kontinens nemzeti parkokban és más védett területekben egyik leggazdagabb régiója. Számokban kifejezve a Kárpát-medence hét ország területéből 330 ezer km<sup>2</sup>-nyi területet foglal el, ahol 40 nemzeti park található (Http 1). Magyarországon ebből tíz nemzeti park található, melyek összterülete 5023 km<sup>2</sup>, ami az ország területének 5,4%-át teszi ki (Http 2).

Vizsgálatunkban a nemzeti parkok határvonalát negatívan érintő hatások felmérését és elemzését céloztuk meg Európa legnagyobb, összefüggő szikes pusztáján, a Hortobágyi Nemzeti Parkban. Ez a munka Magyarországon elsőként foglalkozik a védett területek határvonalán jelentkező sérülékenységi faktorok vizsgálatával. Terveink szerint feltárjuk a határvonal szakaszainak sérülékenysége és az egyes veszélyeztető faktorok közötti összefüggéseket, különös tekintettel az élőhelytípusnak és a kezelési módnak az özönnövények jelenlétére gyakorolt hatására.

## Anyag és módszer

### Vizsgált terület

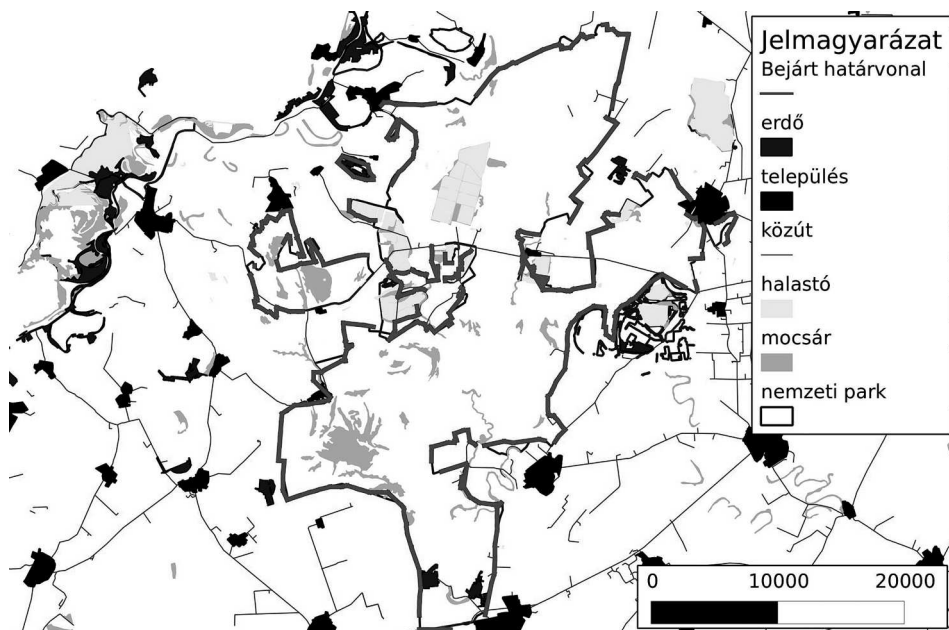
A Hortobágyi Nemzeti Parkot 1973-ban alapították a kiterjedt szikes puszta és a hozzá kötődő élővilág védelmére, melynek jelenlegi kiterjedése 80200 ha. A Nemzeti Parkból 52000 ha bioszféra rezervátum, illetve 27000 ha tartozik a Ramsari Egyezmény hatálya alá, ami a Hortobágy területén található vizes élőhelyek nemzetközi elismerését jelenti. Az UNESCO Világörökség Bizottsága 1999-ben felvette a Nemzeti Parkot a Világörökség Listájára kultúrtáj kategóriában.

### Adatgyűjtés

A HNP határzónáját érintő antropogén eredetű zavarótényezők vizsgálatát 2011 áprilisa és októbere között terepbejárással végeztük, amely lefedte a HNP teljes bejárható határvonalának 95 %-át (221 km). A területbejárások elsősorban terepjáróval történtek, a HNPI munkatársa segítségével, néhány alkalommal viszont gyalogosan tettük meg az aznapra tervezett útvonalat. A munka során kinyomtatott légifotó alapján tájékozódunk. A határszakaszok kezdő és végpontjainak koordinátáit kézi Garmin E-trex Venture GPS műszerrel rögzítettük. Egy-egy alkalommal 10–12 órát töltöttünk a terepen, és átlagban ez idő alatt 150 km tettünk meg 27 terepnapon.

Minden szakaszon feljegyeztük a védett és nem védett oldalon 0–50 méteres sávban a kezelési és művelési módokat, a potenciális zavaró faktorokat, a védett és inváziós fajokat továbbá jegyzőkönyvben rögzítettük észrevételeinket, az összegyűjtött adatokat pedig MS Office Excel táblázatban dolgoztuk fel.

A felvett GPS koordináták alapján szakaszfedvényeket (vonalfedvényeket) készítettünk, a HNP fontosabb tájökológiai jellemzőinek bemutatásához a HNPI által rendelkezésünkre bocsátott fedvényei (nemzeti park, települések, utak, halastavak, mocsarak) alapján, a bejárt határszakaszokról pedig térképeket szerkesztettünk ArcGis 9.2 és Qgis 1.7.3. programok segítségével, illetve az R programkörnyezet „mapproject” és „spatstat” csomagjainak alkalmazásával (1. ábra).



1. ábra A Nemzeti Park határvonalának bejárt része  
Figure 1. Surveyed sections of the national park borderline

### Tájökológiai változók

Első lépésben a szakaszfedvény attribútumtáblájába a terepen rögzített adatok (1–10.) mellett négy változót (11–14.) számítottunk ki (1. táblázat).

1. a szakasz középpontjának X koordinátája
2. a szakasz középpontjának Y koordinátája
3. a határ védett oldalának legeltetettsége (legelt, legeletlen)
4. a határ nem védett oldalának legeltetettsége (legelt, legeletlen)
5. a határ védett oldalának kaszáltsága (kaszált, kaszálatlan)
6. a határ nem védett oldalának kaszáltsága (kaszált, kaszálatlan)
7. a határ védett oldalának élőhelytípusa: szikes puszta, szikes rét, szántó, mocsár, halastó, erdő, folyó, település

8. a határ nem védett oldalának élıhelytípusa
9. a határvonal típusa
10. a határszakasz sérülékenysége (sérülékeny, nem sérülékeny)
11. homogén határszakasz hossza (m)
12. legközelebbi közút távolsága (m)
13. legközelebbi település távolsága (m)
14. legközelebbi állattartó telep távolsága (m)

1. táblázat A numerikus változók statisztikai jellemzői  
Table 1. Statistical parameters of numeric variables

<i>Statisztikai paraméter</i>	<i>Homogén határszakasz hossza (m)</i>	<i>Legközelebbi közút távolsága (m)</i>	<i>Legközelebbi település távolsága (m)</i>	<i>Legközelebbi állattartó telep távolsága (m)</i>
Minimum	10,05	0,85	9,05	50,88
Alsó kvartilis	70,71	338,75	1997,75	496,1
Medián	195,16	935,06	3885,34	855,72
Átlag	364,79	1223,47	4066,56	972,99
Felső kvartilis	452,55	1892,26	6073,68	1288,79
Maximum	2909,04	5305,85	9354,34	4875,56

### **Statisztikai elemzések**

Sérülékenység: amennyiben egy adott határszakaszon találtunk veszélyeztető tényezőt, a szakaszt sérülékenynek, ellenkező esetben nem sérülékenynek tekintettük. A kategória-változóknak a határszakasz sérülékeny voltára gyakorolt hatását  $\chi^2$ -teszttel elemeztük, mivel mindkét változó típus kategóriagóriákba sorolt elemekből áll. Az eredményeknél közöljük a teszt értékét ( $\chi^2$ ), a szabadsági fokok számát (df), és a valószínűség szintjét (p). A numerikus változóknak a határszakasz sérülékeny voltára gyakorolt hatását n=2 esetben Mann-Whitney teszttel, n>2 esetben pedig Kruskal-Wallis teszttel végeztük, mivel a numerikus változók nem mutattak normáeloszlást. A kapott eredményeknél megadjuk a teszt értékét ( $\chi^2$ ), a szabadsági fokok számát (df), és a valószínűség szintjét (p).

Özönnövényfajok: külön függő, numerikus változóban rögzítettük a határszakaszon talált özönnövényfajok számát. A kategóriaváltozóknak az özönnövényfajok számára gyakorolt hatását n=2 esetben Mann-Whitney teszttel, n>2 esetben pedig Kruskal-Wallis teszttel végeztük, mert az özönnövényfajok száma nem mutatott normáeloszlást. A numerikus változóknak az özönnövényfajok számára gyakorolt hatását, mivel az utóbbi változó nem mutatott normáeloszlást, Spearman rangkorrelációval végeztük. Az eredményeknél megadjuk a korreláció értékét (r) és a valószínűség szintjét (p). A független változóknak az özönnövényfajok számára gyakorolt együttes hatását általánosított lineáris modellel vizsgáltuk, mivel egyik numerikus változó sem mutatott normáeloszlást. A modell fejlesztését az úgynevezett visszafelé léptetéses módszerrel végeztük, azaz a teljes modellből (mely tartalmazta az összes független változót) a modell futtatása után a legkevésbé szignifikáns faktort vettük ki. Majd ezt az eljárást ismételtük addig, amíg már csak szig-

nifikáns változók maradtak a modellben (minimálmodell). A minimálmodell esetében az eredményeknél közöljük a szignifikáns változók paraméter-értékét (b) és a valószínűség szintjét (p) A statisztikai elemzéseket R programkörnyezetben végeztük.

## Eredmények

Vizsgálatunk során 607 db homogén határszakaszt különítettünk el, összesen 221 km-en. Egy határszakaszt különállónak tekintettünk, ha legalább egyik oldalán az élőhely- vagy a földhasználati típus eltért a szomszédosaktól. A bejárások során felvett numerikus változókról a 1. táblázat ad összefoglalást. Összesen 16-féle veszélyeztető tényezőt tártunk fel, melyek az alábbi hat főcsoportokba sorolhatók:

- özönnövények:
  - gyalogakác (*Amorpha fruticosa* Forsskål),
  - keskenylevelű ezüstfa (*Eleagnus angustifolia* Linnaeus),
  - amerikai köris (*Fraxinus pennsylvanica* Marshall),
  - bálványfa (*Ailanthus altissima* Swingle),
  - betyárkóró (*Conyza canadensis* Cronquist),
  - parlagfű (*Ambrosia elatior* Linnaeus),
- bemosódás,
- tájképromboló elemek: villanypásztor; légvezeték; gázvezeték,
- szemét: kommunális; ipari (törmelék, beton); mezőgazdasági (trágya),
- fényszennyezés,
- beszántás.

## Statisztikai elemzések

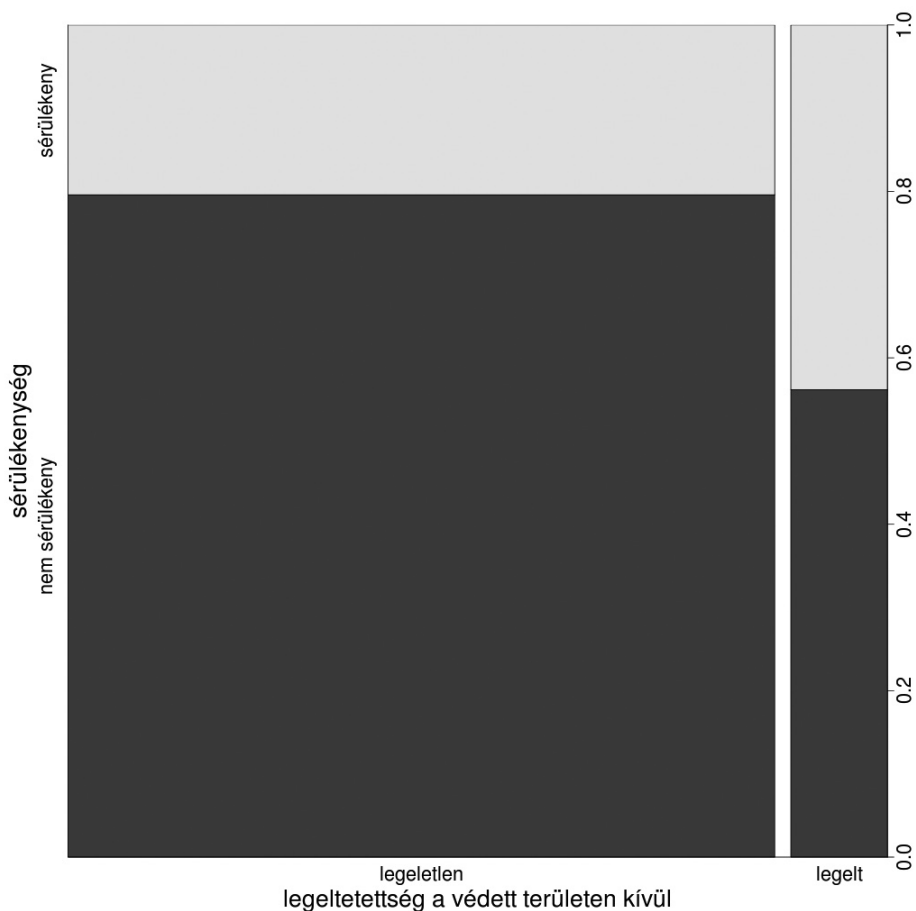
### Sérülékenység:

A sérülékenységre nézve az alábbi tényezőknek nem volt szignifikáns hatása:

- a védett területen belüli legeltettség ( $\chi^2=2,0248$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0,1548$ ),
- a védett területen belüli kaszáltság ( $\chi^2= 0,0049$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0,9440$ ),
- a védett területen kívüli kaszáltság ( $\chi^2= 0,9074$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0,3408$ ),
- a szakasz hossza ( $\chi^2= 1,1683$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0,2797$ ),
- a közüttől való távolság ( $\chi^2= 0,1200$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0,7291$ ),
- a településtől való távolság ( $\chi^2= 1,5369$ ,  $df = 1$ ,  $p=0,2151$ ),
- az állattartó teleptől való távolság ( $\chi^2= 1,5670$ ,  $df = 1$ ,  $p= 0,2106$ ),
- a kaszált területtől való távolság ( $\chi^2= 0,00001$   $df = 1$ ,  $p= 0,9760$ ).

A sérülékenységre nézve az alábbi tényezőknek szignifikáns hatása volt:

- a védett területen kívüli legeltettségnek ( $\chi^2= 18,4669$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0,00002$ ); a legeltetett határszakaszokon összességében nagyobb volt a sérülékenység, amit elsősorban a villanypásztorok tájképromboló hatása okozott (2. ábra);
- a védett területen belüli élőhelytípusnak ( $\chi^2=20,8813$ ,  $df = 7$ ,  $p = 0,0040$ ): a mesterseges élőhelyek esetében jóval magasabb volt a sérülékenység, mint a természeteseknél;



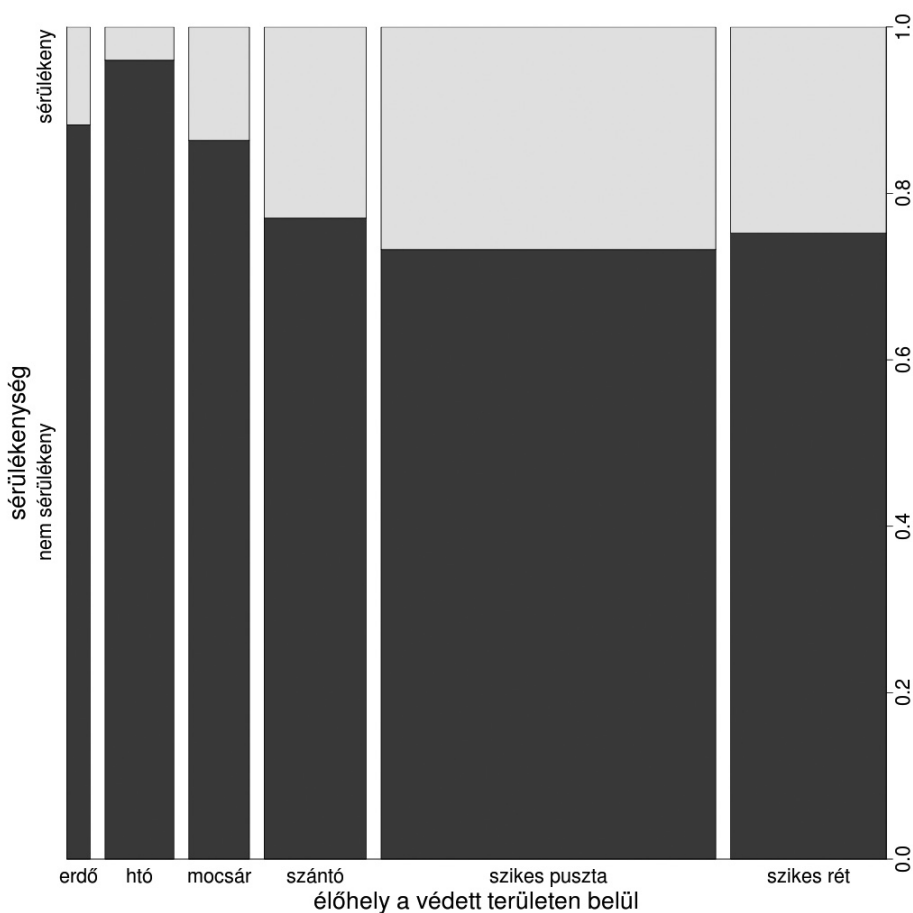
2. ábra A Nemzeti Park határvonalának sérülékenysége a védett területen kívüli legeltetés függvényében  
 Figure 2. Vulnerability of the national park borderline as a function of grazing intensity outside the protected area

- a védett területen kívüli élőhelytípusnak ( $\chi^2=17,5688$ ,  $df = 8$ ,  $p = 0,0247$ ): a mesterséges élőhelyek esetében jóval magasabb volt a sérülékenység, mint a természeteseknél (3. ábra).

### Özönnövények:

Az özönnövényfajok számára nézve az alábbi tényezőknek nem volt szignifikáns hatása:

- A védett területen belüli legeltetésnek (Kruskal-Wallis-teszt,  $\chi^2 = 0,9782$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0,3227$ ),
- A védett területen belüli kaszáltságnak (Kruskal-Wallis-teszt,  $\chi^2 = 3,7464$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0,0529$ ),
- A védett területen kívüli kaszáltságnak (Kruskal-Wallis-teszt,  $\chi^2 = 0,3785$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0,5384$ ),
- A szakasz hossza (Spearman rangkorreláció,  $r=0,0600$ ;  $p=0,1383$ ).

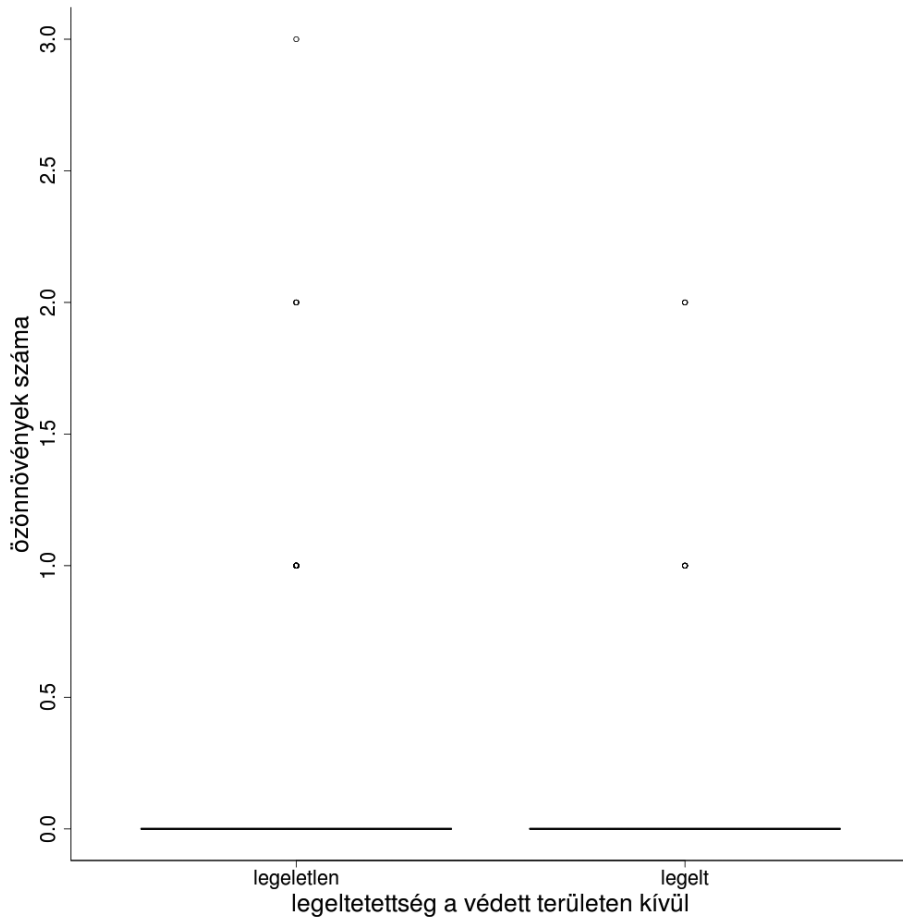


3. ábra A Nemzeti Park határvonalának sérülékenysége a védett területen belüli élőhely-típus függvényében  
 Figure 3. Vulnerability of the national park borderline as a function of habitat type inside the protected area

- A köztútól való távolság (Spearman rangkorreláció,  $r=0,0566$ ;  $p=0,1634$ ),
- A településtől való távolság (Spearman rangkorreláció,  $r=0,0533$ ;  $p=0,1895$ ),
- Az állattartó teleptől való távolság (Spearman rangkorreláció,  $r=-0,0695$ ;  $p=0,0863$ ),
- A kaszált területtől való távolság (Spearman rangkorreláció,  $r=-0,0430$ ;  $p=0,2893$ ).

Az özőnnövényfajok számára nézve az alábbi tényezőknek volt szignifikáns hatása:

- A védett területen kívüli legeltettség (Kruskal-Wallis-teszt,  $\chi^2 = 4,4819$ ,  $df = 1$ ,  $p= 0,0343$ ; 4. ábra),
- A védett területen belüli élőhelytípus (Kruskal-Wallis-teszt,  $\chi^2 = 9,6281$ ,  $df = 7$ ,  $p = 0,0211$ ; 5. ábra),
- A védett területen kívüli élőhelytípusnak (Kruskal-Wallis-teszt,  $\chi^2 = 8,5493$ ,  $df = 8$ ,  $p = 0,3817$ ).

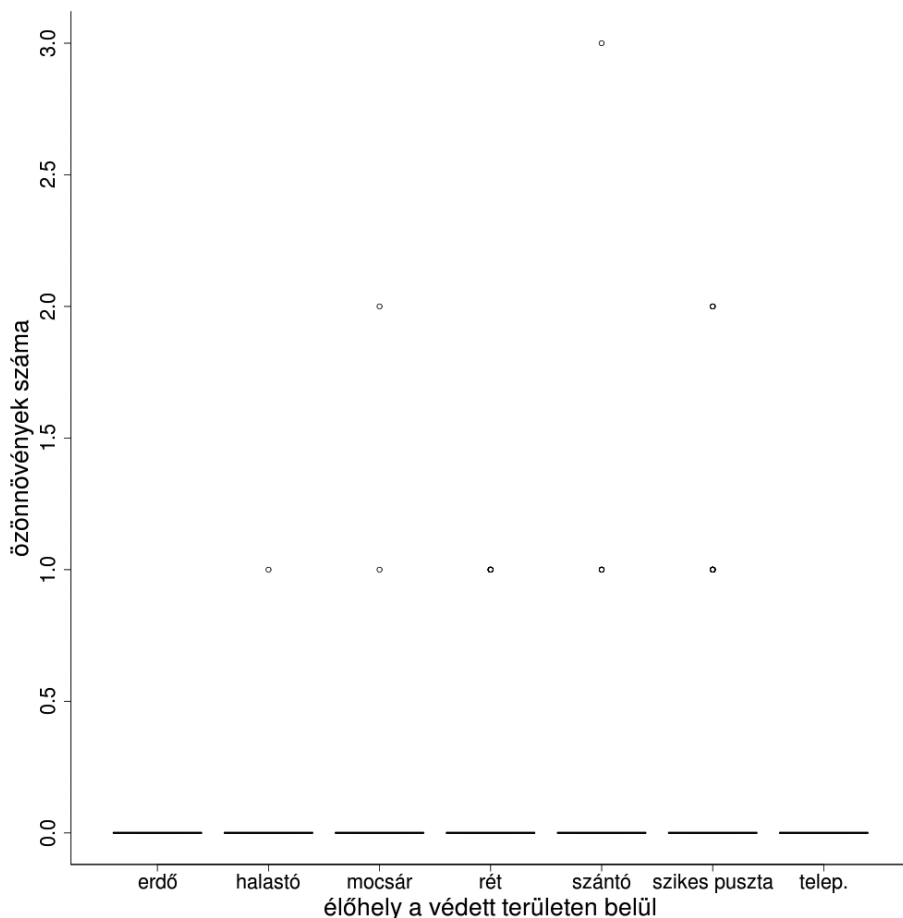


4. ábra A Nemzeti Park határvonalán előforduló özönnövényfajok száma a védett területen kívüli legeltettség függvényében

Figure 4. The number of invasive plant species on the national park borderline as a function of level of grazedness outside the protected area

Az általános lineáris modell eredménye alapján:

- a szakasz hossza pozitívan ( $b=0,0001$ ;  $p=0,0102$ ),
- a védett területen kívüli terület legeltettsége pozitívan ( $b=0,1362$ ;  $p=0,0043$ ),
- a Nemzeti Parkon belüli halastó megléte negatívan ( $b= -0,1535$ ;  $p=0,0256$ ).



5. ábra A Nemzeti Park határvonalán előforduló özönnyövényfajok száma a védett területen belüli élőhelytípus függvényében

Figure 5. The number of invasive plant species on the national park borderline as a function of habitat type inside the protected area

### Megvitatás – Javaslatok

Eredményeink más tanulmányokhoz hasonlóan (FOXCRIFT et al. 2010, GASTON et al. 2008) arra utalnak, hogy a Nemzeti Park határvonala korlátot szab az inváziós fajok terjedésének, ami elsősorban az intenzíven legelt határvonalon vagy a pufferzónában elhelyezkedő legelőkön jellemző. Ezt az eredményt támogató statisztikai tesztek prediktív ereje, illetve a HNP reprezentatív volta alapján úgy gondoljuk, hogy ez a megállapítás alföldi nemzeti parkok egybefüggő területrészeire általánosan jellemző.

Mivel eredményeink alapján a védett területen kívüli legeltettségnek erős negatív hatása az özönnövényfajok számára javasoljuk, hogy az invázorok által fenyegetett határzónákban növeljék a legeltetés intenzitását. azonban ügyelni kell a hagyományos legeltetési rendszerekéhez hasonló számosállat-sűrűségek kialakítására. Ennek következtében csökkenni fog az özönnövényfajok megjelenésének valószínűsége a belső területeken is, ahol az extenzíven legeltetett pusztarészekben az invázorok terjedése ily módon nagy hatékonysággal megállítható.

Továbbá javasolt, hogy agrár-környezetvédelmi, és Magas Természeti Értékű Területekre vonatkozó programcsomagokkal támogassák a pufferzónában zajló legeltetés szintjének növelését, hasonlóan más európai nemzeti parkokhoz (WILSON 1994, BALÁZS et al. 2001).

A legeltetés rendszerének esetleges átalakításakor azonban tekintetbe kell venni a Hortobágy, mint ökoszisztéma fejlődéstörténetét. A Hortobágyon, mint a Föld minden más füves élőhelyén az ökoszisztéma működését három alapvető folyamat, a vizek mozgása, a tüzek, és a legelés határozza meg. A Hortobágy esetében a füves élőhelyek jelenlegi arcát nagyrészt a nagytestű patások legelése (síksági bölény, őstulok, vadló) határozta meg. Bár a bronzkor óta elsősorban háziállatok legelése lett a jellemző, a nagytestű patások dominanciája megmaradt és a házi juh csak később, ökológiai folyamatokat elhanyagolható mértékben befolyásolva jelent meg (ECSEDI 2004). Ezért megfontolandó, hogy a legeltetési rendszerek módosításánál a szarvasmarhát és a házi lovat részesítsék előnyben a juhokkal szemben. Azonban ügyelni kell arra, hogy a számosállat-sűrűségek megfeleljenek a hagyományos gazdálkodási formák és a természetvédelmi előírások által megfogalmazott ajánlásoknak, illetve a HNP érvényben levő természetvédelmi kezelési tervének.

Azonban a legeltetés intenzitásának növelésekor különös figyelmet kell, hogy kapjanak a tájvédelmi előírások: a villanypásztorokat csak különös indokolt esetben, a Nemzeti Park Igazgatóság hozzájárulása és előírásai alapján, a tájképi értékek megőrzésének szemmel tartása mellett szabad alkalmazni. Ezért javasoljuk, hogy a villanypásztorokat olyan vonalas objektumok (magas vezetőségű csatornák, halastavak gátjai, fasorok) mellé helyezték, amelyek az elektromos vezeték tájképi értékeket rontó hatását mérsékelik. Fontos megemlíteni, hogy a villanypásztorokat világszerte alkalmazzák természetvédelmi területek egyes foltjain a legeltetés intenzitásának növeléséhez (ANDERSON 2007, BISHOP-HURLEY et al. 2007).

Emellett ügyelni kell arra is, hogy az intenzívebben legeltetett területeken ne jelenjenek meg nagy kiterjedésű, gyomvegetációval borított foltok, amit e növényfoltok magérés előtti szárazzásásával lehet leghatékonyabban megoldani (http3). Azonban nem szabad megfeledkezni arról, hogy bizonyos ruderalis társulások veszélyeztetett rovarfajoknak (pl. magyar virágbogár - *Netotia ungarica*) adnak otthont, ezért az ilyen élőhelyek beható entomológiai vizsgálata javasolt.

A nemzeti parkok tájképi értékeit, ökológiai folyamatait és veszélyeztetett fajait negatívan érintő vonalas létesítmények másik fő típusát alkotják az elektromos légvezetékek (MURPHY et al. 2009, BARRIENTOS et al. 2011), amit a területbejárásaink során mi is tapasztaltunk. Míg a magasfeszültségű vonalak elsősorban tájképpromboló hatásúak, addig a középfeszültségű vezetékek a nagytestű madarak (elsősorban ragadozók, golyaalakúak) állományait veszélyeztetik: ennél a vezetéktípusnál ugyanis az oszlopok alakja olyan, hogy a rászálló nagytestű madarak zárhatják az áramkört, ami pusztulásukhoz

vezet. Azonban fontos megemlíteni, hogy a magasfeszültségű vezetékek tartóoszlopai több fokozottan védett ragadozó madárfaj (kerecsensólyom, parlagi sas) fészkelőhelyeivé váltak, mivel előszeretettel foglalják el az emberek által megközelíthetetlen fémstruktúrára helyezett fészkalapokat (http4, PALOMINO és CARRASCAL 2007). Ezt a hatást mérés-klendő, a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság egy Európai Unió pályázatban partnerszervezetként vesz részt, melynek fő célja a közép- és magasfeszültségű vezetékek földkábelre való cseréje. Azokon a vezetékszakaszokon, amelyek nem férnek be a jelenlegi pályázat keretei közé úgynevezett FireFly-okat alkalmaznak, amelyek légmozgás hatására forgó, foszforeszkáló lapok, így a repülő madarak számára észrevehetővé teszik a vezetékeket (JENKINS et al. 2010). Mivel bejárásaink során a légvezetékek jelenlétét számos helyen tapasztaltuk, ezért javasoljuk a földkábel program folytatását.

Bár terepi felméréseink során, számos helyen észleltük, hogy a Nemzeti Park a határvonalon kívüli, a védett terület felé meredeken lejtő szántók felől a mezőgazdasági technológiában használt vegyszerekben dúsított bemosódásnak van kitéve, ennek a hatásnak a következményeit mérni nem tudtuk. Mivel nemzetközi vizsgálatok eredményei alapján a pufferező nélküli nemzeti parkokat gyakran érik határvonaluk irányából vegyszerrel szennyezett csapadékvíz káros hatásai, amely mind a vizes élőhelyeket, mind a talajvizet erősen szennyezhetik (PIMENTAL et al. 1992), javasoljuk:

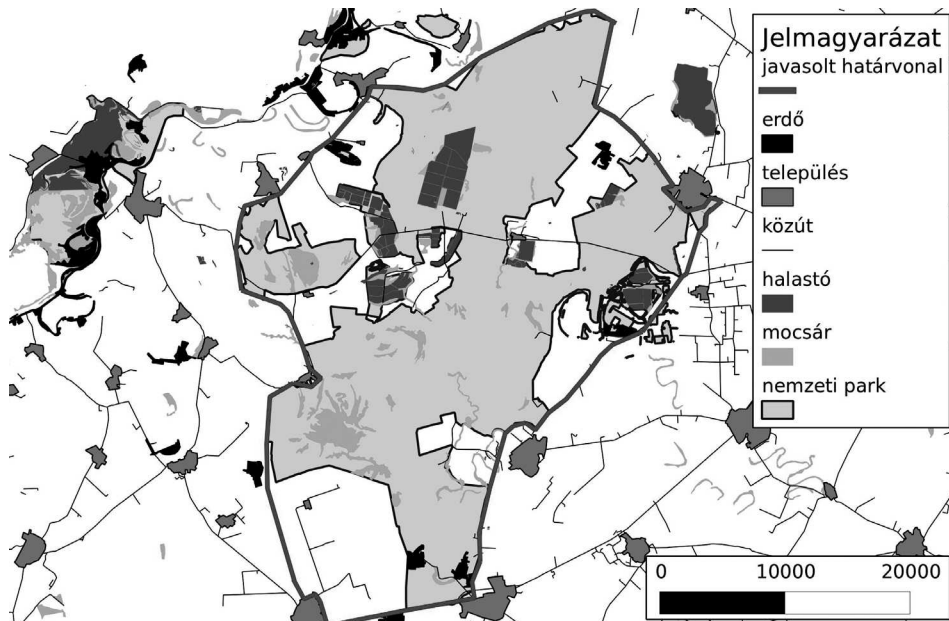
(1) a Nemzeti Park tervezett pufferezőjében a védett területen érvényes vegyszerhasználati szabályozás alkalmazását; (2) azokon a határszakaszokon, ahol a határvonal mezőgazdasági terület mellett fut a felszín alatti és feletti vizek szennyezettségének rendszeres mérését.

A felvett adatok alapján illegális kommunális személtalpakok, betontörmelék és ipari hulladék a Nemzeti Park határvonalának számos pontján rongálja a tájképi értékeket és szolgál ismeretlen vegyszerek bemosódása révén potenciálisan jelentős szennyező forrásként. Ennek a problémának a kiterjedtsége és jelentősége az elmúlt évtizedekben ugyan nagymértékben csökkent a HNP belsejében is és az azt körülvevő zónában is (HNPI publikálatlan adatok) végleges felszámolásuk rövidtávú táj rehabilitációs programok célját kell, hogy képezze.

Terepi vizsgálatok során a határvonal több szakaszán észleltük fényszennyezést okozó világítótestek jelenlétét, amelyek leggyakrabban állattartó telepek kivilágítását szolgálják. Korábbi fénymérési vizsgálatok alapján kiderült, hogy a Hortobágyi Nemzeti Park hazánk és egyben a kontinens egyik, fényszennyezés által legkevésbé érintett területei közé tartozik. Ennek eredményeképpen 2010-ben Magyarországon másodikként Európában pedig harmadikként elnyerte a Csillagoségbolt-park (Dark Sky Park) elnevezést (http 5). Bár ez az elismerés azt jelzi, hogy a Hortobágy viszonylag kevésbé érintett a fényszennyezés negatív hatásai által, a rosszul elhelyezett fényforrások az éjjel tömegesen átvonuló madarak túlélési esélyében és éjjel mozgó rovarok állománycsökkenésében egyelőre ismeretlen károkat okoznak. Ezek alapján javasoljuk a HNP részletes fényszennyezettség térképének elkészítését, majd ez alapján a szennyező lámpatestek megfelelő burkoltatásának elvégzését.

### **Javaslatok a HNP határának módosításához**

A HNP jelenlegi határvonalának ismeretében és vizsgálatainknak a határszakaszok sérülékenységre vonatkozó eredményei alapján a határvonalat illetően a következő módosítási és kezelési javaslatokat tesszük (6. ábra):



6. ábra A Hortobágyi Nemzeti Park határmódosítási javaslata  
 Figure 6. Recommended modifications of the borderline of the HNP

- A Nemzeti Parkot veszélyeztető és szennyező hatások mérséklésének érdekében indokolt lenne a HNP területének még kompaktabbá tétele, ami elsősorban Hort térségét, Elep térségét, az Angyalházi szántókat, Mihályhalma térségét, Karcagi területeket, Kungyörgyi-, Akadémiai- és Csécsi – halastavak közötti területet, illetve Tiszacsege és az Ohati-erdő, valamint az Ohati- Erdő és Egyek-Pusztaköcsi – mocsarak közti térségeket érinti.
- Feltétlenül szükséges lenne a Nemzeti Park határa körül a Hortobágy, mint kistáj széléig egy olyan pufferezónát létrehozni, ami jelen munkánk tárgyát is képező, veszélyeztető forrásokat már a határ elérése előtt megszünteti.

A jelenlegi határvonal kezelését tekintve javasoljuk:

- az özönnövények terjeszkedését megállítani célzó erdészeti és legeltetési programok kombinációit;

Az illegális kommunális szemétkerakók, építési törmelékek és ipari hulladék mihamarabbi felszámolását;

- A vonalas létesítmények tájba illesztését, megszüntetését;
- A Nemzeti Parkon belüli, illetve annak határához legközelebb eső épületeken a fényszennyező lámpatestek megfelelő burkolását;
- Mivel a talajban diffúzan megjelenő és mozgó szennyezések elvezetése azokon a határszakaszokon, ahol a tereplejtés miatt a mezőgazdasági vegyszerek bemosódása valószínű, irdatlan költségekkel járna, javasolt a területhasználati és művelési mód megváltoztatásának támogatása, előírása.

## Köszönetnyilvánítás

Köszönjük a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóságának, hogy lehetővé tette a terepi kutatások feltételeit.

## Irodalom

- ANDERSON D. M. 2007: Virtual fencing—Past, present, and future. *Rangeland Journal* 29: 65–78.
- BAILLIE E. M., HILTON-TAYLOR C., STUART, S. N. (szerk) 2004: IUCN Red List of Threatened Species. A Global Species Assessment. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- BALÁZS K., SZABÓ G., PODMANICZKY L. 2001: Agri-environmental policy in environmentally fragile areas. In: ACE Seminar on Sustainable Agriculture in Central and Eastern European Countries: The Environmental Effects of Transition and Needs for Change. Sep 10–16; Nitra, Slovakia.
- BARRIENTOS R., ALONSO J. C., PONCE C., PALACIN, C. 2011: Meta-Analysis of the Effectiveness of Marked Wire in Reducing Avian Collisions with Power Lines. *Conservation Biology* DOI:10.1111/j.1523-1739.2011.01699.x
- BISHOP-HURLEY G. J., SWAIN D. L., ANDERSON D. M., SIKKA P., CROSSMAN C., CORKE P. 2007: Virtual fencing applications: implementing and testing an automated cattle control system. *Computers in Electronics and Agriculture* 56:14–22.
- DREWITT A. L. 2007: Birds and recreational disturbance. *Ibis* 149: 1–2.
- ECSEDI Z. (szerk) 2004: A Hortobágy madárvilága. Szeged-Balmazújváros.
- EWERS R. M., RODRIGUES, A. S. L. 2008: Estimates of reserve effectiveness are confounded by leakage. *Trends in Ecology and Evolution* 23:113–116.
- FOXCROFT L. C., JAROŠÍK V., PYŠEK P., RICHARDSON D. M., ROUGET, M. 2010: Protected-area boundaries as filters of plant invasions. *Conservation Biology* 25: 400–405.
- GASTON K. J., JACKSON S. F., CANTÚ-SALAZAR L., CRUZ-PIÑÓN, G. 2008: The ecological performance of protected areas. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 39: 93–113.
- HOLE D. G., WILLIS S. G., PAIN D. J., FISHPOOL L. D., BUTCHART S. H. M., COLLINGHAM Y. C., RAHBK C., HUNTLEY, B. 2009: Projected impacts of climate change on a continent-wide protected area network. *Ecology Letters* 12: 420–431.
- HOUGHTON J. T., DING Y., GRIGGS D. J., NOGUER M., VAN DER LINDEN P. J., DAI X., MASKELL K., JOHNSON C. A. (szerk) 2001: *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. Cambridge Univ Press, Cambridge, UK.
- IUCN: (2012) [utoljára látogatva: 2012-02-25]; <http://www.iucn.org/about/union/commissions/wcpa/>
- JENKINS A. R., SMALLIE J. J., DIAMOND, M. 2010: Avian collisions with power lines: a global review of causes and mitigation with a South African perspective. *Bird Conservation International* 20: 263–278.
- KLEIJN D., SUTHERLAND W. J. 2003: How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40: 947–969.
- MURPHY R. K., MCPHERRON S. M., WRIGHT G. D., SERBOUSEK K. L. 2009: Effectiveness of avian collision averters in preventing migratory bird mortality from powerline strikes in the central Platte River, Nebraska. Nebraska Game and Parks Commission, U.S. Fish and Wildlife Service, and University of Nebraska, Kearney.
- PALOMINO D., CARRASCAL L. M. 2007: Habitat associations of a raptor community in a mosaic landscape of central Spain under urban development. *Landscape and Urban Planning* 83: 268–274.
- PIMENTAL D., STACHOW U., TAKACS A., BRUBAKER W., DUMAS A. R., MEANEY J. S. ET AL. 1992: Conserving biological diversity in agricultural/forestry systems. *Bioscience* 43:354–362.
- PRIMACK R. B. 1993: *Essentials of conservation biology*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts.
- TILMAN D., FARGIONE J., WOLFF B., D'ANTONIO C., DOBSON A., HOWARTH R., SCHINDLER D., SCHLESINGER W. H., SIMBERLOFF D., SWACKHAMER, D. 2001: Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science* 292: 281–284.
- WDPA 2011: [utoljára látogatva: 2012-02-25] <http://www.wdpa.org/Default.aspx>
- WILSON G. A. 1994: German agri-environmental schemes. I. A preliminary review. *Journal of Rural Studies* 10: 27–45.

HTTP 1: <http://hu.wikipedia.org/wiki/K%C3%A1rp%C3%A1t-medence>

HTTP 2: <http://www.termesztvedelem.hu/>

HTTP3: [http://life2004.hnp.hu/index\\_hu.html](http://life2004.hnp.hu/index_hu.html)

HTTP 4: <http://csillagpark.hu/>

HTTP 5: [www.sakerlife.mme.hu/intro.html](http://www.sakerlife.mme.hu/intro.html)

## THREAT FACTORS AFFECTING THE BORDERLINE OF THE HORTOBÁGY NATIONAL PARK

T. BÓK<sup>1</sup>, A. MOLNÁR<sup>2</sup>, T. J. NOVÁK<sup>3</sup>, ZS. VÉGVÁRI<sup>4,5</sup>

<sup>1</sup> University of Debrecen, Department of Landscape Protection and Environmental Geography  
H-4032 Debrecen, Egyetem tér 1., e-mail: boktunde@gmail.com

<sup>2</sup> Hortobágy National Park Directorate, H-4024 Debrecen, Sumen u.2., e-mail: attila@hnp.hu

<sup>3</sup> University of Debrecen, Department of Landscape Protection and Environmental Geography  
H-4032 Debrecen, Egyetem tér1., e-mail: novak.tibor@science.unideb.hu

<sup>4</sup> Hortobágy National Park Directorate, H-4024 Debrecen, Sumen u. 2.

<sup>5</sup> University of Debrecen, Department of Conservation Zoology  
H-4032 Debrecen Egyetem tér 1., e-mail: vegvari@hnp.hu

**Keywords:** nature reserve, buffer zone, vulnerability

On a global scale, nature reserves are facing a number of negative anthropogenic effects, which can primarily be investigated in buffer zones and borderlines of protected areas. This is of key importance, as the timely detection of negative impacts in buffer zones and reserve borderlines might help to mitigate their spreading out in inner, highly sensitive zones. Large and compact national parks are especially suitable for studying anthropogenic factors affecting reserve borderlines. One of the most representative members of this group in Europe is the Hortobágy National Park (HNP), the largest compact alkaline steppe in the continent, and at the same time one of the most undisturbed ecosystem-types in the Carpathian Basin. The borderline of the national park is characterised by a number of land use types typical of the region with highly various intensities and temporal as well as spatial patterns. To study the disturbance factors affecting the borderline of the HNP, we conducted field surveys between April and October on a weekly basis. Based on our results, the most important variables negatively impacting the borderline of the national park were land use change, the growing frequency of intensive agricultural technology replacing traditional methodologies and the spreading of invasive plant species. Conversely, hunting pressure and the total area of communal rubbish have significantly decreased in the past decades.

## A MEZŐGAZDASÁGI TERMELÉS MINT ÖKOSZISZTÉMA-SZOLGÁLTATÁS ÉRTÉKE: HIDROLÓGIAI MODELLHEZ KAPCSOLT SZÁMÍTÁSI MÓDSZERTAN

KOZMA Zsolt, DERTS Zsófia, KARDOS Máté, KONCSOS László

Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem,  
Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék  
1111 Budapest, Műegyetem rakpart 3., e-mail: derts.zsofia@vkkt.bme.hu

**Kulcsszavak:** ökoszisztéma-szolgáltatások, mezőgazdasági hozam becslése, integrált hidrológiai modellezés, tájhasználat, WaterRisk.

**Összefoglalás:** Sajátos hidrológiai helyzetéből adódóan Magyarország egyszerre néz szembe a víztöbblet és vízhiány okozta kockázatokkal, amelyeket közvetlen és közvetett emberi hatások mellett tovább súlyosbít az éghajlatváltozás. A kockázatok enyhítése csak tájszintű tervezés segítségével lehetséges, amelyet nagyban megkönnyítene az egyes tájhasználati scenáriók természeti tökéjének összehasonlítása. Egy tavaly (2011-ben) lezárult hazai K+F projekt (WaterRisk) egyik célkitűzése éppen ez volt. A három éves projekt során kifejlesztett döntéstámogató rendszer egyik kulcseleme a környezet-gazdaságtani almodul. Ez többek között lehetővé teszi, hogy megbecsüljük a mezőgazdasági termelés mint ellátó szolgáltatás hasznát. Jelen cikk célja utóbbi számítás elvi alapjainak bemutatása.

### Bevezetés

Magyarország a Kárpát-medence mély fekvésű részén helyezkedik el, ami nagyban meghatározza hidrológiai helyzetét: hazánk vízháztartása jelentős mértékben ki van téve a felvízi hatásoknak. Az egy főre eső vízkészlet az országra jutó  $118 \text{ km}^3$ -ból kiindulva igen jelentős volna, ám a kis vízfolyássűrűség miatt a vízbőség csak a nagyobb folyók mentén érvényes, és a rendelkezésre álló vízmennyiséget csökkentő tényezőket figyelembe véve átlagosan csupán  $600 \text{ m}^3/\text{fő}/\text{évnvi}$  készlettel rendelkezünk, ami az egyik legkisebb érték Európában (SOMLYÓDY 2011).

A hasznosítható vízkészlet alacsony országos átlaga (SOMLYÓDY 2011) mellett annak területi és időbeli változékonysága és extrémításai okozzák a legnagyobb gondot: amellett, hogy Magyarország árvízi kockázata Európán belül a legnagyobb mértékű (BME VKKT 2006, KONCSOS 2011), rendszeresen előforduló belvizek és aszályok sújtják hazánkat (SOMLYÓDY 2011); a víztöbblet és vízhiány az érintett területek jelentős részén együtt, gyakran rövid (akár évszakos) időeltolással jelentkeznek. Az éghajlatváltozás várható helyi hatásainak következtében a jövőben ráadásul az időjárási szélsőségek gyakoriságának növekedése valószínűsíthető, és a száraz éghajlatú térségekben a hasznosítható vízkészlet összességében csökkenni fog (NOVÁKY 2009).

Az éghajlatváltozás mellett a tájhasználat és az emberi tevékenység közvetlen következményei is hatnak a vízkészlet állapotára, például a folyószabályozáson keresztül, vagy a felszínborítás módosítása miatt megváltozott lefolyási tényező és tényleges párolgás eredményeként. Ezzel párhuzamosan a hidrológiai viszonyok visszahatnak az ökoszisztémákra, pl. az éghajlatváltozás következtében gyengébb alkalmazkodóképességű fajok és víztől függő élőhelyek eltűnésével csökkenni fog a biodiverzitás (NOVÁKY 2009). Az árvíz, belvív és aszály okozta kockázatok enyhítését ily módon (i) a kiváltó okok

mérséklésével, (ii) a kockázatokhoz történő alkalmazkodással, vagy (iii) a két elgondolás együttes alkalmazásával lehet elképzelni.

A hagyományos vízgazdálkodási szemlélettől eltérően a hidrológiai szélsőségek kezelése tájszintű tervezést is igényel, amelynek során a társadalmi (kockázatkezelési) szempontok mellett jelentős figyelmet kell szentelni az ökológiai rendszerek működésének is. Kutatásunk aktualitását is ennek az újszerű megközelítésnek az igénye adja.

A hazai finanszírozású K+F projekt keretében 2011-ben tanszékünk részvételével elkészült a WateRisk döntéstámogató rendszer (továbbiakban WR DSS), amelynek elsődleges alkalmazási területe a vízkészlet-gazdálkodási kérdések tudományos elemzése (lásd a Módszertan pontban). Ugyanakkor – ismerve az ágazatok közötti számos kereszthatást – a modellrendszer fontos eleme a területhasználatok és a vízkészletek kapcsolatának vizsgálatára alkalmas környezet-gazdaságtani modul. Utóbbi célja, hogy az egyes tájhasználati scenáriók, pl. az intenzív monokultúrás termelés vagy az extenzív mozaikos tájszerkezet előnyben részesítése esetén kialakuló és folyamatosan változó természeti tőke összehasonlításával támogatást nyújtson a gazdasági szempontokat is figyelembe vevő tájszintű döntéshozatal során.

Cikkünk központi témája a hazánk területének kétharmadára kiterjedő mezőgazdasági (szántóföldi) termelés mint speciális ökoszisztéma-szolgáltatás gazdasági értékelése. Az elméleti megalapozást jelentő szakirodalmi pontban írunk a természeti tőkéről, majd azon belül az ökoszisztéma-szolgáltatásokról és azoknak a tájhasználattal való kapcsolatról; valamint ismertetjük a mezőgazdasági hozambecslés általános módszertanát. Ezek után rátérünk egy, a gyakorlatban megvalósult alkalmazás, a WR DSS mezőgazdasági almoduljának bemutatására: először röviden áttekintjük magát a döntéstámogató rendszert és annak környezet-gazdaságtani modulját; majd ismertetjük a mezőgazdasági haszon számítására általunk javasolt módszert. Következtetéseink között értékeljük a fejlesztett módszertan alkalmazási lehetőségeit, illetve kitekintünk a jövőbeli kutatási feladatokra.

## Természeti tőke és tájhasználat

### Az ökoszisztéma-szolgáltatások és a természeti tőke fogalma

A természeti rendszerek által nyújtott gazdasági haszon számbavételére az ökoszisztéma-szolgáltatások, és ezeken keresztül a természeti tőke fogalmát alkalmazzák (COSTANZA et al. 1997; MEA 2005; DE GROOT et al. 2010 stb.). Az ökoszisztéma-szolgáltatások fenntartó, ellátó, szabályozó, kulturális-spirituális és élőhelyet biztosító szolgáltatásokra bonthatók (MEA 2005; DE GROOT et al. 2010), és az emberi jólétet növelik (COSTANZA et al. 1997).

Mivel a természeti tőke elemeit jelentő fizikai és biológiai készletek korlátozottan állnak rendelkezésre, az ökoszolgáltatásokra érvényes a közgazdaságtanból ismert átváltás (*trade-off*) jelensége: az ellátás növelése a szabályozás csökkenésével jár, és fordítva; emellett egy ellátási szinten több szabályozási szint lehetséges, az ökoszisztéma állapotának megfelelően (ELMQUIST et al. 2010). A jelenséget alátámasztja, hogy globális léptékben az utóbbi évtizedekben az élelmiszer ellátás túlzott kiaknázása figyelhető meg, ami a szabályozó és kulturális szolgáltatások egyértelmű hanyatlását vonta maga után (MEA 2005). A WR DSS környezet-gazdaságtani modulja – többek között – ezeknek az átváltásoknak a vizsgálatára alkalmas.

## Ökoszisztéma-szolgáltatások és tájhasználat

A különböző szolgáltatások eltérő mértékben vannak jelen minden ökoszisztémában, és értékelésüket megkönnyíti, hogy közülük bizonyosak dominánsak adott területeken: a mezőgazdasági termelés alatt álló mesterséges rendszerek legfontosabb ökoszisztéma-szolgáltatása értelemszerűen az élelmiszer ellátás, szemben a természetes állapotban lévő vizes vagy szárazföldi élőhelyekkel, amelyekhez főként szabályozó funkciókat társítunk. Az értékelést azonban megnehezíti, hogy bizonyos szolgáltatások nehezen számszerűsíthetők vagy becsülhetők. Emellett a térbeli léptéknek is jelentősége van: a szabályozó és fenntartó-szolgáltatásokat tekintve, míg 1–10 000 km<sup>2</sup> kiterjedésű ökoszisztémák szintjén pl. a tápanyagtöbblet és szennyezőanyagok megkötése, valamint a beporzás tartozik a kiemelt szolgáltatások közé, 10 000–100 000 km<sup>2</sup>-es, táji léptékben a folyók és felszín alatti vizek áramlása szabályozása, az árvíz hatásának enyhítése és az erózió elleni védelem játszik döntő szerepet (DE GROOT et al. 2009).

### Természeti tőke mint a döntéshozatal egy lehetséges pillére

A természeti tőke pénzbeli kifejezésének a környezeti rendszerek ismeretszerzési célú értékelése mellett a döntéshozatal során van jelentősége. Az egyes alternatívák gazdasági összehasonlítása elméletben a természeti tőkét magában foglaló teljes gazdasági érték meghatározásával lehetséges (MARJAINÉ SZERÉNYI 2011). Annak ellenére, hogy a terület-használattal vagy annak megváltoztatásával kapcsolatos döntéshozatal során az érintett szereplők (önkormányzatok, gazdasági szereplők, civil társadalom stb.) köztudottan eltérő táji funkciókhoz köthető értékeket részesítenek előnyben, ez idáig nem állt rendelkezésre általánosan alkalmazható integrált módszer, amely az ökoszisztéma-szolgáltatások teljes figyelembevételével segítené a tájtervezési, döntéshozatali folyamatokat (DE GROOT et al. 2009).

COSTANZA et al. (1997) kutatási eredményei szerint a kontinentális élőhelyek közül a wetlandek természeti tőkéje fajlagosan a legmagasabb, és egyértelmű a természeti tőke és a biodiverzitás (illetve a vízellátottság) korrelációja. Ez a rangsor globális szinten érvényes, ugyanakkor adott vizsgálati területek tekintetében az ökoszisztémák pénzbeli értékének meghatározásakor alapvető fontosságú, hogy a számítások a helyi körülmények figyelembevételével történjenek.

Erre a feladatra megoldást jelentene olyan, a helyi körülmények szerint paraméterezett, integrált hidrológiai-tájhasználati modellek alkalmazása, amelyek segítségével különböző scenáriókra meghatározható lenne a természeti tőke hosszú távú változása. A kutatásunk célja a WateRisk modell rendszer használatával az ilyen jellegű scenárió összehasonlítások megalapozása.

### A mezőgazdasági hozambecslés

A mezőgazdasági – elsősorban szántóföldi – növénytermelés hatékonyságának előrejelzése, vagyis a várható hozam becslése rendkívül nehéz feladat. A növényi növekedés számos abiotikus (pl. időjárási, talajtani és vízháztartási viszonyok, tápanyagok jelenléte) és biotikus (pl. fajtatulajdonságok, gyomnövények, kártevők) tényező hatása alatt

áll. Emellett a kialakult agroökológiai viszonyokat az aktív mezőgazdasági gyakorlat (pl. tótáv, öntözés, permetezés, trágyázás, elővetemény, talajművelés) is jelentős mértékben befolyásolja. A kérdéskör vizsgálata az 1970-es években egy új szakterület, az agroökológiai vagy termés-szimulációs modellezés kialakulását eredményezte (HUZSVAI et al. 2005, PENNING DE VRIES et al. 1989).

Bár a terméshozam előrejelzésére ismertek tisztán empirikus-statisztikus jellegű módszerek, ezek általános alkalmazhatósága a hatótényezők és hatásfolyamatok nagy száma miatt számos korlátba ütközik. Így a hozam becslésére jellemzően a – legalább részben – folyamatalapú, determinisztikus modellek terjedtek el. Az irodalomban ezekre jó néhány igazolt és elismert példát találhatunk: ilyen a FAO AquaCrop modellje (STEDUTO et al. 2008), a Wageningen University és az EC JRC részvételével fejlesztett WOFOST (SUPIT et al. 1994), vagy a gazdaságok teljes körű menedzselésére is alkalmas APSIM moduláris modellező keretprogram (McCOWN et al. 1996).

A növényi növekedést a szakirodalom a tenyészidő során jelentkező limitáló vagy stressztényezők függvényében négy termésprodukcións szinttel jellemzi (PENNING DE VRIES et al. 1989). Ezek röviden a következők:

- 1. szint: nincs limitáló hatás, ez a termőhelyre jellemző optimális termelési szint;
- 2. szint: limitáló tényező a párologtatható víz mennyisége;
- 3. szint: a víz mellett limitáló tényező az elérhető nitrogén és a kedvezőtlen időjárás;
- 4. szint: további korlátozást okoz a foszfor és egyéb ásványi tápanyagok hiánya.

VAN ITTERSUM és RABBINGE (1997) szerint célszerűbb a termésprodukcións szintek alábbi értelmezése:

1. az időjárási körülményektől és növényfajtától függő termőhelyi optimumot megadó potenciális,
2. a limitáló tényezők (elérhető víz és tápanyagok) mellett megvalósítható, illetve
3. a biotikus károsító tényezők (gyomok, kártevők, betegségek) miatt bekövetkező tényleges termelési szint.

A termés-szimulációs modellek kategorizálásának egyik szempontja az, hogy a fent bemutatott termésprodukcións szintek közül az adott módszer melyiket veszi figyelembe. Így összetettségüktől függően a modellek kitérhetnek a talajon és/vagy a növényen belüli víz-, tápanyag-, hő- és biomassza-forgalom, valamint a fotoszintézis jelenségének leírására is. Ez matematikailag történhet (i) teljes mértékben a biokémiai és fizikai folyamatokra érvényes differenciálegyenletek kezdeti és peremfeltételektől függő, jellemzően 1–10 napos időlépésű numerikus megoldásával, de (ii) bizonyos tényezők esetében egyszerűsített, empirikus összefüggések segítségével is. A termés-szimulációs modellek komplexitását jól mutatja, hogy az alkalmazott paraméterek száma a néhány tíztől több százig is terjedhet (HUZSVAI et al. 2005).

A termés-szimulációs modellezés eredményességének feltétele a komoly munka- és időráfordítás, a megfelelő adatellátottság, valamint a szerteágazó agroökológiai ismeretek megléte. A több évtizedes kutatási tapasztalatok ellenére a – modellezés során determinisztikus összefüggésekkel figyelembe vett – hatótényezők gyakorlati szerepe sok esetben a mai napig nem tisztázott vagy számszerűsíthető egyértelműen (TARNAWA et al. 2010, DÓKA 2010).

## Módszertan

A tanszékünk részvételével kifejlesztett WateRisk döntéstámogató rendszer olyan komplex, moduláris felépítésű hidrológiai-hidrodinamikai-környezetgazdasági algoritmus és szoftver, amely a felszíni vízkészlethez és talajvízhez kapcsolódó vízgazdálkodási forgatókönyvek kockázatalapú értékelését teszi lehetővé. Az elemzés alapját a hidrológiai ciklus folyamatainak szimulálása, majd az eredményül kapott vízkészlet-állapotokhoz rendelhető gazdasági hasznok és károk becslése adja (KOZMA és KONCSOS 2011, KONCSOS et al. 2012).

Célunk a mezőgazdasági haszon becslésére kidolgozott módszertan bemutatása, amelynek könnyebb megértése érdekében először röviden ismertetjük a számítások alapjául szolgáló hidrológiai-hidrodinamikai modellt és a gazdasági modult.

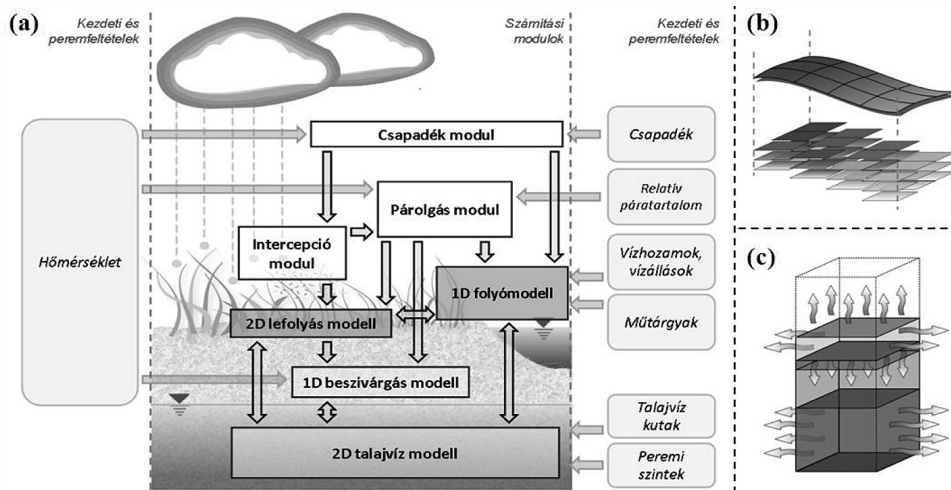
### A WateRisk integrált hidrológiai modell

A WR DSS központi eleme egy osztott paraméteres integrált hidrológiai modell (WR IHM), amely a lokális-regionális vízkörforgás fizikai folyamatait térinformatikai és matematikai eszközök segítségével írja le (KONCSOS et al. 2011, KOZMA és KONCSOS 2011, JOLÁNKAI et al. 2011). A modell fontos előnye, hogy számos hidrológiai jellemző változását képes meghatározni (a zárójeles megjegyzések mintaterületi tapasztalatainkra vonatkozóan):

- nagy kiterjedésű területekre (~50–5000 km<sup>2</sup>) és hosszabb időszakokra (1–30 év) vonatkozóan,
- ugyanakkor kellően részletes tér- és időbeli (0,25–25 ha, illetve perc-óra) felbontással,
- mindezt nagy számítási sebességgel (cellaszámtól függően a futásidő/szimulált idő arány 1:1000–1:5000 tartományban mozog).

A víz természetes körforgásának meghatározó felszíni és felszín közeli elemeit (csapadék, intercepció, evapotranszpiráció, beszivárgás, felszíni lefolyás és tározódás, mederbeli áramlás valamint talajvízmozgás) önálló, az adott jelenségre és közegre érvényes részmodellek szimulálják. Mivel a valós fizikai jelenségek egymással összefüggésben zajlanak le, az azokat leíró matematikai modulok is folyamatos, algoritmus-szintű kapcsolatban állnak egymással: az egyes részmodellek által számított eredmények más számítások bemeneti adataként (peremfeltételként) szolgálnak (1. ábra).

A szimulációk alapja térben a számítási cella, ami egy felszín közeli (jellemzően 10–50 méteres, ideális esetben az első vízrekesztő rétegig tartó) talajszelvényt és az ott alkalmazott területhasználatot reprezentálja. A vizsgált terület így számítási szempontból lefedhető egy kétdimenziós rácsalával. Ez alól a vízfolyásokban lezajló vízmozgást leíró hidrodinamikai modell jelent kivételt (a mederbeli áramlási jellemzők számítása egy dimenzióban történik, ez a modell azonban az elárasztási, tározási, ill. talajvíz megcsapolási és utánpótlási folyamatok leírása során kommunikál a kétdimenziós hidrológiai-hidrodinamikai modulokkal).



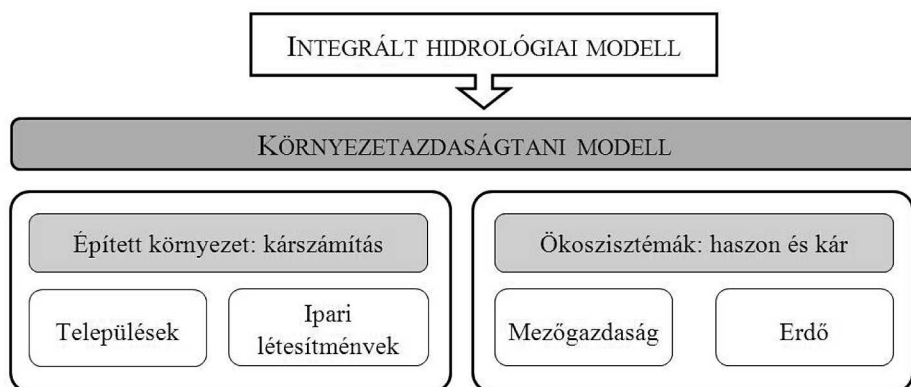
1. ábra (a) A WaterRisk integrált hidrológiai modell felépítése, (b) a vízgyűjtő lefedése osztott paraméteres rácshálóval, és (c) egy számítási cellában a vízforgalom elvi vázlata  
 Figure 1. (a) Structure of the WaterRisk integrated hydrological model, (b) distributed parameter representation of watershed, (c) conceptual scheme of the water flow in a computation cell

Mivel folyamat alapú modellről van szó, segítségével a valóságban megfigyelt körülmények mellett tetszőleges tervezési változat is vizsgálható – tulajdonképpen ez jelenti a forgatókönyv-elemzés alapját. Így például az egyes cellákban érvényes területhasználatot mint bemeneti adatot megadhatjuk terepbejárás vagy pl. a CLC50 adatbázis alapján (EEA 2006), de felépíthetjük az általunk optimálisnak vélt alternatív tájhasználat modelljét is (pl. JOLÁNKAI et al. 2011 és JOLÁNKAI et al. 2012). Emellett a vízgazdálkodási beavatkozások (belvízrendezés, öntözés, árvédekezés, tározás) vagy globális trendek (pl. éghajlatváltozás) hatásai is számszerűsíthetők.

A számítások eredményeként nagy mennyiségű, térben és időben változó, valamint aggregált vízháztartási adat áll elő (grid-sorozatokat, hossz-szelvények és idősorok formájában). Többek között ilyen adatok az 1. ábrán nyilakkal jelölt anyagáramok. A teljesség igénye nélkül néhány, a mezőgazdasági számítások szempontjából lényeges jellemző: potenciális és tényleges evapo-transzspiráció (mint a több lépésben számított evaporáció és transzspiráció összege), felszíni vízborítás kiterjedése és tartóssága, gyökérszóna/termőréteg telítettsége, a talajvíztükör helyzete, valamint a kiöntözött vízmennyiség.

### A döntéstámogató rendszer környezet-gazdaságtani modulja

A WR DSS környezet-gazdaságtani modulja segítségével lehetőséget biztosít a hidrológiai modell eredményeinek gazdasági szempontú utófeldolgozására. A gazdasági értékelés egyik célja lehet a hosszú távú tájhasználati alternatívák összehasonlítása azok lehető legteljesebb gazdasági értékének számításán keresztül. Az értékelés egyrészt a víztöbblet és vízhiány okozta károk (mint költségek) meghatározására, másrészt az ökológiai rendszerek nyújtotta szolgáltatások (mint hasznok) figyelembevételére terjed ki. A gazdasági modell vázlatos felépítését a 2. ábra mutatja be.



2. ábra A WateRisk döntéstámogató rendszer gazdasági modelljének felépítése  
 Figure 2. Structure of the economic model attached to the WateRisk DSS

Az épített környezet tekintetében a környezet-gazdaságtani modell a víztöbbletből – jellemzően katasztrofális árvizekből – származó károk becslésére alkalmas, amelyek a vízborítás időtartamától és mértékétől, valamint egyéb tényezőktől függő helyreállítási költségekkel egyeznek meg. A települési kárszámítás módszertana KSZI-BME (2009) és PENNING-ROUSELL et al. (2005) munkáin alapul.

A kidolgozott gazdasági számítások másik fő területe a bizonyos ökoszisztémákból származó haszon és az azokat ért kár meghatározása. Ez jelenleg mezőgazdasághoz és erdészethez köthető ökoszisztéma-szolgáltatásokat foglal magában. A mezőgazdasági haszon számítási módszerét alább részletesen bemutatjuk.

Az erdők ökoszisztéma-szolgáltatását a modell a következő algoritmus keretében számítja: a faállomány vizsgált időszakra vonatkozó növekményét a modul a termőhelyi sajátosságok (klimatikus, talajtani és a modell által szimulált hidrológiai tényezők), valamint az erdészeti gyakorlatban alkalmazott fatermési táblák alapján becsüli meg. A gazdasági értékelés során a hagyományos megközelítés szerinti profit (az eladott fából származó bevétel) mellett a modellben szintén haszonként szerepel az erdőnek, mint ökoszisztémának az éghajlat szempontjából nyújtott szabályozó szolgáltatása, a széndioxid-megkötés; költségként pedig a szélsőséges hidrológiai helyzetek (tartós vízborítás vagy aszály) miatt fellépő esetleges kár (faállomány pusztulása) jelenik meg (KONCSOS et al. 2012).

A fentiekből kitűnik, hogy a gazdasági modul az ökoszisztéma-szolgáltatásoknak csak egy részét veszi figyelembe. Erre magyarázatot ad, hogy a témában jártas szakemberek véleménye (UNGVÁRI 2011, szóbeli közlés) szerint csak a kiválasztott funkciók tekinthetők az általunk alkalmazott eszközrendszer mellett gazdasági értelemben is számszerűsíthetőnek (a figyelmen kívül hagyott szolgáltatások értékelése csak egészen más módszerekkel, pl. egyéni preferenciákat figyelembe vevő több szempontú döntéstámogatással lehetséges).

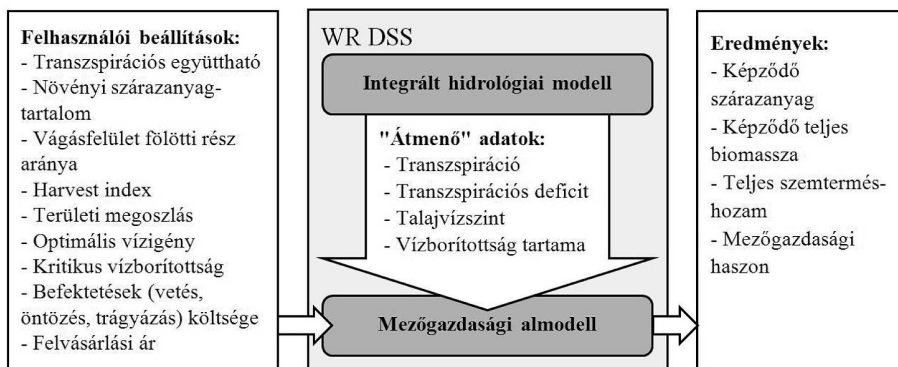
## A mezőgazdasági haszon számítása

A WateRisk projekt anyagi és időkerete mellett nem volt reális a fentebb bemutatott komplex agroökológiai modellezési módszertan alkalmazása, beépítése a WR DSS-be. Ezért egy saját, egyszerűsített hozambecslési eljárás kidolgozását tűztük ki célul. A mezőgazdasági haszon számszerűsítését végző modul fejlesztése az alábbi szempontok szerint zajlott:

- A mezőgazdasági haszon számításának alapja a területegységre vetített tenyészidőszaki terméshozam becslése. Az éves gazdasági bevételről feltételezzük, hogy az a becsült terméshozammal egyenesen arányos.
- A termelésbe investált tőkét csak a termés kipusztulása esetén értelmezzük kárként. Az így keletkező gazdasági kár számításáról bővebb információ található itt: KSZI-BME (2009).
- A hozambecslés kialakítása során alapul vettük a már bemutatott termés-szimulációs ismereteket is, de saját eljárásunkat elsősorban a gyakorlatban beszerezhető, hazai vonatkozású adatok, valamint a WR IHM által szimulált vízháztartási jellemzők alapján állítottuk össze.
- Ennek megfelelően:
  - A tisztán folyamat alapú megközelítés helyett a növényfejlődést és a termésképződést is empirikus összefüggések segítségével írjuk le.
  - A mezőgazdasági hozambecslés pontban leírtak szerinti 2. szintű illetve *megvalósítható* termésproduktions szintű módszer felállítása mellett döntöttünk, ami a biotikus és abiotikus stressztényezők közül egyedül a víz korlátozó hatását veszi figyelembe. Minden más tényezőről azt tételezzük fel, hogy azok a növény növekedése szempontjából optimálisak.
  - Az egyszerűsített, részben empirikus megközelítés, valamint a figyelmen kívül hagyott hatótényezők várhatóan pontatlanabb számítási eredményekre vezetnek, mint amit termés-szimulációs modellekkel elvben el lehetne érni. Feltevésünk szerint ugyanakkor a meteorológiai, termőhelyi és agrotechnikai adatellátottság hiányosságaiból adódó bizonytalanságok nagymértékben meghaladják a módszertani elhanyagolások hatását.
  - A hazai gyakorlatban fellelhető tapasztalati adatok – gyakorlati okok miatt – a növény optimális vízigényét jellemzően a tenyészidőszaki, esetleg az azt megelőző időszakra is vonatkozó csapadékösszeggel, illetve a gyökérszóna nedvességtartalmával hozzák összefüggésbe. A növényi párologtatás mértékét az irodalom elsősorban csak a növényi szárazanyag-termelést megadó transzspirációs együtthatón keresztül veszi figyelembe. Mivel esetünkben a hidrológiai számításokból adott a növényi vízelvétel, így a közvetett vízellátottsági adatok (csapadék) helyett a növényi működés leírását teljes mértékben erre alapozzuk.
  - A szántóföldi termesztés keretein belül növény-független hozambecslő eljárás volt a cél. Azaz a növényfajtát jellemző paraméterek módosításával az algoritmus alkalmazható a szántóföldi művelésben elterjedt termények többségére (a program jelenlegi adatbázisa árpa, búza, kukorica, rozs és zab termelésére vonatkozó számításokat tesz lehetővé).

## Adatellátottság

A hozambecslés során alkalmazott adatok két csoportra bonthatóak: (i) a WR IHM által meghatározott vízháztartási változók, illetve (ii) a növényt jellemző mezőgazdasági paraméterek (3. ábra). Előbbi adatok a vízhiány (transzspiráció és transzspirációs deficit) és víztöbblet (talajvízszint és vízborítottság) jellemzésére szolgálnak. Az alapértelmezett vagy felhasználó által megadott mezőgazdasági paraméterek a növények vízigényét és víztűrését, valamint biomassza produkciós sajátosságait írják le. A vizsgált növényfajta aránya/kiosztása a mintaterületen és a termés felvásárlási ára szintén a felhasználó által bevitt információ. A növények alapvető fenológiai tulajdonságai (gyökérszóna mélysége, levélfelületi index időbeli alakulása) a hidrológiai számítások bemeneti adatai, ezért azokat külön a mezőgazdasági számításokhoz nem kell megadni.



3. ábra A WateRisk mezőgazdasági moduljának adatforgalma  
Figure 3. Data management of the agricultural module of the WateRisk DSS

Mivel a mezőgazdasági számítások nagyban támaszkodnak a hidrológiai modell celaszintű eredményeire, a terméshozam meghatározása is ezen a léptéken zajlik: az algoritmus a hozambecslést a mintaterület minden cellájában elvégzi, így a teljes terület becsült terméshozama az ezekre vonatkozó eredmények összegeként adódik.

## Hozambecslés adott növényre és cellára

Egy kiválasztott növény esetén a terméshozam-számítások a tenyészidőszak történéseit két lépésben írják le: (1) a hozambecslés alapesete a teljes időszakra összegzett transzspiráció alapján történik, (2) majd az algoritmus az így kapott potenciális terméshozamot a tenyészidőszak részintervallumaira vonatkozó korlátozások alapján módosítja. E két lépés eredményeként adódik a becsült tényleges terméshozam.

(1) A növények által előállított összes szárazanyag mennyisége a tenyészidőszaki teljes transzspiráció és a növényfajta jellemző transzspirációs együttható szorzataként adódik (ANTAL 2005, BOCZ et al. 1996, MENYHÉRT 1979). A szárazanyag mennyisége alapján szintén szakirodalmi arányossági tényezőkkel (RADICS 1994) meghatározható a teljes biomassza (gyökér, szár, levél, termés). A vágásfelület feletti rész biomasszához mért

arányát (HUZSVAI et al. 2005) ismerve megkapható a szem és szalma együttes tömege. Utóbbiból a harvest index vagy szem/szalma arány alkalmazásával számítható a szemtermés teljes potenciális hozama.

(2) Ha a tenyészidőszak folyamán időszakosan szélsőségesen kevés (pl. fiziológiai aszály) vagy sok (pl. belvív) víz áll a növény rendelkezésére, akkor ezt a stresszhatást mint irreverzibilis folyamatot az algoritmus a kiindulási növényborítottságot csökkentő, és így a potenciális termést korlátozó tényezőként kezeli.

Korlátozott növényi nedvességfelvétel esetén vízhiányról beszélhetünk. A részben az AquaCrop modellben alkalmazott megoldáson alapuló (STEDUTO et al. 2008), részben saját módszerrel kialakított algoritmusban a korlátot a WR IHM által szimulált felszín alatti háromfázisú áramlási rendszer gyökérszónába eső részének lecsökkent víztartalma jelenti. Ennek eredményeként a tényleges transzspiráció ( $T(t)$ ) a potenciálisnál ( $PT(t)$ ) kisebb lesz. Az eltérés pillanatnyi értéke a transzspirációs deficit ( $TD(t)$ ) – mindhárom mennyiség dimenziója mm/nap:

$$TD(t) = PT(t) - T(t) \quad (1)$$

A vízhiány mértékét a vízhiánymutató (VHM) adja meg:

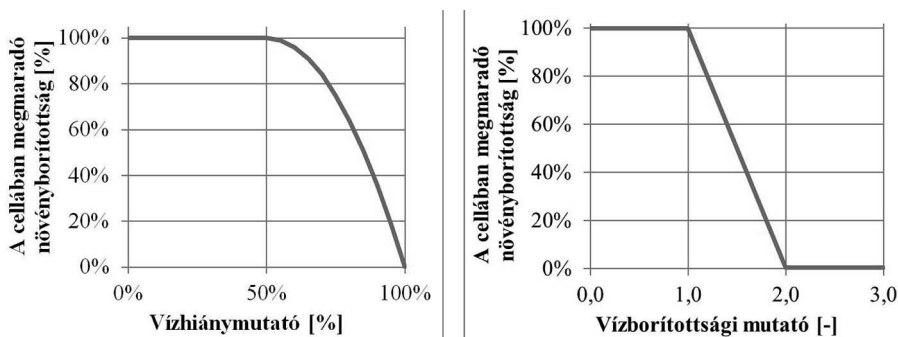
$$VHM_i = \frac{TD_{\text{időszaki}}(i)}{PT_{\text{időszaki}}(i)} \quad (2)$$

A vízhiány hatása a mezőgazdasági algoritmusban jelenleg dekádszinten jelenik meg: az (1) összefüggésben szereplő időszaki mennyiségek a hidrológiai modell által számolt pillanatnyi adatok tíznapos intervallumokra összegzett, mm-es értékei. A vízhiány növényborítottságra gyakorolt hatását a 4. ábra adja meg.

A víztöbblet miatt a gyökérzet gázcsere-folyamatai válnak gátolttá. Információval egyes növényfajták 100%-os pusztulásáig eltelt időt illetően rendelkezünk, így – adathiány miatt – becslésre kényszerültünk a számítás paramétereinek megállapításakor. Az algoritmus ezzel jelenleg akkor számol, ha a hidrológiai modellben a talajvíztükör eléri a talajfelszínt, vagy a felszínen egyéb okból vízborítás alakul ki (a gyökérszónában kialakuló telített körülmények pontosabb leírása folyamatban van). A korlátozó eljárás feltételezi, hogy a különböző növények bizonyos ideig tolerálják ezt az állapotot, pusztulásuk csak egy kritikus időtartamot meghaladó vízborítás fölött indul meg. Ezt fejezi ki a vízborítási mutató (VBM):

$$VBM_i = \frac{VB_{\text{tényleges}}(i)}{VB_{\text{kritikus}}(i)} \quad (3)$$

A víztöbblet figyelembevétele hónapos időléptékű: a tényleges (szimulált) és a kritikus (bemenő adat) vízborítás (VB) értékek napban kifejezve adják meg az adott hónapra vonatkozó leghosszabb egybefüggő időszakokat. A növényborítottság csökkenése és a vízborítási mutató között feltételezett kapcsolatot a 4.b. ábra mutatja be.



4. ábra A (a) vízhiány és (b) a vízborítás hatása a növényborítottságra egy limitációs lépésben  
Figure 4. Effect of (a) water deficit and (b) water coverage on canopy cover for a limitation period

Mindkét korlátozó hatásra érvényes, hogy az algoritmus a vizsgált  $i$ -edik limitációs időszak kiindulási növényborítottságát ( $cover_{i-1}$ ) a hatást jellemző mutató ( $M$ ) és a 4. ábrán megadott korlátozó függvény szerint módosítja:

$$cover_i = cover_{i-1} F(M_i) \quad (4)$$

Ily módon a rövid idejű szélsőségek hatása az  $n$  darab limitációs időszakra osztható tenyészedőszakra vonatkozóan aggregált módon az alábbi összefüggéssel vehetők figyelembe ( $cover_0$  a modellcella által leírt terület bevetett hányadát jelenti):

$$cover_n = cover_0 \prod_{i=1}^n F(M_i) \quad (5)$$

A teljes időszakra vonatkozó potenciális hozamot az időszak végi növényborítással megszorozva adódik a becslés tényleges terméshozam. Az algoritmus gondoskodik a korlátozó hatások eltérő időlépésének összehangolásáról.

## Hozambecslés a teljes modellezési területre

A fentiekben láttuk, hogyan zajlik a számítás egy olyan modellcella esetén, amelyben egy növényfajta hozamát kell becsülni. A következőkben áttekinjtük, hogy többfajta termesztett növény, és nagyszámú cellával lefedett mintaterület esetén hogyan működik az algoritmus.

Egyrészt lehetőség van arra, hogy a felhasználó a vizsgált terület minden cellájára vonatkozóan megadja az ott termesztett növényt. Ilyenkor az algoritmus a fenti eljárásnak megfelelően fajtanként végighalad a területen, és minden cellára előállítja az ott érvényes hozamot.

A gyakorlatban valószínűbb, hogy cellaszinten csak a művelési ág ismert, ugyanakkor a termesztett növény fajtájára vonatkozóan már nincs térbeli információ (pl. CLC50 alkalmazása esetén). Ebben az esetben a felhasználó több, általa lehatárolt régióra megadhatja, hogy ott a különböző növények termesztésére használt területek nagysága hogyan aránylik egymáshoz. Így például a KSH megyei bontásban megadott termelési arányainak segítségével tetszőleges mintaterület lefedhető. Az algoritmus ezek után a régió összes cellájában becslést tesz külön-külön minden növény hozamára, így az összes termesztett növényre adódik a területre vonatkozó becsült hozam. A tényleges terméshozamok ebből állíthatók elő a területi megoszlás (hányad) figyelembevételével.

### **A mezőgazdasági modul értékelése és továbbfejlesztési lehetőségei**

A WateRisk rendszerhez kapcsolt gazdasági modul a tájhasználati-vízgazdálkodási forgatókönyvek, alternatívák gazdasági összehasonlításában nyújt segítséget a döntéshozóknak. A területhasználatok és a vízkészlet-állapotok kölcsönös egymásra hatásának leírása a gazdasági elemzés egyik kulcseleme. Cikkünkben ennek fényében tekintettük át a szántóföldi mezőgazdasági hozambecslés és haszon számításának javasolt módszertanát.

A bemutatott algoritmus több szempontból előnyös:

- (i) gyors és viszonylag egyszerű számításokkal biztosítja a folyamatalapú megközelítés néhány kedvező sajátosságát (pl. könnyen átparaméterezhető; a területre jellemző potenciális hozam és a korlátozó vízhatások külön számítása);
- (ii) a hazai gyakorlatban megszerzett mezőgazdasági tapasztalatok arányszámok formájában vehetők figyelembe;
- (iii) a koncepció akár a hidrológiai számítások elvégzése nélkül is alkalmazható terméshozam és haszon becslésére.

Az eljárással kapcsolatban ugyanakkor több kérdés, fejlesztési irány is felmerült. Utóbbira példa a hidrológiai és mezőgazdasági számítások párhuzamosítása. Jelenleg ugyanis a terméshozam becslésére – így a vízhatások miatti növénypusztulás számítására is – az utófeldolgozási fázisban kerül sor, nincs visszacsatolás a hidrológiai modellre. Továbblepést jelentene még, ha a növényi növekedés során a léghőmérsékletet hatótényezőként vennénk figyelembe. Emellett a gazdasági elemzésekbe a szántóföldi művelés mellett érdemes lehet egyéb mezőgazdasági ágazatokat (pl. legelőgazdálkodást) is bevonni. További lehetőség a bemenő adatok pontosítása, kalibrálása valós, a számítási területre jellemző statisztikai adatok alapján.

A felvezetett módszertan a gyakorlatban is megvalósult, segítségével a WR DSS részeként, különböző éghajlati-területhasználati forgatókönyvekre végeztünk számításokat, a Szamos-Kraszna-közben, a Duna-Tisza-közén és Nagykőrű térségében található mintaterületeinken (JOLÁNKAI et al. 2011, JOLÁNKAI et al. 2012, KONCSOS et al. 2012).

## Köszönetnyilvánítás

A cikk tárgyát képező kutatás a Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszékén, a WateRisk projekt keretein belül fejlesztésre kerülő döntéstámogató rendszerhez készült. A fenti eredményeket a TÁMOP-4.2.2.B-10/1--2010-0009 projekt támogatta. A munka szakmai tartalma kapcsolódik a „Minőségorientált, összehangolt oktatási és K+F+I stratégia, valamint működési modell kidolgozása a Műegyetemen” c. projekt szakmai célkitűzéseinek megvalósításához. A projekt megvalósítását az Új Széchenyi Terv TÁMOP-4.2.1/B-09/1/KMR-2010-0002 programja támogatja.

## Irodalom

- ANTAL J. (szerk.) 2005: A növénytermesztés alapjai. In: Növénytermesztéstan 1–2. Mezőgazda Kiadó, Budapest
- BME VKKT 2006: A Tisza árvízi szabályozása a Kárpát-medencében. Zárójelentés. BME, Budapest
- BOCZ E. et al. 1996: Szántóföldi növénytermesztés. 3., változatlan kiadás. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- COSTANZA R., D'ARGE R., DE GROOT R., FARBER S., GRASSO M., HANNON B., LIMBURG K., NAEEM S., O'NEILL R. V., PARUELO J., RASKIN R. G., SUTTON P., VAN DEN BELT M. 1997: The value of the world's ecosystem services and natural capital. *NATURE*, 387: 6630: 253–260.
- DE GROOT R. S.; ALKEMADE R., BRAAT L., HEIN L., WILLEMEN L. 2009: Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity* 7(3): 260–272.
- DE GROOT R., FISHER B., CHRISTIE M., ARONSON J., BRAAT L., GOWDY J., HAINES-YOUNG R., MALTBY E., NEUVILLE A., POLASKY S., PORTELA R., RING I. 2010: Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem services valuation. In: KUMAR P. (editor) 2010: The economics of ecosystems and biodiversity (TEEB): ecological and economic foundations, Chapter 1. Earthscan, London and Washington.
- DÓKA L. F., 2010: Ökológiai és agrotechnikai tényezők hatása a növénytermesztési tér vízháztartására és a kukorica terméshozamára (Doktori értekezés). Debreceni Egyetem, Hajnóczy Jenő Növénytermesztési, Kertészeti és Élelmiszertudományi Doktori Iskola.
- ELMQUIST T., MALTBY E., BARKER T., MORTIMER M., PERRINGS C., ARONSON J., DE GROOT R., FITTER A., MACE G., NÖRBERG J., SOUSA PINTO I., RING I. 2010: Biodiversity, ecosystems and ecosystem services. In: KUMAR P. (editor) 2010: The economics of ecosystems and biodiversity (TEEB): ecological and economic foundations, Chapter 2. Earthscan, London and Washington.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA) 2006: CLC50 CORINE Land Cover data base. GIS layer.
- HUZSVAI L., RAJKAI K., SZÁSZ G., 2005: Az agroökológia modellezés technikája. Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum. <http://www.tankonyvtar.hu/mezogazdasag/agrookologia-080904-87>
- VAN ITTERSUM M. K., RABBINGE R. 1997: Concepts in production ecology for analysis, quantification of agricultural input-output combinations. *Field Crops Research*, 52 (3): 197–208.
- JOLÁNKAI ZS., KARDOS M., KONCSOS L., KOZMA ZS., MUZELÁK, B., 2012: Pilot area studies in Hungary with a novel integrated hydrologic model – Waterisk. Accepted for the 6<sup>th</sup> International Conference for Young Water Professionals, 2012, Budapest.
- JOLÁNKAI ZS., KOZMA ZS., MUZELÁK B., KONCSOS L. 2011: Alternatív tájgazdálkodási forgatókönyvek vizsgálata Nagykőrű térségében a WateRisk hidrodinamikai modellrendszer segítségével. A Magyar tudomány ünnepe „Összhang – Tudomány a gazdaságban és a társadalomban” VII. Alföldi Tudományos Tájgazdálkodási Nap, BARANCSI Á. és HERNYÁK G. (Szerk.), Szolnoki Főiskola, Szolnok. 35–40. pp.
- KONCSOS L. 2011: Árvízvédelem és stratégia. In: SOMLYÓDY L. (Szerk.) Magyarország vízgazdálkodása: helyzetkép és stratégiai feladatok. Köztisztviselői Stratégiai Programok, Magyar Tudományos Akadémia.
- KONCSOS L., JOLÁNKAI ZS., KOZMA ZS., 2011: A WateRisk integrált vízkészlet-gazdálkodási modellrendszer egydimenziós hidrodinamikai almodelljének összehasonlító tesztelése a HEC-RAS modellel – Hidrológiai Közlemény 91:(4): 50–56.
- KONCSOS L., KOZMA ZS., KARAKAI T., DERTS ZS., UNGVÁRI G., TIMÁR G. 2012: Enrichment of the natural capital by reforestation: case study for the Tisza Valley. Accepted for the 6<sup>th</sup> International Conference for Young Water Professionals, 2012., Budapest.
- KOZMA ZS., DERTS ZS., FONYÓ GY., JOLÁNKAI ZS., KARDOS M., KONCSOS L., MUZELÁK B., LISKA B., PARDITKA G. 2012: Overview of risk based water resources scenario analysis – the WateRisk decision support system. Accepted for the 6<sup>th</sup> International Conference for Young Water Professionals, 2012., Budapest.

- KOZMA Zs., KONCSOS L. 2011: Methodological overview of a coupled water resources management model system. In: Topping B. H. V., Tsompanakis Y. (Editors) Proceedings of the Thirteenth International Conference on Civil, Structural and Environmental Engineering, Computing. Civil-Comp Press, Stirlingshire, UK, Paper 157.
- KSZI-BME KONZORCIUM 2009: Módszertani útmutató az „Árvízi veszély- és kockázati térképezés és kockázatkezelési tervezés tartalmi és formai követelményeinek meghatározása, a végrehajtás megalapozása és eszközrendszerének kialakítása” című metodikai projekthez. Árvíz kockázati térképek és árvízi kockázatkezelési tervek módszertani előkészítése (Kockázati alprojekt). Budapest.
- MAJRAINÉ SZERÉNYI Zs. 2011: Az ökoszisztéma-szolgáltatások közgazdaság-tudományi megközelítése. Magyar Tudomány 172(7): 788–794.
- MCCOWN R. L., HAMMER G. L., HARGREAVES J. N. G., HOLZWORTH D. P., FREEBAIRN D. M., 1996: APSIM: A novel software system for model development, model testing and simulation in agricultural systems research. *Agricultural Systems* 50: 255–271.
- MENYHÉRT Z. (szerk.) 1979: Kukoricáról a termelőknek. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005: Ecosystems and human well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC. ISBN: 1-59726-040-1 <http://www.maweb.org/documents/document.356.aspx.pdf>
- NOVÁKY B. 2009: Az éghajlatváltozás, hatásai és az intézkedések az IPCC Negyedik Értékelő Jelentése tükrében. *Tájékológiai Lapok*, 7(1): 241–268.
- PENNING DE VRIES F. W. T., JANSEN D.M., TEN BERGE H.F.M., BAKEMA A. 1989: Simulation of ecophysiological processes of growth in several annual crops. Centre for Agricultural Publishing and Documentation (PuDoc), Wageningen, Hollandia.
- PENNING-ROWSSELL E. C., JOHNSON C., TUNSTALL S., TAPSELL S. M., MORRIS J., CHATTERTON J., GREEN C. 2005: The benefits of flood and coastal risk management: A handbook of assessment techniques. Middlesex University Press, London.
- RADICS L. (szerk.) 1994: Szántóföldi növénytermesztés. Kertészeti és Élelmiszeripari Egyetem Kertészeti Kar Budapest
- SOMLYÓDY L. 2011: Quo vadis hazai vízgazdálkodás? Stratégiai összefoglalás. In: SOMLYÓDY L. (Szerk.) Magyarország vízgazdálkodása: helyzetkép és stratégiai feladatok. Köztisztviselők Stratégiai Programok, Magyar Tudományos Akadémia. 9–83. pp.
- STEDUTO P., RAES D., HSIAO C., FERERES E., HENG L., IZZI G., HOOGEVEEN J. 2008: AquaCrop: a new model for crop prediction under water deficit conditions. *Options Méditerranéennes, Séries A.* (80). pp. 285–292. FAO, Róma.
- SUPIT I., HOOIJER A. A., VAN DIEPEN C. A., 1994: System description of the WOFOST 6.0 crop simulation model implemented in CGMS, Volume 1: Theory and Algorithms. EUR 15956 EN, Joint Research Center, Commission of the European Communities, Luxembourg.
- TARNAWA Á., KLUPÁCS H., BALLA I., JOLÁNKAI M., 2010: Szántóföldi növények terméshabóóságának klimatikus tényezői. *XX. Keszthelyi Növényvédelmi Fórum kiadványa*, 152–156.

THE VALUE OF AGRICULTURAL CROPS AS AN ECOSYSTEM SERVICE:  
CALCULATION METHODOLOGY CONNECTED TO A HYDROLOGICAL MODEL

Zs. KOZMA, Zs. DERTS, M. KARDOS, L. KONCSOS

Budapest University of Technology and Economics  
Dept. of Sanitary and Environmental Engineering  
Műegyetem rakpart 3. Budapest, Hungary H-1111  
e-mail: derts.zsofia@vkkt.bme.hu

**Keywords:** ecosystem services, agricultural yield estimation, integrated hydrological modeling, land use, WateRisk

Due to its specific hydrologic/hydro-geologic situation, Hungary is risked by extremities in water resources aggravated by direct and indirect anthropogenic effects and climate change. The mitigation of these risks could only be feasible by means of landscape scale planning. Latter would be advanced by comparing the natural capital of the possible land use scenarios. A fundamental aim of an R&D project (WateRisk) finished in 2011 was to elaborate a tool for these kinds of studies. A complex decision support system (DSS) was developed during the three year long project. A key element of the DSS is the environmental-economic module, which is able to estimate the profit of agricultural crops. The main topic of this article is the presentation of this calculation methodology.



## TERMÉSZETVÉDELEM – ÖKOTURIZMUS – GEMENC

PÁDÁRNÉ Török Éva

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

**Kulcsszavak:** természetvédelem elfogadottsága, ökoturizmus, látogatói szokások vizsgálata

**Összefoglalás:** Számos természetvédelmi területen a tudatos feltárás, irányítás hiánya miatt, ha nem is tömegesen, de „beszivároghva” mindenütt megjelennek a látogatók (pl. horgászok, természetjárók, terepkerékpárosok). Az ökoturizmus tudatos fejlesztésével, egyes területek megnyitásával, kiépítésével tehermentesíteni lehetne az érzékeny, feltétlen védelmet érdemlő területeket. 2007-2010 között az MTA Dunakutató Állomása a Karlsruhei Egyetemen közös projektet készített a Duna magyarországi szakaszán a Duna-Dráva Nemzeti Parkhoz tartozó Gemenci tájegység és Béda-Karapanca térségében. A projekt egyik résztemája a természetvédelem elfogadottsága és az ökoturizmus fejlesztése volt. Polgármesteri interjúk és látogatói kérdőívek alapján mértük föl az ott élők, valamint a védett területre érkezők látogatói szokásait, véleményét. A kérdőívek és az interjúk kiértékelése bebizonyította, hogy a természeti értékek megőrzése mindenki számára fontos, de sem a helyi lakosság, sem a látogatók körében nem egyértelmű, hogy a Duna-Dráva Nemzeti Park területén belül hol-milyen tevékenység folytatható. Sok esetben a felvilágosítás, kommunikáció hiánya miatt keverednek a vadászattal kapcsolatos és a természeti értékek védelmét szolgáló korlátozások. Az ökoturizmus fejlesztését a települések kitérés pontnak tekintik a térségben, de ehhez a látogatóforgalom tudatos irányítása elengedhetetlen.

### Bevezetés

2007–2010 között az MTA Dunakutató Állomása a Karlsruhei Egyetemen közös projektet készített a Duna magyarországi szakaszán, a Duna-Dráva Nemzeti Parkhoz tartozó Gemenci tájegység és Béda–Karapanca térségében. A kutatócsoport tagjaként lehetőségem volt részt venni a „Kezelési-hasznosítási terv kidolgozását megalapozó állapotfeltáró kutatások a magyarországi Duna-Dráva Nemzeti Park dunai szakaszán (Gemenc és Béda–Karapanca ártér)” című projektben, mely a Deutsche Bundesstiftung Umwelt támogatásával jött létre (témavezető: Prof. Dr. Emil Dister, Prof. Dr. Berczik Árpád). A kutatás célja volt többek között, hogy megalapozza ennek az európai szinten is unikális természeti értéket képviselő folyami ártérnek a bemutatását. A természetvédelem prioritása mellett feltárta az ökoturizmus és a környezeti tudatformálás fejlesztésének és bővítésének lehetőségeit. Egyik résztemaként a természetvédelem elfogadottságát vizsgáltuk az érintett településeken. Munkánk során a Duna-Dráva Nemzeti Park (továbbiakban DDNP) területét nem zárványként, hanem a környező településekhez szorosan kapcsolódó tájként vizsgáltuk és célul tűztük ki, hogy lehetőség szerint megismerjük az ott élők elképzeléseit is. Hiszen a helyi lakosság ökoturizmussal kapcsolatos fogadókészsége változó, attól függően, hogy az érdekeltek, vagy az érintettek csoportjába tartoznak. Míg az érdekeltek közvetlenül szerepet vállalnak a fejlesztésekben, addig az érintettek csak közvetve élik meg a fejlesztések pozitív és negatív hatásait (DÁVID 2007).

Az ökoturizmus fogalmát már sokan meghatározták. Munkánk során a WTO (Idegenforgalmi Világszervezet) és a magyar szabvány meghatározását vettük alapul. A WTO meghatározása szerint: „az ökoturizmus a turizmus azon, természeti vonzerőkön alapuló formáit tartalmazza, ahol a fő motiváció a természet megfigyelése és tiszteletben tartása, megóvása” (SULYOK 2001). A magyar szabvány megfogalmazása szerint: az

ökoturizmus célja a környezetvédelmi, természetvédelmi szemléletformálás, a természeti táj bemutatása, megismertetése, a káros környezeti és társadalmi hatások minimalizálása, ugyanakkor a hosszú távú gazdasági előnyök maximalizálása (MSZ20391:2007). Az ökoturizmus egyik hazai fellelője, a Tisza-tó, számos kutatás, stratégiai tervezés ellenére sem mentes a turizmus, ökoturizmus káros környezeti hatásaitól (REMENYIK 2009). Ez is bizonyítja, hogy természeti értékekre, erőforrásokra alapuló fejlesztéseket csak nagyon alapos feltáró vizsgálatok alapján szabad tervezni. A természeti értékek bemutatása esetében a megőrzést és a káros hatások elkerülését kell alapvető szempontként kezelni. Ezért első lépésként szakirodalmi forrásokból (IVÁNYI 2003, DUHAY 2006), majd terepi vizsgálatok alapján térképeztük fel a vizsgált terület természeti és ökoturisztikai adottságait. A terepi vizsgálatokat helyi szakértőkkel folytatott konzultációkkal egészítettük ki, melyek rávilágítottak a lakosság természetvédelemmel kapcsolatos attitűdjére.

### **Anyag és módszer**

A Sió-csatorna torkolatától az országhatárig húzódó Duna menti nemzeti parki védett területekre és az itt található 19 településre terjesztettük ki a felmérésünket. A projektnek ebben a témakörében nem a természeti értékek minél alaposabb feltárása volt a célunk, hanem az, hogy megismerjük az ott élők viszonyát a természethez, a természetvédelemhez, valamint azt, hogy mennyire igénylik az ökoturisztikai szolgáltatások fejlesztését. Vizsgáltuk, hogy mennyire vannak tudatában a szomszédságukban található értékeknek, azok sebezhetőségével és milyen korlátozásokat tartanak elfogadhatónak ezen értékek védelme érdekében.

A primér adatgyűjtéshez a legcélravezetőbb eszköznek a közvetlen megkeresést tartottuk, ezért két célcsoportra bontva készítettük el felmérésünket. Személyes interjúk keretében kerestük fel a környező települések döntéshozóit, így lehetőségünk volt megismerni a jelenlegi problémák mellett a települések fejlesztési elképzeléseit is. Másik oldalról megközelítve a témakört, a nemzeti parki helyszínekre érkező látogatókat szólítottuk meg egy kérdőívvel (természetvédelem, szolgáltatás fejlesztés, kedvelt tevékenységek és célterületek), hogy megismerjük a látogatói szokásokat, az ideérkezők véleményét a jelenlegi ökoturisztikai kínálatról és a természeti értékek védelme érdekében szükséges korlátozásokról. A regisztrált látogatóforgalom alakulásának megismeréséhez áttekintettük a DDNP Igazgatóság éves jelentéseit (DDNP Ig. 2002–2008). Lehetőségünk nyílt a hasonlóan Duna menti ártéri területen elhelyezkedő Donau-Auen Nemzeti Park (Ausztria) kezelési tervét áttanulmányozni (MNDA 2009).

### **Polgármesteri interjúk összeállításának szempontjai**

Az interjú szót meghallva sokan publicisztikai vagy médiatermékre gondolnak, azonban Kemény István szociológus munkássága óta a szociológiai tanulmányokban is gyakran alkalmazzák az interjúkészítést, de megtalálhatjuk a piackutatás és a közvélemény-kutatás eszköztárában is. Ha több interjúalany válaszait akarjuk összehasonlítani strukturált vagy célzott interjút készítünk, melyben a kérdések sorrendje kötött. A kérdőívvezéssel szemben itt a válaszadó személye előre meghatározott, és néhány kiegészítő kérdéssel háttér információkat, motivációkat is megismerhetünk (HELTAI és TARJÁNYI 1980). A hetvenes

években egy szociológiai kutatás keretében, ilyen célzott típusú interjúval vizsgálták egy budapesti lakótelep szanalásának hatásait a lakókra (SOLT 1998). Az általunk készített polgármesteri interjúk esetében a kiválasztott települések vezetőit előzetesen levélben kerestük meg, amelyben ismertettük a kutatás témakörét és a kérdéseket. Az interjúzás feldolgozását nagyban segíti, ha hanganyagként is rögzíteni tudjuk az elhangzottakat, mert így a jegyzetelés nem köti le teljesen a kérdező figyelmét (SOLT 1998). Az interjúalanyok egy részét azonban zavarhatja a magnó, vagy a diktafon jelenléte. Természetesen felvétel csak az interjúalany engedélyével készülhet. A 19 felkeresett település közül csak egyetlen egy helyen járultak hozzá, hogy felvegyem a beszélgetést (a beszélgetőpartner ebben az esetben nem a polgármester, hanem a turisztikai referens volt). A kötött kérdések ellenére az interjúk kiértékelése sokkal munkai igényesebb, mint egy kérdőíves felmérésé. Az interjúk kiértékelése (kódolása) leggyakrabban nem kérdésenként, hanem témakörök alapján történik (SOLT 1998). Az interjúk során talán a legnehezebb a témától elkalandozó polgármestereket visszaterelni az adott kérdéshez.

A vizsgált térség településeinek többségében a polgármesterekkel, néhány településen az általuk kijelölt szakemberrel (Baján a turisztikai referenssel, Mohácson a Tourinform Iroda vezetőjével, Hercegszántón és Bogyiszlón a jegyzővel, Kölkeden az igazgatási előadóval) az alábbi kérdéseket, témaköröket vitattuk meg az interjú keretében:

- Hogyan jelenik meg a természetvédelem, a nemzeti park közelsége a település életében (oktatás, településfejlesztés, szolgáltatás, munkahelyteremtés stb.)?
- Milyen lehetőséget lát az ökoturizmus fejlesztésére?
- Milyen különlegességet kínál az Önök települése, amely az idelátogató nagyközönség érdeklődését felkelti? Lát-e lehetőséget speciális helyi termékek kifejlesztésére és értékesítésére (piacosítására)?
- Milyen lehetőséget lát Ön a helyi lakosság szorosabb bevonására a térség ökoturizmusának fejlesztése során?
- Milyen veszélyeket lát az ökoturizmus fejlesztésében?
- Milyen a lakosság kötődése a nemzeti parki területekhez, mennyire ismerik az ott élők és az oda látogatók a település környezetében lévő DDNP természeti értékeit, látogathatóságának korlátait, kereteit?
- Szükségesnek tartja-e a nemzeti park elérhetőségét, megközelíthetőségét javítani? Megfelelőnek találja a meglévő parkolóhelyeket? Kielégítő-e a meglévő úthálózat, illetve szükséges-e azt bővíteni, javítani?
- A szervezett vagy az egyéni turizmust részesítené-e előnyben a nemzeti parkban?
- Milyen szállás, illetve egyéb szolgáltatás fejlesztésére lát lehetőséget?

A felkeresett települések (1. ábra):

- Megyei jogú város: Szekszárd,
- Város: Baja, Bátaszék, Mohács
- Község: Bába, Bátormonostor, Bogyiszló, Dávod, Decs, Dunafalva, Dunaszekcső, Érsekszanád, Hercegszántó, Homorúd, Kölked, Nagybaracska, Öcsény, Sárpilis, Szeremle.

### **A turista kérdőívek összeállításának szempontjai**

A kérdőíves felmérés a társadalomtudományokban egyik leggyakrabban alkalmazott kutatási módszer. Nagyszerűen megfelel nagyobb sokaság attitűdjeinek vagy orientációjának mérésére. A kérdőíves vizsgálatok alkalmasak leíró, magyarázó és felderítő célokra. Leginkább olyan kutatásokban alkalmazzák, ahol az egyes ember az elemzési egység (Babbie 2003). A kérdőív összeállításánál meghatározó szempont az elérni kívánt célcsoport minél pontosabb lehatárolása, elérésének módja (személyes, postai, telefonos, internetes on-line), a kitöltés módja (önkitöltős vagy kérdezőbiztosos). Ezek figyelembevételével kell összeállítani a kérdéseket, melyek lehetnek nyitott kérdések – amelyekre a megkérdezett saját szavaival válaszol, illetve zárt kérdések – ahol megadott válaszok közül kell bejelölni a megfelelőt, ez utóbbi megkönnyíti a későbbi adatfeldolgozást (ERANUS et al. 2006).

Amíg az 1920-as, 30-as években még a személyes kérdezés is kurióznak számított, addigra a fejlett infrastruktúrával rendelkező államokban a telefonhálózat robbanásszerű növekedése már a '80-as évek elejére megteremtette a telefonos adatfelvételt. Ez a változás az informatika belépésével tovább folytatódott és a XXI. század elejére már az on-line adatfelvételi eljárások egyre gyakoribbá válnak. Azonban, mivel nem a teljes népesség rendelkezik internet-hozzáféréssel, azokkal csak egy speciális célcsoport válaszait ismerhetjük meg (ERANUS et al. 2006). A kérdőívezés egyre gyakrabban használt segédeszköz a turisztikai és ezen belül az ökoturisztikai fejlesztések megalapozásánál. A hazai lakosság utazási szokásairól 2000 óta készül évente felmérés a Magyar Turizmus Zrt. megbízásából. A 2008-ban elkészült és jóváhagyásra is került Ökoturisztikai Fejlesztési Stratégia megalapozása során a nemzeti parkok szakembereit keresték meg. A célirányosan az ökoturizmushoz kapcsolódó, 2003-ban készült felmérés a nemzeti parkok ökoturisztikai tevékenységét vizsgálta, majd 2006-ban kiegészítette ezt egy a hazai természetjárási szokásokról készült felmérés is. (PÉNZES 2008). Az országos felmérések mellett helyi zöldszervezetek és gazdasági vállalkozások is készítenek kérdőíves felmérést (KÉRDŐÍV 2007a, KÉRDŐÍV 2007b, KÉRDŐÍV 2008). Az egyik legfrissebb ökoturisztikai fejlesztést megalapozó felmérés a természetvédelmi bemutatóhelyek és az ökoturisztikai létesítmények látogató- és családbarát kialakítását járta körbe. A tanulmány készítői (Pannon Egyetem Turizmus Tanszék) elsődleges kutatásként véletlenszerű mintavétellel on-line kérdőíves megkérdezést végeztek (PANNON EGY. 2009).

A cikkben ismertetett felmérésünk során, az önkitöltésre is alkalmas, 21 kérdésből álló kérdőívvel összesen hat alkalommal végeztünk felmérést 4 nyári és 2 kora őszi hétvégén. A kérdőívvel a DDNP területén szabadidős tevékenységet folytatókat szólítottuk meg. A helyszínek kiválasztását a legjellemzőbb szabadidős tevékenységek határozták meg. Többszöri terepbejárás és a helyiekkel való egyeztetés után az alábbi helyeken jelöltünk ki kérdezőpontokat: a strandolók körében közkedvelt homokos dunai partszakaszokon és zátonyokon, a horgászok által kedvelt partszakaszokon a Duna mellékágak és a Holt-Sió mentén, az árvédelmi töltésen, a kijelölt túraútvonalakon, a Pörbolyi Ökoturisztikai Központban, és a kisvasút Duna-parti végállomásánál (1. ábra). Kérdőívet helyeztünk el a kölkedi Fehér Gólya Múzeumban is, de sajnálatosan onnan egyetlen kitöltött kérdőívet sem kaptunk vissza.



A kérdőív összeállítását megelőzően áttekintettük az ökoturisztikai témakörben készített kérdőívek kiértékelését és tapasztalatait (STERL 2006, KÉRDŐÍV 2007a, KÉRDŐÍV 2007b, KÉRDŐÍV 2008). A kérdéssort és az egyes kérdéseknél felkínált válaszlehetőségeket helyi szakértőkkel egyeztetve állítottuk össze. Többféle kérdéstípust alkalmaztunk. Volt egyszeres és többszörös választás, ahol mi adtuk meg a lehetséges válaszokat és a válaszadónak kellett kiválasztani a neki legmegfelelőbbet, de lehetőség volt a saját szavával kiegészíteni a mi felsorolásunkat. Voltak nyitott szöveges kérdéseink is, amelyeknél a megkérdezett szabadon, saját szöveg beírásával válaszolhatta meg a kérdéseket. Ezen utóbbi kérdéseknek a kiértékelése nehezebb, de számos új szempontot ismerhettünk meg a válaszokból. A kérdés módjánál a személyes megkeresést választottuk (mintegy kérdezőbiztosként segítettünk a kitöltésnél), mert így lehetőség volt a felmerülő kérdések azonnali megválaszolására. Voltak, akik a horgászbótot nem tették le a kezükből, vagy akiknek nem volt ott a szemüvegük, de a kérdésekre szívesen válaszoltak. Összesen 80 kitöltött kérdőívet sikerült begyűjtenünk, ami nem 80 embert, hanem 80 csoportot (családot, baráti társaságot) jelentett.

### **Eredmények és megvitatásuk**

A települések képviselői minden esetben örömmel fogadták a konkrét megkeresést és nyitottak voltak a témakörök megvitatására. Tudatában vannak a Duna-Dráva Nemzeti Park természeti értékeivel, a megőrzés szükségességével, de sok esetben úgy érzik, hogy a védett terület, mint egy „zárvány” jelenik meg a településekhez szorosan kapcsolódó tájban. Az ökoturizmus fejlesztését a térség és a települések egyik kitörési pontjának tekintik. Számos egyéni kezdeményezéssel is találkoztunk, de több település összefogásában is készültek/készülnek projektek ökoturisztikai fejlesztés témakörben.

A nemzeti park vezetése évente egy alkalommal szervez rendszeres találkozót a polgármesterekkel, amely a települések vezetői szerint nem elegendő. Az ott élők elszigetelve érzik magukat az erdőtől, a víztől és azok javaitól. Ugyanakkor sok település életében az erdőgazdálkodó (Gemenc Zrt.), mint a legfőbb munkaadó meghatározó szerepet játszik és a területen ténylegesen jelen van, szinte napi kapcsolatban van az ott élőkkel (KIRÁLY 2009).

Az interjúk során szerzett információkat nem kérdésenként, hanem az alábbi négy témakörbe tömörítve értékeltük ki.

#### **Az ökoturizmus megítélése**

Egyetlen kivétellel minden megkérdezett település vezetője fejlesztési lehetőséget lát az ökoturizmus bővítése terén, amit a településfejlesztési koncepciókba is beépítettek. A kisebb, a DDNP területéhez közel fekvő települések kitörési pontnak is tekintik a kerékpáros és a víziturizmust, valamint az azokhoz kapcsolódó szolgáltatások bővítését. Öszintén beszéltek azonban a kétségeikről és fenntartásaikról, amelyek a következők voltak:

- Az itt élő emberek nem nyitottak az ökoturizmus felé, részben, mert nem ismerik, részben, mert a falvakból a fiatalok elköltöznek és az öregek már nem kezdenek új dolgokba. Vannak ugyan kisebb kezdeményezések, de csak a lakosság szűk körében. Ezt bizonyítja, hogy a falusi turizmus sem terjedt el ebben a térségben.

- Nincs a természetvédelemnek hagyománya a területen. Az itt élők inkább a korlátozásokkal találkoznak és nem partnerként tekintenek a természetvédelemre egy önerős beruházás kapcsán.
- A kistelepüléseken megjelenő egyéni turizmus (egynapos, családi kirándulások) jelenlegi részaránya nem jelent fizetőképes keresletet, ezért csak kiegészítő tevékenységnek tekinthető minden ökoturizmussal kapcsolatos szolgáltatás.
- Több település is hátrányos helyzetű, jelentős a munkanélküliség aránya, így nagyszámú önerős fejlesztés nem várható. A munkanélküliek döntő többsége képzetlen.
- Minden településen egybehangzó vélemény, hogy szünyogirtás nélkül nincs értelme turizmusfejlesztésről beszélni. (A DDNP – más nemzeti parkokhoz hasonlóan – nem engedélyezi a védett területek fölött az irtást, ami sajnálatos módon a természetvédelem ellen fordítja az embereket.)

### **Természetvédelem megítélése**

- A partnerség jó lenne, de ma csak formális a kapcsolat (tervjóváhagyás, szabálysértési eljárás).
- Munkalehetőségként a természetvédelem sokkal kisebb részarányban jelenik meg, mint az erdőgazdálkodás. A nemzeti park nyári idénymunkákra 4-20 fő közötti létszámban foglalkoztat embereket.
- Mindenki előtt ismert a természetvédelem és az erdőgazdálkodás közötti konfliktus. A települések vezetői csak egy kompromisszumos megoldást tartanak elfogadhatónak.
- Közvetlenebb, jobb a kapcsolat a Gemenc Zrt.-vel, a térség egyik meghatározó munkaadójával, mint a Nemzeti Park Igazgatósággal. Nagyon hiányzik egy területi alközpont (korábban Baján is volt alközpont, ma csak Mohácson van).
- A települések éves rendezvényein (falunapok, fesztiválok) a DDNP rendszeresen jelen van, ami segíti az együttműködést.

### **Természeti környezettel való kapcsolat**

- Korábban az emberek együtt éltek az erdővel, vízzel, ma kizártnak érzik magukat. Rontja a helyzetet, hogy a települések irányába – a vadkár megelőzése érdekében - vadvédelmi kerítések veszik körbe az erdőt.
- Ma az itt élők nem érzik az erdő és a természetes vízfelületek közelségét.
- A horgászatot, halászatot az itt élők „veleszületett jognak” tekintik, ennek korlátozása érzékenyen érinti őket.
- „Régen a fa, a hal és a vad megélhetést jelentett az itt élőknek, ma ezt a természetvédelem nem biztosítja.”
- Az orvhalászat, orvvadászat azokon a településeken jelenik meg nagyobb számban, ahol nagy a munkanélküliség aránya és megélhetési célokat szolgál.

### **Javasolt / tervezett fejlesztések**

- A fejlesztések közül azok kapnak elsőbbséget, amelyek hosszútávon munkahelyeket teremtenek.
- Sugovica és a Ferenc-tápcsatorna kitisztítása és a víziturizmus beindítása, a szükséges kiszolgáló létesítmények kialakítása régi igénye a településeknek.
- Újabb horgászvizek kialakítását igényli a lakosság (Pl.: Riha-tó, Decsi-Nagy-Holt-Duna. )

- Növekszik a térségben a lótarással foglalkozók száma (Érsekcsanak, Sárpilis, Kölked). Erre építve bővíthető/kialakítható lenne a lovasturizmus.
- Sok a használaton kívüli építmény a térségben (megüresedett önkormányzati és egykori MGTSZ létesítmények), amelyek újrahasznosításában szerepet kaphatna az ökoturizmus (szálláshely, előadó és foglalkoztató helyiségek), de ez csak a szervezett turizmus tudatos és összefogott fejlesztése esetén lehet gazdaságilag működőképes. Ehhez kell egy központ, ahol az egész témát összefogják, mert a megyénként működő turisztikai szervezetek nem tudják az egész területet egységesen kezelni. (A DDNP Duna-menti területe három megye közigazgatási területéhez tartozik.)

Szükségesnek tartom a felkeresett települések közül Baját, Mohácsot és Szekszárdot külön kiemelni. A három városra egyaránt jellemző, hogy a lakosság már nem kötődik oly mértékben a természeti környezethez, mint a kistelepülések lakói. Adódik ez a lakóterületektől való távolságból is, ami a gyalogos megközelítést már nem teszi lehetővé, a kerékpáros kapcsolat egyik város esetében sem mondható ideálisnak, a tömegközlekedés a nemzeti park területeihez szintén nem megoldott. A bajaiak és a mohácsiak kötődése a Duna közelsége miatt szorosabb a vízparthoz (ezt igazolták a turista kérdőívek, lásd a cikk második felében). A szekszárdiak kötődése a borvidékhez és a szekszárdi borhoz erősebb, mint az erdőhöz vagy a távolabb fekvő Dunához. Baján sem a kirándulásnak, természetjárásnak vannak elsősorban hagyományai. Az itt élők egy csónakra, egy vízparti kis házra, horgásztanyára vágnak. A fiatalabb korosztály számára nem múlhat el úgy nyár, hogy ne sátorozzanak egyet a homokos zátonyokon (2. ábra).

Mindhárom város meghatározó elemként szerepelteti a fejlesztési stratégiájában a természeti értékek védelmét és megőrzését, de szükségesnek tartják a turizmus és ezen belül az ökoturizmus fejlesztését. A Szekszárd közelébe tervezett Gemenci Ökoturisztikai Központ a város teljes támogatását élvezi. Szállásfejlesztés, a Duna közelségének és a dunai kikötőknek a jobb kihasználása mindhárom esetben szerepel a tervek között. A bajai tervek szerint egy Szekszárdnál kialakított nagy ökoturisztikai látogatóközpont nem oldja meg a városok kötődését és szerves kapcsolatát a természeti környezethez, ezért saját terveik között is szerepel egy ökoturisztikai alközpont kialakítása a Pandúr-sziget északi végében.

Összefoglalásként elmondható, hogy a lakosságnak fenntartásai vannak az ökoturizmus fejlesztésével szemben, jobb tájékoztatással a folyamatok, kapcsolódási pontok széleskörű ismertetésével javítható lenne a helyzet. A települések közötti kooperáció sem megoldott, szinte minden település próbálkozik valamivel, de sokszor elszigetelten.

### **A turista kérdőívek kiértékelése**

A „Honnan érkezett” kérdésre adott válaszok kiértékelésekor jelentős eltérést mutat a környező nagyvárosokból érkezők aránya. A gemenci kérdező-pontokon a megkérdezettek 54%-a bajai lakos és csak 2%-a szekszárdi. A béda-karapancsai válaszadók közül 40% volt mohácsi lakos. Az ország távolabbi városai közül (Csongrád, Békéscsaba) érkezők szervezett autóbusszal kiránduláson vettek részt a Pörbolyi Ökocentrum (Gemenc Zrt.) szervezésében. Az egyetlen külföldi állampolgár (német) bajai születésű és rendszeresen visszajár, amióta nyugdíjas. A megkérdezettek közül a rendszeresen visszatérők aránya 50% fölötti, akik szinte kizárólag a környező településeken élnek (tanulnak), egy napot töltenek csak a szabadban és sem éttermi, sem szálláshelyszolgáltatást nem vesznek igény-

be. A 2–5 napra érkezők részaránya 25%. Érdekes, hogy Gemencen a válaszolók 50%-a jelölte meg a természetjárást, mint családi programot és csak 17% volt a horgászat, mint elsődleges hobbi. Ezzel szemben Béda-Karapancsán a horgászat és a természetjárás aránya egyenlő, közel 40-40%-os részarányú.



2. ábra Strandolás a Baja környéki homokzátonyokon (szerző felvétele)  
 Abbildung 2. Badestrand an der Sandbank in der Naeh von Baja

Arra a kérdésünkre, hogy milyen közlekedési eszközzel érkezett, az előre megadott válaszlehetőségek bekarikázásával adott válaszok százalékos megoszlása a következő:

Személygépkocsi	23%
Autóbusz	16%
Vonat	5%
Kerékpár	11%
Motorkerékpár	1%
Vízijárművel	44%

A vízijárművel közlekedők bajai, dunaföldvári, vagy mohácsi lakosok voltak. A távolabbi településekről érkezők közül (főleg a homokos Duna parton strandolók esetében) többen is bajai születésűek és rendszeresen visszajárnak nyaranta a családjukkal strandolni. Ez is bizonyítja, hogy milyen meghatározó élmény a Dunával és a vízzel való kapcsolat a környéken élők számára, annak ellenére, hogy kijelölt fürdőhely nincsen a vizsgált területhez tartozó Duna szakaszon. A vízijárművek mind saját vagy rokoni, baráti

tulajdonban voltak, bérelt vagy vízitaxi jellegű hajóval nem találkoztunk a kérdések időpontjában. Meglepően alacsony a motorkerékpárral közlekedők aránya, ami arra vezethető vissza, hogy a horgászok egyre terjedelmesebb felszereléssel közlekednek, amit (szerencsére) nem tudnak a helyszínen hagyni az ország egyéb területeire oly jellemző horgász kunyhókban, ezért minden alkalommal magukkal kell hozniuk a teljes felszerelést, ami motorkerékpáron már nehézkes. A személygépkocsival közlekedők számához hozzá kell még adni a vízijárművel közlekedők számát is, mivel a kikötőben tárolt csónakok megközelítése szintén leggyakrabban személygépkocsival történik. A buszhasználatban meg kell jegyeznünk, hogy egyik esetben sem helyi járatról volt szó, hanem a csoportok által bérelt külön buszokról.

Az „Utazása előtt honnan tájékozódott” kérdésre adott válaszok százalékos megoszlása a következő:

Ismerős ajánlotta	24%
Hirdetés	4%
Prospektus, kiadvány	5%
Útikönyv	6%
Internet	18%
Újságcikk	3%
Egyéb	23%
Nem tájékozódtam	17%

Néhányan megadták a felkeresett honlap, illetve az útikönyv címét:

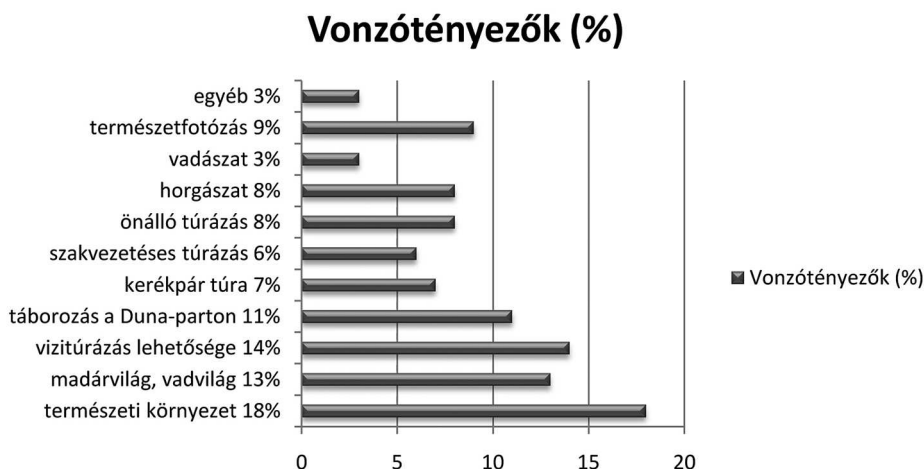
- , [www.gemenczrt.hu](http://www.gemenczrt.hu), [www.porboly.hu](http://www.porboly.hu),
- Magyarországi látnivalók c. útikönyv,
- helyi rádióadó

A megnevezett források között sem a DDNP, sem a helyi Tourinform nem szerepel, de még a nagyobb városok mint Baja, Szekszárd, Mohács honlapjai sem. Kiegészítésként áttekintettük a települések honlapjait, hogyan jelenik meg a nemzeti park közelsége, tartalmazzák-e a DDNP által meghirdetett programokat. A vizsgált 22 településből 9-nél jelenik meg a DDNP, 5 település említi meg a Gemenci-erdő közelségét, megközelíthetőség és közlekedési kapcsolat csak egyetlen honlapon van feltüntetve. Idegen nyelvű változatot csak 4 esetben találtunk.

A megkérdezettek 90%-a tudta, hogy a terület, ahol tartózkodik, természetvédelem alatt áll. A nemzeti park nevét már kevesebben tudták. A válaszadók 83%-a a korlátozásokat elfogadhatónak tartja, de a tényleges korlátozások vonatkozásában nagyon tájékozatlanok voltak. Legtöbbször a látogathatóság korlátozottságát, a növénygyűjtés tilalmát és a motoros vízijárművek használatát jelölték meg ismert korlátozásként, de megjelenik még a horgászási tilalom, a tűzgyűjtési tilalom, a tanösvények elhagyásának tilalma, a „csak szakvezetéssel látogatható a terület”, és volt egy olyan válasz is, miszerint „nem ismerem a tűzgyűjtési tilalmon kívül konkrétan más tilalmat, de hallottam, hogy vannak korlátozások”. A horgászok közül többen a horgászenvedélyben szereplő előírásokat azonosították a természetvédelmi korlátozásokkal. Volt, aki válaszában az ökoturizmust átkeresztelte „orvturizmusra” az orvadászat és az orvhalászat mintájára, mivel tapasztalata szerint a vadászat és a természetvédelem kitilt mindenki mást a Gemenci-erdőből. Ebből is jól látható, hogy leginkább sajtóhagyomány útján terjednek a korlátozásokkal kapcsolatos hírek.

Amíg a korlátozásokról a megkérdezettek 89%-a tudott, addig azok elfogadhatóságára csak 83% válaszolt igennel. A nemmel válaszolók között volt olyan is, aki természetvédelemek vallja magát, de nem érti, miért kell ennyire korlátozni a látogatókat.

Arra a kérdésünkre, hogy „Mit tart különlegesen fontosnak Gemencen, illetve Béda-Karapancsán?” az alábbi sorrend állítható fel a megadott válaszok alapján (3. ábra). Az előre megadott válaszlehetőségek közül többet is bejelölhettek és lehetőség volt saját szavaikkal is megfogalmazni a véleményüket.



3. ábra A vonzótényezők fontossági sorrendje a látogatók válaszi alapján  
Abbildung 3. Die Auswertung der Prioritaetenliste der Besucher

A látogatók tájékoztatását 52% megfelelőnek tartja. Megnehezítette a kiértékelést, hogy sok volt a bizonytalan válasz (részben, biztos, általában) és nagyon kis számban kaptunk kifejtő válaszokat, ami az igen, vagy a nem felé terelt volna minket. A nemleges választ adók között (itt nagyobb volt a kiegészítést írók aránya) az alábbi hiányosságokat sorolták fel:

- nem ismertek a korlátozások és nem egyértelműek a tilalmak,
- a tanösvények kitáblázottsága nem kielégítő,
- a vadászatok idejét és területét fel kellene tüntetni,
- több tájékoztató pont és kiadvány kellene,
- kevés a lehetőségekről adott tájékoztatás.

A kérdőívben megkértük, írják le saját szavaikkal, hogy milyen hiányosságot, problémát tudnak megnevezni. A turizmus feltételeit illetően a válaszadók a következő témaköröket jelölték meg:

- útjelző és tájékoztató táblák, szemégyűjtők hiánya,
- erdei építmények karbantartásának hiánya,
- az idelátogatók helyszíni tájékoztatásának hiánya, az ide érkező nem is tudja igazán, hogy mit nézzen meg,
- nincs betekintés az érintetlenebb természeti területekre,
- a vadászat és az „erdőga(rá)zdálkodás” korlátozása,

- hosszabb kiépítettebb tanösvény és pihenők hiánya,
- a vadőrök, természetvédelmi örök és a vízirendőrök negatív hozzáállása,
- árvíz után a szúnyogok ritkításának tiltása,
- horgászok szemetelése,
- a természetes populáció helyreállítása,

A szolgáltatások bővítésére és a környező településeket is érintő fejlesztésekre vonatkozó válaszok három nagyobb témakör köré csoportosultak:

- tájékoztatás bővítése – tiltásokról, értékekről, szolgáltatásokról,
- túralehetőségek bővítése – kerékpáros, gyalogos, vízi,
- konkrét, helyi fejlesztések – új horgászhelyek kijelölése, öko-tábor kialakítása.

Az egész kérdőívet tekintve talán erre a kérdésre adott válaszok ölelik fel a legváltozatosabb témákat. Természetesen ezek között a javaslatok között voltak olyanok is, amelyek a természetvédelmi szempontokkal ellentétesek (pl.: szúnyogirtás, motorcsónak kölcsönzés), de fontos látnunk, hogy milyen igények jelennek meg, amelyeket célzott tájékoztatással, a környezeti tudatformálás eszközeivel a megfelelő irányba kell terelni.

A szabadidős ajánlatok és ezek költségvonatára vonatkozó kérdésre a beérkezett válaszokból kiderül, hogy sem gyalogos, sem kenu/kajakos, sem kerékpáros túrázás esetében nem kedvelt a túravezetés, csak a megkérdezettek 30%-a igényli. A feltételes ár módszerét alkalmazva a turistákat/látogatókat megkérdeztük, hogy mennyit lennének hajlandók fizetni egy-egy új szolgáltatásért (jelen esetben látogatóközpont belépő, kerékpár-, kajakkölcsönzés, túravezetés). Érdekes, hogy a túravezetés és az eszközbérlés (kerékpár, kajak, kenu) vonatkozásában sokkal spórolásabbak a válaszadók, mint a sétakocsikázás és fotóturizmus témakörökben. Míg az előzőre csak 500–1000 Ft közötti összegeket írtak be, addig a fotóturizmusra és a sétakocsikázásra akár 1000–2500 Ft közötti összeget is hajlandók lennének költeni. Eszközbérlési igény mind kajak/kenu, mind kerékpár vonatkozásában megjelenik, az elfogadható összeg 300 és 2000 Ft között mozog. A módszer hátránya, hogy a megkérdezettek elvben mindig nagyvonalúbbak pénzügyi vonalon, mint a valóságban (DÁVID 2007).

A szervezett vagy az egyéni turizmus közül a válaszadóknak kicsit több mint fele (54%-a) az egyéni turizmust részesíti előnyben. Az indoklások között többször szerepelt, hogy jól ismeri a terepet, itt született, így nincs szüksége vezetésre, valamint a családi-asabb hangulatot, a kötetlen időtöltést kedvelik jobban. A szervezett turizmust a válaszadók 31%-a részesítette előnyben. Indoklásként a tudatformálás lehetőségét, a szakmai ismeretek könnyebb átadhatóságát, valamint az időbeli, térbeli és létszámbeli korlátozások jobb betarthatóságát jelölték meg. További 15% válaszolta, hogy mindkét turizmusformát kívánatosnak tartja.

### **A fejlesztési javaslatok áttekintése**

A térség egyediségét a szabad természetes vízfelületek, a nagy összefüggő erdők (bár sok helyen ma még ültetvény jellegűek), és nem utolsósorban a gazdag állatvilága adja. Ezt támasztotta alá a kérdőíves felmérés is. A fejlesztések meghatározásánál a természetjárás, a víziturizmus és a kerékpáros turizmus kell, hogy hangsúlyt kapjon. Ennek a

három ökoturisztikai tevékenység fejlesztésének van létjogosultsága a védett természeti területeken, illetve azok határán. A térség ökoturisztikai fejlesztését azonban nem szabad csak a védett területekre korlátozni. Bár a nemzeti park igazgatóságok által szervezett ökoturizmus elsősorban a saját kezelésben lévő területekre irányul, de jelentős szerepük lehet abban is, hogy a térség lakosságának bevonásával más nem védett természetközeli területek, kulturális értékek is bevonhatók legyenek az ökoturizmusba. Célul kell kitűzni a terület sokféleségének bemutatását, mert jelenleg túl hangsúlyos a szarvas, a hód, a fekete gólya. A bemutatás során a biológiai sokféleséget, az élőhelyi diverzitást és ennek veszélyeztetettségét kellene hangsúlyozni.

Kiemelve a legfontosabb elemeket röviden ismertetném azokat a fejlesztési javaslatokat, melyeknek megalapozásához a kérdőív eredményei hozzájárultak. A tematikus és területi bontásokban egyaránt felhasználtuk a válaszadók külön „egyéb” rovatba tett megjegyzéseit. A fejlesztési javaslatunk alapja, hogy rendszerbe kell szervezni az ökoturisztikai szolgáltatásokat egy látogatóközpont, három alközpont és a településekhez kapcsolódó kerékpáros és/vagy vízitúra fogadóterületek kialakításával. Az ökoturisztikai fejlesztést megalapozó természetbarát szabadidős tevékenységek bővítésére tett javaslataink közül kiemelném a természetes vízfelületekhez kapcsolódó tevékenységeket, mivel ez az adottság rejti a legnagyobb ökoturisztikai potenciált, de egyben a horgászat miatt a legvitatottabb is. Turisztikai hasznosítás szempontjából az átfolyó és kedvező vízállás esetén végig hajózható holtágaknak van nagyobb szerepe. A belső tavak csak túravezetéssel vagy bemutatóhelyeken, madármegfigyelő tornyokon, illetve egyéb megfigyelő létesítményeken (pl. rejtőfal, megfigyelő kunyhó stb.) keresztül mutathatók be.

### **Vízi túrázás:**

DDNP határain belüli célterületek: Vén–Duna, Rezéti–Holt Duna, Batai–Holt Duna, Sió, Sugovica (Szeremlei-Duna), Külső–Béda, Duna főág.

DDNP határai kívüli célterületek: Sió (csatorna) Szekszárd fölötti szakasz, Ferenc-tápcsatorna.

- A védett területen kívül eső vízfelületekre terelhetők tudatosan a nagyobb terhelést jelentő csoportok vagy tevékenységek, vagy az időbeli korlátozások (pl.: költés) alá eső területek tehermentesíthetők ezek igénybevételével.
- A javasolt alközpontokban Sió-Árvízkapu, Baja (Pandúr-sziget), Mohács (vagy Kölked) DDNP vízitúra központok kialakítása szükséges. Kölcsönzési lehetőséggel, a kerékpáros hálózathoz hasonlóan úgy, hogy a kölcsönzött hajó más DDNP vízitúra ponton is leadható legyen.
- Tájékoztató rendszert kell kialakítani, amely a Duna vízjárásával kapcsolatos aktuális tudnivalókat, használati korlátozásokat (árvíz), veszélyeket ismerteti könnyen elérhető módon.
- A vízitúrázók számára a vízfelületről is nyomon követhető tájékoztató rendszert kell kialakítani. A kikötők és pihenőhelyek kialakításánál meg kell vizsgálni a kapcsolódási lehetőséget a kerékpáros útvonalakhoz, a tanösvényekhez és a túraútvonalakhoz.

### **Horgászat**

- A javasolt vízitúra bázisok (Baja–Pandúr-sziget, Dunafürdő, Szekszárd, Mohács) egyik profiljaként ki kell alakítani a horgászok tájékoztató pontját is.

- A védett területek használatának szabályait áttekinthető és betartható formában kell kialakítani és ismertetni (internet, helyi újság, horgász egyesületek, horgászjegy árusító helyek, maga a horgászjegy is információ hordozó).
- Parkolók kialakítása és egyben a gépkocsi forgalom következetes tiltása (az árvédelmi töltések vonatkozásában a Vízügygel együttműködve).
- Rendszeres ellenőrzés a kiemelt időszakokban.
- Hagyományos halászati bemutatóhely kialakítása, 2–3 napos programok meghirdetése, ahol a természetvédelem, a hagyományos tájgazdálkodás és ezen belül a halászat, a gasztronómia is helyet kap a programok között. A saját kezűleg „halászott” halakat helyi receptek alapján helyben készíthetik el.

### **Strandolás**

- A zátonyok nyári strand jellegű használatának felülvizsgálata, szabályozása és ellenőrzése (területek kijelölése, időbeli korlátok, tevékenységek korlátozása). Az ausztriai Donau-Auen Nemzeti Park korábban hasonlóan tiltotta a strandolást, azonban az utóbbi években tájékoztató térkép és kiadvány segítségével irányítottan megengedi (HTTP 1).

### **A fejlesztések háttérfeltételei:**

- Őrszolgálat növelése. Kiemelt látogatóforgalom esetén önkéntesek bevonásával oldható meg az érzékenyebb területek védelme, cél a tájékoztatás és nem a büntetés.
- Együttműködés a Vízügy területi egységeivel (Sió árvízkapu, zsilipek, gátórházak, vízügyi bemutatóhelyek). Lehetőség szerint közös fejlesztések kialakítása, mert a Vízügy a területen jelen van szállással, infrastruktúra háttérrel.
- Egyértelműen tájékoztatni kell a látogatót és a lakosságot a védett területek használatának szabályairól (tábla rendszer, DDNPI internetes honlapja, helyi sajtó). Ki kell táblázni az általánostól eltérő korlátozásokat (pl. fokozottan védett terület, vadászat). A tájékoztatás mellett gondoskodni kell az előírások következetes betartatásáról.

Egyes területek kiépítésével, megnyitásával és tudatos „terhelésével” megvédhető a többi terület a nem kívánt és szinte ellenőrizhetetlen zavarástól. Ennek érdekében új túraútvonalak kijelölése, tematikusan egymásra épülő tanösvények, sátorozó helyek, strandoló helyek, kikötők vízitúrázóknak és kishajók számára, madár-megfigyelőhelyek kialakítása, pihenők felújítása, kialakítása szükséges. A látogatói kérdőívekre adott válaszokból egyértelműen kitűnik, hogy a többség elfogadja az értékek védelmében hozott korlátozásokat, csak nincs tisztában vele, hogy mikor–hol–mit lehet tenni és mit nem. Ebből következik, hogy a jelenleginél egyértelműbben kell tájékoztatni a látogatót és a lakosságot a védett területek használatának szabályairól (helyi tájékoztató táblák, ökoturisztikai programokat kínáló internetes honlapok, helyi sajtó). Ezzel egy időben azonban gondoskodni kell a többi helyen a nem kívánt tevékenységek következetes tiltásáról.

Az elkészült felmérés alapján egyrészt képet kaphatunk a vizsgált térségben a természetvédelem elfogadottságáról, másrészt megalapozottabb ökoturisztikai fejlesztésekre ad lehetőséget, hogy az ott élők úgy érezzék nincsenek kizárva a területről és a látogatók olyan tájélménnyel térjenek haza, hogy „igen ez tényleg érték, erre vigyázni kell” és nem utolsó sorban, hogy visszavágyjanak a területre, mert még nem fedeztek fel mindent.

### Köszönetnyilvánítás

Ezúton is szeretném megköszönni Buzetzy Győző természetvédelmi szakértőnek, hogy segítségemre volt a helyi adottságok és kapcsolatrendszerek megismerésében és hajójával lehetővé tette a dunai homokzátonyokon is a kérdőívezést.

### Irodalom

- BABBIE, E. 1999: A társadalomtudományi kutatás gyakorlata. Balassi Kiadó. Budapest
- DÁVID L. (SZERK.), JANCsik A., RÁTz T. 2007: Turisztikai erőforrások: A természeti és kulturális erőforrások turisztikai hasznosítása. Perfekt Gazdasági Tanácsadó, Oktató és Kiadó Zrt., Budapest
- DUHAY G. 2006: Ökoturizmus a védett természeti területeken. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Budapest
- ERANUS E., LÁNG S., MÁTH A., RÁcz A. 2006: A kérdőíves adatfelvétel újabb módszerei: telefonos, számítógéppel támogatott (CAPI, CATI) és internetes adatgyűjtés in Településkutatás - V Interjú, kérdőív és adatbázisok gyűjtése – Terepen, pp. 545–590.
- HELTAI E., TARJÁNYI J. 1980: A szociológiai interjú készítése (kézirat), TÁRKI, Budapest
- IVÁNYI I., LEHMANN A. 2002: Duna-Dráva Nemzeti Park, Mezőgazda Kiadó, Budapest
- KIRÁLY P. 2009: Gemenc új arca. Erdészeti és Faipari Híradó 19 (3): 13–15.
- MICHALKO G. (szerk.), DÁVID L., (2008): A Tisza-tó turizmusa. Magyar Turizmus Zrt., Budapest
- REMEINYIK B. 2009: Fenntartható turizmusfejlesztés a Tisza-tónál. Gazdálkodás 53(5): 465–469.
- SOLT O. 1998: Interjúzni muszáj. In: Méltóságot mindenkinek. Összegyűjtött írások I. Beszélő, 1998. 29–48. Budapest
- STERL, P.; WAGNER, S.; ARNBERGER, A. 2006: Kanufahrer und ihre Präferenzen für Besucherzahlen in Naturschutz und Landschaftsplanung 3: 75–80
- SULYOK J. 2001: Ökoturizmus. Turizmus Bulletin 5(4): 17–20.
- JELENTÉS a Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatóság 2002–2008. évi tevékenységéről, DDNP Ig., Pécs
- KÉRDŐÍV 2007a: Kérdőív a Börzsöny térsége ökoturizmusának fejlesztése érdekében.
- KÉRDŐÍV 2007b: Kérdőív turisták részére, Tourinform-Salgótarján
- KÉRDŐÍV 2008: Kérdőív a „Régi hagyományok, új kalandok” c. program résztvevői számára, Gemenc Zrt.
- MANAGEMENTPLAN NATIONALPARK DONAU-AUEN (MNDA) 2009–2018, Nationalpark Donau-Auen GmbH 2009
- PÉNZES E. 2008: Országos ökoturizmus fejlesztési stratégia, Veszprém–Budapest 2008.
- PANNON EGYETEM TURIZMUS TANSZÉK 2009: Útmutató látogató- és családbarát ökoturisztikai bemutatóhelyek tervezéséhez és kialakításához. Veszprém
- MSZ 20391:2007: Ökoturizmus. Turizmus a védett természeti területeken

HTTP I: [http://www.donauauen.at/dateien/1211\\_Baden\\_Bootkarte.pdf](http://www.donauauen.at/dateien/1211_Baden_Bootkarte.pdf)

## NATURSCHUTZ – ÖKOTOURISMUS – GEMENC

É. PÁDÁRNÉ TÖRÖK

Budapester Corvinus Universitaet, Lehrstuhl für Landschaftsschutz und Landschaftsrehabilitation  
1118 Budapest, Villányi út 35-43. e-mail: eva.torok@uni-corvinus.hu

**Schlüsselwörter:** Akzeptanz des Naturschutzes, Ökotourismus, Besucherbefragung,

**Zusammenfassung:** In vielen Naturschutzgebieten erscheinen die Besucher überall – wenn auch nicht massenhaft, aber „ingesickert“ – wegen der Mangel an geplanter Besucherlenkung und entsprechender Führung (z.B. Angler, Wanderer, Geländeradfahrer). Die sensiblen, unbedingt zu schützenden Gebiete könnten mit der bewussten Entwicklung des Ökotourismus, mit der Eröffnung und dem Ausbau von einigen Bereichen entlastet werden. Die Forschungsstation für die Donau der MTA (Ungarische Akademie der Wissenschaften) hat zwischen 2007-2010 ein gemeinsames Projekt mit der Universität Karlsruhe auf der ungarischen Strecke der Donau, in der zum Donau-Drau Nationalpark gehörenden Region Gemenc und im Bereich Béda-Karapanca erstellt. Ein Teilthema des Projektes war die Akzeptanz des Naturschutzes und die Entwicklung des Ökotourismus. Die Gewohnheiten und Ansichten der Anreiner und der Besucher der Naturschutzgebiete wurden durch Interviews mit Bürgermeistern und durch Besucherfragebögen ermessend. Die Auswertung der Befragung hat erwiesen, dass die Aufbewahrung der Naturwerte für einen jeden wichtig ist, aber weder für die Anreiner noch für die Besucher eindeutig ist, dass innerhalb der Gebiete des Donau-Drau Nationalparkes wo und was für eine Tätigkeit ausgeführt werden kann. In vielen Fällen vermischen die Besucher die Beschränkungen bezüglich Jagd und Schutz der Naturwerte wegen Mangel an Aufklärung und Kommunikation. Die betroffenen Ortschaften halten die Entwicklung des Ökotourismus für eine Ausbruchsmöglichkeit der Region, aber dazu ist die bewusste Lenkung des Besucherverkehrs unerlässlich.

# A MAGYARORSZÁGON ELŐFORDULÓ MEGHATÁROZÓ JELENTŐSÉGŰ ÉS GYAKORI TALAJTÍPUSOK FITOLIT PROFILJÁNAK KATASZTERE V.

## A VIZSGÁLT RÉTI ÉS ÖNTÉSTALAJOK EREDMÉNYEI

PETŐ Ákos<sup>1,2</sup>, BARCZI Attila<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék  
2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

<sup>2</sup> Magyar Nemzeti Múzeum, Nemzeti Örökségvédelmi Központ, Alkalmazott Természettudományi Laboratórium  
1113 Budapest, Daróci út 3., peto.akos@mmn-nok.gov.hu

**Kulcsszavak:** növényi opálszemcse, fitolit, réti és öntéstalaj-szelvények

**Összefoglalás:** A magyarországi jellegzetes talajok fitolitprofiljának kataszterét bemutató cikksorozatunk a hazai viszonylatban meghatározó jelentőségű és gyakori talajtípusokban megjelenő növényi opálszemcsék morfológiai eloszlásával (fitolitprofil) foglalkozik. A 20 elemzésre kiválasztott szelvény részletes talajtani jellemzését, a fitolitvizsgálat tételes eredményeit, valamint az erre alapozott következtetéseket talajtani főtípusonként mutatjuk be. Jelen munka a réti talajok és az öntéstalajok főtípusát képviselő két-két szelvény vizsgálati eredményeit tartalmazza. Számos szakirodalmi adattal ellentmondásban nem tudtuk igazolni a réti talajok szelvényeinek kimagasló fitollit tartalmát. Mind a réti, mind az öntéstalajok komplex talajtörténeti múltját híven tükrözik az egyes szintekben – öntéstalajoknál a rétegekben – megjelenő fitolitfelhalmozódási, valamint a közjük ékelődő steril zónák. A fitolitik vertikális eloszlása – mind mennyiségi, mind minőségi értelemben – rávilágít a hidromorf talajok összetett talajképződési jellegzetességeire, amelyet döntően a felszíni elöntések, leöblítések, és a nem autochton folyami üledékek felhalmozódása és lerakódása határoz meg.

### Előzmények

A magyarországi talajtípusokra jellemző fitolitismereti adatbázis kiépítését azzal a céllal indítottuk újtárra, hogy talajtípusokhoz köthető jellegzetes fitolitmorfológiai típusokat, illetve morfológiai csoportokat keressünk. A növényi opálszemcsék együttese, a talajban történő felhalmozódás révén, a felszínt benépesítő növényvilág lenyomatát adja. Egy adott vegetációra jellemző fitolitegyüttes jellegét elsődlegesen az őt létrehozó növényzet befolyásolja, ugyanakkor másodlagosan a talajképződési tényezők is befolyásolják egy talajtípusra jellemző fitolitprofil és fitolitegyüttes kialakulását. Ezen ismeretek összekapcsolására tesz kísérletet a hazai talajtípusokra jellemző fitolitismereti adatbázis, amelynek első eredményeit a genetikai és talajföldrajzi alapokon nyugvó talajosztályozási rendszerhez igazodva, az egyes főtípusok vizsgálati eredményeinek bemutatásával strukturáltuk.

Nem egy kizárólagos növényzeti kép rekonstruálását célozzák ezek az elemzések, hanem a talajképző tényezők és a talajgenetikai folyamatok hatásával és tetten érhetőségének kiegészítésével világítanak rá arra a komplex rendszerre, amelynek ismerete elengedhetetlen helyes következtetések levonásához egy-egy környezet- vagy tájrekonstrukciós vizsgálat során. A 2010-ben elindított – leíró jellegű – sorozatban bemutattuk a teljes, 20 szelvényre vonatkozó szisztematikus vizsgálat módszertani megfontolásait, a váz- és közethatású talajok (PETŐ és BARCZI 2010a), a barna erdőtalajok (PETŐ és BARCZI 2010b), illetve a mezőségi és szikes talajok (PETŐ és BARCZI 2011) első eredményeit. Most a réti talajok főtípusába tartozó szelvények, valamint két öntéstalaj szelvény vizsgálati során nyert adatokat és annak tanulságait adjuk közre.

## Anyag és módszer

A hazai talaj-fitolit adatbázis, illetve fitolitprofil kataszter kiépítésének talajtani vonatkozású, valamint fitolitikutatóval kapcsolatos minden vonatkozó részletét korábban részletesen bemutattuk (vö. PETŐ és BARCZI 2010a). Jelen feldolgozásban a korábban megadottakkal megegyező módszerekre és módszertani megfontolásokra támaszkodva mutatjuk be a kiválasztott talajszelvények vizsgálati eredményeit. A bemutatásra kerülő talajszelvények összesen 3 különböző kistájban (1. táblázat) találhatóak. A vizsgált talajszelvényeket és környezetüket a talajok genetikai és talajföldrajzi alapokon nyugvó osztályozása (STEFANOVITS 1963), illetve a Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer módszertanának (TIM MÓDSZERTAN 1995) ajánlásai alapján vesszük sorba és mutatjuk be (2. táblázat).

1. táblázat A mintavételi szelvények természetföldrajzi elhelyezkedése és EOVS koordinátái  
Table 1. Location of the examined soil profiles and their EOVS co-ordinates

Nagytaj	Középtaj	Kistaj	TIM kód	Munka kód	EOVS koordináták
Alföld	Közép-Tiszavidék	Hortobágy	303	PA22	y:795504; x:248803
		Tiszafüred-Kunhegyesi-sík	394	PA23	y:777001; x:257580
	Dunamenti-síkság	Kalocsai-sárköz	311	PA14	y:648644; x:155477
			395	PA15	y:649833; x:154859

2. táblázat A mintavételi szelvények genetikai talajosztályozás szerinti besorolása és táji elhelyezkedése  
Table 2. Soil classification and regional distribution of the examined soil profiles

Főtípus <sup>1</sup>	Típus <sup>2</sup>	TIM kód <sup>2</sup>	Munka kód	Táji elhelyezkedés <sup>3</sup>	WGS '84 koordináták
Réti talajok	Réti talaj, mélyben sós	303	PA22	Hortobágy	47°34'01.43" 20°58'53.27"
	Öntés réti talaj, karbonátos	311	PA14	Kalocsai-sárköz	46°44'37.51" 19°01'47.03"
Öntés-talajok	Humuszos öntéstalaj, réti öntés	395	PA15		46°44'17.17" 19°02'43.60"
	Humuszos öntéstalaj, nem karbonátos, töbrétegű	394	PA23	Tiszafüred-Kunhegyesi-sík	47°38'59.62" 20°44'17.57"

<sup>1</sup> STEFANOVITS et al. (1999) nyomán; <sup>2</sup> TIM MÓDSZERTAN (1995) nyomán; <sup>3</sup> MAROSI és SOMOGYI (1990) alapján (kistáj)

### A vizsgált réti talajszelvények bemutatása

A réti talajok főtípusát összesen kettő, egy a Hortobágy területén, a Tisza vonzáskörzetében található mélyben sós réti talajszelvény, illetve a Duna egykori árterületéhez tartozó Kalocsai-sárköz területén, szántó alatt található öntés réti talajszelvény képviseli (2. táblázat).

**PA22 mélyben sós réti talajszelvény földrajzi elhelyezkedése és bemutatása**

A PA22, mélyben sós réti talaj szelvényét a Hortobágy kistájon jelöltük ki. A kistáj környezeti és talajföldrajzi viszonyait korábban részletesen bemutattuk (PETŐ és BARCZI 2011, 156), azt azonban érdemes kiemelni, hogy a tárgyalt talajszelvény a kistájra jellemző, és annak közel háromnegyedét takaró mélyben sós és szikes talajok sorába tartozik, amelyek változatos, mozaikos szikes talajkomplexet alkotnak a löszös üledék talajaival (MAROSI és SOMOGYI, 1990).

A PA22-es szelvényt Pürckhauer-féle szűrőbottal (FINNERN 1994) vettük fel (1. ábra) a kistáj egy mélyen fekvő, a tavaszi felvételezés időpontjában vízzel borított, ecsetpázsitos szikirét (*Agrostio–Alopecuretum pratensis*) társulásában (2. és 3. ábra). Az átlagmintázást a legkisebb zavarást okozó kézi talajfűróval végeztük el.

A négy genetikai talajszintre (A, B, BC, C) osztott szelvényt 85 cm-es mélységig tártuk fel. A 25 cm mély, kilúgzott, sarkos élekkel törő poliéderes szerkezeti aggregátumokat adó humuszos feltalaj vályog fizikai féleségű. A szelvény összes sótartalma vertikálisan növekszik, maximumát a B-, illetve BC-szintekben éri el. Ezzel összefüggésben a B- és BC-szintek kémhatása is megváltozik, eltolódik a lúgos felé. Az alapadatok mutatta enyhe agyagosodás (3. táblázat), illetve a főtípusra jellemző, de jelen szelvény esetében gyengén fejlett agyaghártyák a B-szintben mutatkoztak. A szárazon világos barnásszürke (10YR 6/2), nedvesen erősen sötétszürke (10YR 3/1) BC-szintben tetten érhető a megnövekedett sótartalommal és az agyagosodó textúra. Az infúziós lösz alapkőzet szénsavas mésztartalmát csekély mértékben a B-, illetve BC-szintek is megőrkölték. A szelvény teljes mélységében megmutatkoznak a többletvízhatás klasszikus jegyei. Míg az A-szint anyagát csak elszórtan tarkítják rozsdafoltok, addig a B-, illetve BC-szintekben már jobban fejlett vasszeplők, illetve glejfoltok is megjelennek, amelyek átterjednek a szerkezet nélküli, kőzetlisztes talajképző kőzetre is.

A PA22 szelvényt a réti főtípusba soroltuk a megfigyelt hidromorf bélyegek, az egyöntetű erősen szürkés, feketébe hajló szín, a laboratóriumi mérésekkel igazolt humusz-eloszlás és enyhe agyagosodás miatt; továbbá az ismertetett kistáj természetföldrajzi tulajdonságai, valamint a szelvény elhelyezkedése és vegetációja is alátámasztotta ezt a besorolást. A mélyebb szintekben megmutatózó, a típusos réti talajtól eltérő sótartalom alapján végül mélyben sós réti talaj típusként írtuk le a PA22 szelvényt.

3. táblázat PA22 mélyben sós réti talajszelvény laboratóriumi adatai  
Table 3. Laboratory data of PA22 meadow soil profile

Genetikai talajszint	Mélység [cm]	Vizsgált paraméter								Mechanikai elemzés [a% / v% / h%]
		pH		CaCO <sub>3</sub> %	H %	TOC %	K <sub>A</sub>	EC 2,5 mS/cm	összes só %	
		(H <sub>2</sub> O)	(KCl)							
<b>A</b>	0–25	7,8	6,4	0,0	1,8	3,0	42	0,634	0,07	28 / 40 / 32
<b>B</b>	25–55	9,68	8,1	0,9	0,9	2,3	54	1,203	0,14	37 / 31 / 32
<b>BC</b>	55–75	9,9	8,5	0,9	0,6	2,0	49	1,248	0,14	35 / 32 / 33
<b>C</b>	75–85	9,8	8,4	5,7	0,2	0,3	44	0,988	0,02	30 / 36 / 34



1. ábra PA22 mélyben sós réti talaj szelvénye

Figure 1. Profile of PA22 meadow soil



2. ábra PA22 mélyben sós réti talajszelvény környezete  
Figure 2. Surrounding environment of PA22 meadow soil profile



3. ábra PA22 mélyben sós réti talajszelvény környezete  
Figure 3. Surrounding environment of PA22 meadow soil profile

### ***PA14 öntés réti talajszelvény földrajzi elhelyezkedése és bemutatása***

A PA14, karbonátos öntés réti talaj az Alföldhöz tartozó Dunamenti-síkság középtáj Kalocsai-sárköz kistájának északi peremén, a Solti-síksággal határos részén található, Harta településtől északra.

A kistáj ártéri szintű síkság, északi része az ún. kalocsai terasz orográfiailag magasártérnek minősül. A kalocsai terasz szikes laposokkal, elhagyott és töltődő morotvakkal tagolt felszín, míg a madocsai terasz széles, ovális, futóhomokkal fedett földnyelvként magasodik a kistáj északnyugati pereme fölé. A felszínt 90%-ban holocén üledékek, jelentős mennyiségben az Ős-Duna fluviális öntésanyaga, illetve helyenként pleisztocén lösziszap fedik. A mérsékelt meleg, de száraz éghajlatú kistáj évi középhőmérséklete 10,5 °C, évi csapadékösszege 570–590 mm. A kistáj hidrológiai viszonyait a Duna, illetve a Dunavölgyi- és a Dunakömlődi-főcsatornák határozzák meg. A talajvíz nátrium-hidrogénkarbonátos jellege, illetve a kistájra jellemző klimatikus viszonyok együttesen felelősek a szikes területek kialakulásáért (MAROSI és SOMOGYI 1990). A magyar flóra-

tartomány (*Pannonicum*) Alföldi flóravidékének (*Eupannonicum*) Mezőföldi flórajárásába (*Colocense*) tartozó kistáj egykori potenciális erdőtársulásai már visszaszorultak a szántóföldi növénytermesztéssel hasznosított területek expansiója miatt. Jellemző erdőtársulásai a Dunát követően sávban a mandulalevelű bokorfüzesek (*Polygono hydropypero–Salicetum triandrae*), illetve az ártéri fűzligetek (*Leucojo aestivo–Salicetum*), míg a távolabbi, de többletvízhatással még időszakosan érintett területeken a tölgy-köris-szil ligetek (*Fraxino pannonicae–Ulmetum*) maradtak meg foltokban. A kistáj keleti határain a löszhátakon, illetve a szárazodó homoki területeken löszpusztarétek (*Salvio–Festucetum rupicola*), a szikesedés által érintett foltokban pedig egykori füves szikespuszták (*Achilleo–Festucetum pseudovinae*) és ürmös szikes puszták (*Artemisio–Festucetum pseudovinae*) mezőgazdaságtól megmenekült maradványterületei díszlenek (KIRÁLY et al. 2008). A kistáj talajföldrajzát a Dunával párhuzamos sávyszerűség jellemzi. A Dunától keletre haladva a térszín emelkedésével, a felszíni üledék változásával és a többletvízhatás csökkenésével az alábbi talajtípusok dominálnak: nyers öntések, öntés réti talajok, réti talajok, réti csernozjomok, mélyben sós réti csernozjomok, szoloncsák-szolonyec talajok. A talajtakaró változatosságát és a zonalitást megtörik a foltokban megjelenő síkláp talajok, humuszos homokok és szolonyeces réti talajok.

A másfél méternél is mélyebb szelvényen összesen 4 genetikai szintet különítettünk el:  $A_{sz}$ , AC,  $C_1$  és  $C_2$ . A  $C_1$ -szint alatt jelentkező fluviális eredetű laza kőzet ( $C_2$ -szint: 110–170 cm) magas szénsavas mésztartalmú homokos öszlet, amely minden bizonnyal a kistáj felszínfejlődésében kulcs fontosságú szerepet játszó Ős-Duna öntésanyagának felhalmozódása (az 5. ábrán és a 2. mellékletben szereplő légi felvételen jól kirajzolódik az egykori mederkanyarulatok a szántón). Az öntéshomokon települt – feltehetően áthalmozott – infúziós lösz szolgáltatja a szelvény alapkőzetét. Az alultelepülő sárgás homoknál világosabb (vö.: PA14 helyszíni talajvizsgálati jegyzőkönyv) (1. melléklet), finom kőzetlisztes üledék magas karbonáttartalmú és enyhén lúgos kémhatású, tömegszázalékban kifejezett összes sótartalma elhanyagolható (4. táblázat). A szelvény 0–40 cm közötti szántott A-szintje magas szervesanyag-tartalmú, agyagos textúrájú szint, amely – az időszakos többletvízhatásra utaló – gyengén fejlett hidromorf bélyegeket (glejfolatok, vasszeplők) mutat. Ez jó összefüggésben van a szelvény orográfiai helyzetével, hiszen a Dunától távolabb, már ármentes területen helyezkedik el. Az  $A_{sz}$ -szint színe szárazon sötét szürkésbarna (10YR 3/2), nedvesen mérve fekete (10YR 2/1) a felhalmozódott szervesanyagtól. A szemcsés szerkezetű, erősen tömődött, enyhén lúgos  $A_{sz}$ -szint rövid átmenettel (AC-szint) kapcsolódik a talajképző kőzethez.

A laboratóriumi alapadatok (4. táblázat), valamint a helyszíni talajvizsgálat alapján a PA14-es munkakóddal jelölt szelvény az öntés réti típusba sorolható, mert rajta a réti főtípusra jellemző talajképződési folyamatok (agyagosodás, hidromorf bélyegek kialakulása) éppúgy felismerhetők, mint az öntésekre jellemző bélyegek (4. ábra). Az öntés jellegét azonban felülírja – az elsősorban az agyagosodásban megmutatkozó – réties jelleg. A szelvényt még érdekesebbé teszi, hogy az egykori öntés anyagra eolikus üledék települt, amelyet azonban erős vízhatás és részbeni áthalmozás érinthetett.



4. ábra PA14 öntés réti talaj szelvénye  
Figure 4. Profile of PA14 calcareous alluvial meadow soil



5. ábra PA14 öntés réti talajszelvény környezete  
Figure 5. Surrounding environment of PA14 calcareous alluvial meadow soil profile

4. táblázat PA14 öntés réti talajszelvény laboratóriumi adatai  
Table 4. Laboratory data of PA14 calcareous meadow soil profile

Genetikai talajszint	Mélység [cm]	Vizsgált paraméter							Mechanikai elemzés [a% / v% / h%]
		pH		CaCO <sub>3</sub> %	H%	TOC%	K <sub>A</sub>	összes só %	
		(H <sub>2</sub> O)	(KCl)						
A <sub>sz</sub>	0–40	8,2	7,5	14,9	2,4	4,9	64	0,02	38 / 36 / 26
AC	40–55	8,5	7,7	50,1	1,2	2,5	54	< 0,02	26 / 36 / 38
C <sub>1</sub>	55–110	8,8	8,1	48,4	0,4	1,9	47	< 0,02	24 / 45 / 31
C <sub>2</sub>	110–170								

### A vizsgált öntéstalaj-szelvények bemutatása

Az öntéstalajok főtípusát 2 szelvény, egy szántó alatt feltárt, több rétegben humuszszodott, illetve egy természetesnek tekinthető vegetáció alatt feltárt, a feltalajában humuszszodott öntéstalaj-szelvény képviseli.

#### PA15 réti öntéstalaj-szelvény földrajzi elhelyezkedése és bemutatása

A PA15 réti öntéstalaj-szelvényt, a PA14 munkakóddal ellátott szelvényhez hasonlóan a Kalocsai-sárköz kistájban jelöltük ki. A kistáj és a szelvény környezetének természetföldrajzi viszonyaira a PA14-es talajszelvénynél leírtak vonatkoznak a két szelvény közelsége miatt.

A szelvényt a PA14, öntés réti talaj közelében, de az egykori meanderek által tagolt, hullámos felszínű táj egy mélyebb pontján nyitottuk. Az erősen agyagos szelvény egy

25 cm mély szántott  $A_{sz}$ -szintre, illetve 3 ( $A_{1-3}$ ), jól elkülönülő öntésrétegre tagolódik. A szántott feltalaj fekete (szárazon 10YR3/2, nedvesen 10YR 2/1), magas szervesanyag-tartalmú és erősen agyagos szint, amely a szántás hatására jelentős tömörödésem ment keresztül. Szerkezetében az egykori morzsáság fellelhető ugyan, de a sarkos törési élek hűen mutatják a műveléssel járó káros hatásokat. Az egymástól színben és textúrában enyhén elváló (vö.: PA15 helyszíni talajvizsgálati jegyzőkönyv) (1. melléklet), agyagosodott öntés rétegeken (5. táblázat) szembetűnnek mind az öntésjelleggel összefüggésbe hozható bélyegek, mind a rétiesedés jegyei. Míg a réti talajképződési irányt a pangóvíz kialakította kiterjedt glejfoltok, a jól fejlett vasszeplők, továbbá a nehéz agyagos textúra jelölik, addig az öntés jellegre a még mindig fellelhető öntéshatárok, illetve a nagy mennyiségű puhatestűhéj-tartalom utalnak. Az öntésrétegek egykori felszínjellegét látszanak alátámasztani a kimért magas humusz értékek is, amelyek alapján a szelvény besorolása tovább finomítható, hiszen a magas humusztartalommal jellemezhető, sötétbarna és fekete színű, egykori öntés rétegekre eltemetett talajsintekként is tekinthetünk, amely esetben a szelvény egy összetett fejlődési múlttal rendelkező – és akár enyhe kolluviális hatást is magánviselő – pedokomplexum (6. ábra). Mindazonáltal a szelvény alapvetően az öntés és a réti főtípus genetikáját hordozza magán, akár eltemetett szintekről, akár rétegekről van is szó. A szelvény átmenetet mutat az öntés réti (vö.: PA14 szelvény) és a – csak a TIM MÓDSZERTAN (1995) által felsorolt – (humuszos) réti öntés fejlődési fázisok között. Az erős hidromorf hatás, és az elvitathatatlan réties talajképződési irány ellenére a szelvény képét markánsan befolyásolják az egykori öntésrétegek, így a réties hatásokat mutató, több rétegben humuszosodott öntéstalajok meghatározás fedi leginkább a valóságot.



6. ábra PA15 réti öntéstalaj-szelvénye

Figure 6. Profile of PA15 humuos alluvial (meadow) soil

5. táblázat PA15 réti öntéstalaj-szelvény laboratóriumi adatai  
 Table 5. Laboratory data of PA15 humuos alluvial (meadow) soil profile

Genetikai talajszint	Mélység [cm]	Vizsgált paraméter							Mechanikai elemzés [a% / v% / h%]
		pH		CaCO <sub>3</sub> %	H%	TOC%	K <sub>A</sub>	összes só %	
		(H <sub>2</sub> O)	(KCl)						
A <sub>sz</sub>	0–25	7,8	6,9	21,6	4,5	8,2	68	0,10	30 / 35 / 35
A <sub>1</sub>	25–55	8,0	7,1	7,0	3,6	5,7	70	0,15	33 / 32 / 35
A <sub>2</sub>	55–110	8,2	7,2	1,8	2,3	4,0	72	0,15	41 / 29 / 30
A <sub>3</sub>	110–170								

### PA23 humuszos öntéstalaj-szelvény földrajzi elhelyezkedése és bemutatása

A PA23, többrétegű, nem karbonátos humuszos öntéstalajt a Tisza közvetlen közelében, Pürckhauer-féle talajszűrőbottal (FINNERN 1994), illetve kétkaros kézi talajfúróval (7. ábra) a Tiszafüred-Kunhegyesi-sík kistáj területén jelöltünk ki egy, a kistájra és a Tisza vidékére jellemző fűz-nyár ligeterdőben (*Salicetum albae-fragilis*) (9. ábra). A Tiszafüred-Kunhegyesi-sík fluviálisan átmozgatott, lösziszapos üledékekkel fedett egykori hordalékkúp-síkság. A táj monoton, sík képét az északi-északnyugati-dél-délkeleti irányban lefutó, löszös homokkal fedett egykori garmadák, illetve a holocénből visszamaradt, fokozatosan töltődő morotvák törik meg. A felszínen csak pleisztocén végi (későglaciális futóhomok) és holocén korú (homokos lösz, iszap, iszapos homok és agyag) eolikus, illetve fluviális eredetű laza üledékek vannak. A mérsékelt melegszáraz éghajlatú kistáj évi középhőmérséklete 9,8–9,9 °C, évi átlagos csapadékosszege 520–550 mm között alakul. Területét csak belvízcsatornák szelik át, amelyek vagy a Tiszába, vagy a Hortobágy-Berettyó vízrendszerbe kötnek. A talajvíztükör nyugaton 4–6 méter, a keleti részeken 2 méter felett helyezkedik el; nagy kiterjedésben a szikesedésért felelős nátrium-hidrogénkarbonátos jelleg dominál a kalcium-magnézium-hidrogénkarbonátossal szemben (MAROSI és SOMOGYI 1990). A magyar flóratartomány (*Pannonicum*) Alföldi flóraidékének (*Eupannonicum*) Tiszántúli flórajárásába (*Crisicum*) tartozó kistáj potenciális erdőtársulásai a már említett fűz-nyár ligeterdők (*Salicetum albae-fragilis*) mellett a tölgy-köris-szil ligeterdők (*Quercu-Ulmetum hungaricum*), a sziki tölgyesek (*Festuco pseudovinae-Quercetum roboris*) és a tatárjuharos lösztölgyesek (*Aceri tatarico-Quercetum pubescentis roboris*). A nyílt társulások tekintetében üdőbb képet mutat, mint a szomszédos Hortobágy kistáj. Jellemző társulások a különböző sziki rétek (*Agrosti-Alopecuretum geniculati* vagy az *Agrosti-Glycerietum poaeformis*) (KIRÁLY et al. 2008). Talajtakaróját az itt előforduló 11 típus teszi rendkívül változatosá. A csernozjom jellegű homoktalajok mellett, alföldi mészlepedékes, valamint réti, mélyben sós és mélyben szolonyeces réti csernozjomok is előfordulnak. A mélyebben fekvő területek jellemző talajjai a réti főtípusba tartoznak, míg a Tisza-menti területeken nyers és humuszos öntések találhatóak (MAROSI és SOMOGYI 1990).

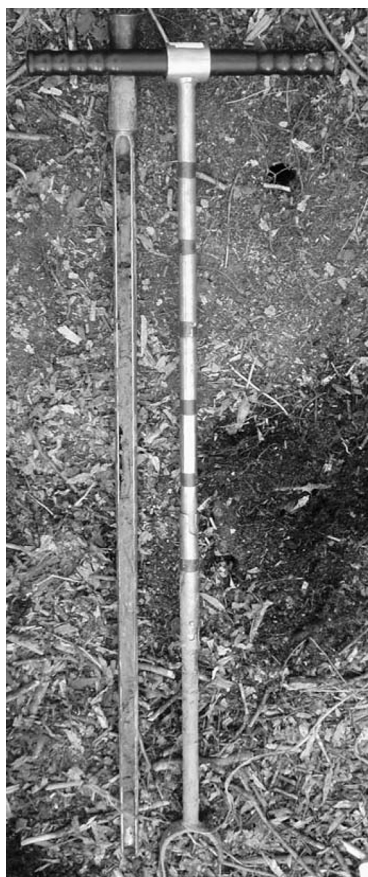
Ugyan a legfelső, organikus A-szintben (0–5 cm), illetve az A<sub>1</sub>-szintben meghaladja a humusztartalom a 2%-os határértéket (6. táblázat) (STEFANOVITS et al. 1999) a szelvény mégis egy átmeneti fejlődési fázisnak tekinthető a típusos humuszos öntés és a nyers öntés között. Amennyiben elfogadjuk, hogy a szelvény a humuszos öntéstalaj típusának irányába mutat erős fejlődést, abban az esetben genetikusan két részre osztható: az egykori öntésanyagot a talajképző folyamatok (humuszosodás) eredményeképpen létrejött humuszos feltalajra (A<sub>0</sub> és A<sub>1h</sub>), illetve az alatta elhelyezkedő öntésrétegekre (A<sub>1</sub> és A<sub>2</sub>).

A gyér cserjeszint ellenére a fűzfajok (*Salix* spp.) által dominált területen a részben humifikálódott szervesanyag-tartalmú organikus A<sub>0</sub>-szint jól elkülönült az enyhén szürkésbarna árnyalatú humuszos A<sub>1h</sub>-szinttől. A szelvény egyes szintjei és rétegei jól elkülönülnek egymástól a textúrájuk (8. ábra) (6. táblázat), illetve színük alapján is. A semleges kémhatású, agyagos textúrájú feltalaj (A<sub>0</sub> és A<sub>1h</sub> együttesen) egységesen barna, szürkésbarna színt ad (vö.: PA23 helyszíni talajvizsgálati jegyzőkönyv) (1. melléklet). Az A<sub>1h</sub>-szint hidromorf bélyegeket (rozsdafoltok, mangán bevonat) mutat, míg az alatta elhelyezkedő homok textúrájú A<sub>2</sub> rétegben ennek nyomait felismerni nem lehetett ugyan, de a felvételezés időpontjában vízzel telített volt a réteg. A két öntésréteg vályog és homokos vályog fizikai féleségű, egységesen semleges kémhatású, szénsavas meszet nem tartalmaz.

Összességében a szelvény egy, a humuszosodás és részben az agyagosodás talajképződési folyamatait mutató hidromorf képződmény, amelynek kialakulásában a Tisza hordalékanyagának felhalmozódása, illetve később a kialakuló ártéri ligeterdő és az ahhoz kapcsolódó cserjeszint által szolgáltatott szervesanyag input játszott fontos szerepet. Az öntés rétegeket színük, mintázatuk és textúrájuk alapján, míg a humuszosodott feltalajt az agyagtartalombeli különbség és humusztartalom alapján különítettük el.

6. táblázat PA23 humuszos öntéstalaj-szelvény laboratóriumi adatai  
Table 6. Laboratory data of PA23 non-calcareous humous alluvial soil profile

genetikai talajszint	mélység [cm]	Vizsgált paraméter						
		pH		CaCO <sub>3</sub> %	H%	TOC%	K <sub>A</sub>	Mechanikai elemzés [a% / v% / h%]
		(H <sub>2</sub> O)	(KCl)					
A <sub>0</sub>	0–5	7,1	6,7	0,0	2,6	6,9	59	40 / 39 / 21
A <sub>1h</sub>	5–45	7,2	6,7	0,0	2,2	6,2	72	45 / 38 / 17
A <sub>2</sub>	45–60	7,2	6,9	0,0	0,1	1,2	33	5 / 3 / 92
A <sub>3</sub>	60–90	7,4	7,0	0,0	0,3	1,8	37	14 / 15 / 71
C	90–100							



7. ábra PA23 humuszos öntéstalaj-szelvénye

Figure 7. Profile of PA23 non-calcareous humous alluvial soil



8. ábra  $A_{1h}$  és  $A_2$  öntésrétegek határa a PA23 szelvényben (textúraváltás)

Figure 8. Texture differentiation on the boundary of fluvial layers  $A_{1h}$  and  $A_2$  in PA23 non-calcareous humous alluvial soil profile



9. ábra PA23 humuszos öntéstalaj-szelvény környezete

Figure 9. Surrounding environment of PA23 non-calcareous humous alluvial soil profile

## A fitolitelemzés tételes eredményei

### A vizsgált réti talajok fitolitvizsgálati eredményei

#### *PA22 mélyben sós réti talajszelvény tételes fitolitvizsgálati adatai*

A vizsgálatba vont hortobágyi réti talaj A- és B-szintjeit összesen 6 mintával jellemeztük. A fitolitvizsgálat a szelvény felső 50 cm-es rétegére terjedt ki. A legfelső 10 cm-es rétegek magas fitolitakkumulációt, illetve a szelvényen belüli kiugró morfortípus-változatosságot mutatott (7. táblázat). A szelvény mintáiból sok diatóma vázat és szivacsüstökét is sikerült kimutatni. A 6 mintában összesen 12 morfortípus 340 példányát írtuk le. A fitolitvizsgálat alapadatait a 7. táblázat foglalja össze.

**PA14 öntés réti talajszelvény tételes fitolitvizsgálati adatai**

A duna-völgyi öntés réti talaj felső 40 cm-es, szántott A-szintjéből ( $A_{sz}$ ) összesen 8 mintát gyűjtöttünk. A minták kifejezetten alacsony fitolittartalmat mutattak, mindösszesen 8 morfortípus 95 példányát sikerült meghatározni. A pázsitfű (*Gramineae*) morfortípusokon kívül egy mintából szívacs tüske is előkerült. A fitolitvizsgálat alapadatait a 8. táblázat foglalja össze.

7. táblázat A PA22 szelvény mintáiból feltárt mikromaradványok (abszolútérték)  
Table 7. Microremains recovered from the samples of profile PA22 (total amount)

Fitolit morfortípus (ICPN deskriptorok)	Minta kódja / Mintavétel mélysége						
	PA22 0–5 cm	PA22 5–10 cm	PA22 10–20 cm	PA22 20–30 cm	PA22 30–40 cm	PA22 40–50 cm	
rondel SC	17	29	0	STERIL MINTA	11	1	
saddle SC	1	0	0		0	0	
cuneiform psilate bulliform cell	1	1	0		0	0	
parallepipedal psilate bulliform cell	0	1	0		0	0	
elongate smooth psilate LC	110	64	1		25	6	
elongate sinuate psilate LC	0	1	0		5	0	
elongate echinate LC	4	0	0		0	0	
elongate polylobate psilate LC	11	4	0		5	0	
trapeziform elongate smooth psilate LC	3	5	0		0	0	
lanceolate T	6	1	1		5	0	
acicular psilate T	5	1	0		2	0	
scutiform psilate T	3	5	0		5	0	
<b>Összesen (n):</b>	<b>161</b>	<b>112</b>	<b>2</b>		<b>0</b>	<b>58</b>	<b>7</b>
<b>Morfortípusok száma (p):</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>2</b>		<b>0</b>	<b>7</b>	<b>2</b>
<i>Egyéb biogén kova származékok</i>							
sponge (szivacs tüske)	4	1	0		0	4	0
diatóma váz	10	2	0	0	0	0	
<i>Egyéb organikus növényi mikromaradvány</i>							
növényi detritusz	+++	+++	±	±	+	-	

SC – short cell; T – trichome; LC – long cell; szemikvantitatív elemzés osztályai: +++ (sok): 100 egység felett; ++ (közepes): 40-100 egység; + (kevés): 5-40 egység; ± (eseti megjelenés): 1-4 egység; - (nincs jelen): 0 egység

8. táblázat A PA14 szelvény mintáiból feltárt mikromaradványok (abszolútérték)  
Table 8. Micro remains recovered from the samples of profile PA14 (total amount)

Fitolit morfortípus (ICPN deskriptorok)	Minta kódja / Mintavétel mélysége							
	PA14 0–2 cm	PA14 2–5 cm	PA14 5–7 cm	PA14 7–10 cm	PA14 10–15 cm	PA14 15–20 cm	PA14 20–30 cm	PA14 30–40 cm
rondel SC	0	1	0	0	0	0	1	0
cuneiform psilate bulliform cell	0	0	1	1	0	1	0	1
parallepipedal psilate bulliform cell	1	0	0	0	0	0	0	0
elongate smooth psilate LC	22	7	14	7	5	5	3	8
elongate polylobate psilate LC	1	0	0	0	0	0	0	0
elongate dendritic LC	3	0	3	0	0	0	0	0
lanceolate T	2	0	4	1	1	0	0	1
scutiform T	1	0	0	0	0	0	0	0
<b>Összesen (n):</b>	<b>30</b>	<b>8</b>	<b>22</b>	<b>9</b>	<b>6</b>	<b>6</b>	<b>4</b>	<b>10</b>
<b>Morfortípusok száma (p):</b>	<b>6</b>	<b>2</b>	<b>4</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>3</b>
<i>Egyéb biogén kova származék</i>								
sponge	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Egyéb organikus növényi mikromaradvány</i>								
növényi detritusz	±	±	±	±	±	±	±	±

SC – short cell; T – trichome; LC – long cell; szemikvantitatív elemzés osztályai: +++ (sok): 100 egység felett; ++ (közepes): 40-100 egység; + (kevés): 5-40 egység; ± (eseti megjelenés): 1-4 egység; - (nincs jelen): 0 egység

### A vizsgált öntéstalajok fitolitvizsgálatai eredményei

#### PA15 réti öntéstalaj-szelvény tételes fitolitvizsgálatai adatai

A Duna öntésanyagán felvett réti öntéstalaj legfelső szántott, A<sub>sz</sub>-szintjét 6 elemzésbe vont minta jellemzi (9. táblázat). A szelvény fitolitokban – mind mennyiségi, mind minőségi értelemben – rendkívül szegényesnek bizonyult, mindösszesen 10 morfortípusra oszlik az előkerült 101 példány. Említésre érdemes azonban a nagy számban és sértetlen állapotban előkerült szivacstüskék jelentős száma (összesen 43 példány a teljes vizsgálati anyagban). Az alacsony fitolitikontartalom jól összecseng az alacsony növényi detritusz jelenlét is, amely egy mintában sem ért el magasabb borítási értékeket.

9. táblázat A PA15 szelvény mintáiból feltárt mikromaradványok (abszolútérték)  
Table 9. Micro remains recovered from the samples of profile PA15 (total amount)

Fitolit morfortípus (ICPN deskriptorok)	Minta kódja / Mintavétel mélysége					
	PA15 0–2 cm	PA15 2–5 cm	PA15 5–7 cm	PA15 7–10 cm	PA15 10–15 cm	PA15 15–20 cm
rondel SC	0	1	0	0	0	0
trapeziform SC	1	0	0	0	0	1
cuneiform psilate bulliform cell	0	1	2	0	0	1
elongate smooth psilate LC	17	16	17	13	8	6
elongate sinuate psilate LC	0	1	0	0	0	0
elongate dendritic LC	0	0	1	0	0	0
trapeziform ovate sinuate LC	3	0	1	0	0	0
lanceolate T	3	0	1	1	0	1
acicular psilate T	0	0	4	0	0	0
scutiform psilate T	0	0	0	1	0	0
<b>Összesen (n):</b>	<b>24</b>	<b>19</b>	<b>26</b>	<b>15</b>	<b>8</b>	<b>9</b>
<b>Morfotípusok száma (p):</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>6</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>4</b>
<i>Egyéb biogén kova származék</i>						
sponge	6	9	9	6	2	11
<i>Egyéb organikus növényi mikromaradvány</i>						
növényi detritusz	±	±	±	-	-	-

SC – short cell; T – trichome; LC – long cell; szemikvantitatív elemzés osztályai: +++ (sok): 100 egység felett; ++ (közepes): 40-100 egység; + (kevés): 5-40 egység; ± (eseti megjelenés): 1-4 egység; - (nincs jelen): 0 egység

### PA23 humuszos öntéstalaj-szelvény tételes fitolitvizsgáló adatai

A Tisza öntésanyagán felvett humuszos öntéstalaj mintázása a terepen megfigyelt és jól elkülönülő szintek és rétegek sorozatában történt. A legfelső minta a – csak részben humifikálódott szervesanyag-tartalmú – organikus A<sub>0</sub>-szintet reprezentálja, míg a PA23 5–20 cm, PA23 20–30 cm és PA23 30–45 cm kódjelű minták a jól elkülönülő, enyhén szürkésbarna árnyalatú humuszos A<sub>1h</sub>-szintet jelenítik meg, egy-egy minta pedig a mélyebben leírt A<sub>2</sub> és A<sub>3</sub> öntésrétegeket. A meghatározásra került 105 növényi opálszemcse 15 morfortípus között oszlik meg. Növényi élettevékenységre utaló nyomok a legalsó két mintából nem kerültek elő, ellenben szivacsstüske és mutatkozott a PA23 60–90 cm mintában (10. táblázat).

10. táblázat A PA23 szelvény mintáiból feltárt mikromaradványok (abszolútérték)  
Table 10. Micro remains recovered from the samples of profile PA23 (total amount)

Fitolit morfortípus (ICPN deskriptorok)	Minta kódja / Mintavétel mélysége					
	PA23 0–5 cm	PA23 5–20 cm	PA23 20–30 cm	PA23 30–45 cm	PA23 45–60 cm	PA23 60–90 cm
rondel SC	0	1	1	1	STERIL MINTA	STERIL MINTA
cubic psilate SC	3	1	0	0		
bilobate SC	0	2	1	0		
cuneiform psilate bulliform cell	0	0	1	0		
elongate smooth psilate LC	16	29	10	8		
elongate sinuate psilate LC	1	3	0	0		
elongate polylobate psilate LC	1	0	1	1		
elongate echinate LC	1	0	0	0		
elongate dendritic LC	0	1	0	0		
trapeziform elongate smooth psilate LC	1	2	0	0		
globular - bulbous	4	2	0	0		
lanceolate T	1	4	1	0		
lanceolate T (short type)	0	2	0	0		
acicular psilate T	0	1	1	0		
scutiform psilate T	0	2	1	0		
<b>Összesen (n):</b>	<b>28</b>	<b>50</b>	<b>17</b>	<b>10</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
<b>Morfortípusok száma (p):</b>	<b>8</b>	<b>12</b>	<b>8</b>	<b>3</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
<b>Egyéb biogén kova származék</b>						
sponge	1	5	0	3	0	3
diatom	6	3	1	0	0	0
<b>Egyéb organikus növényi mikromaradvány</b>						
növényi detritusz	±	±	-	-	-	-

SC – short cell; T – trichome; LC – long cell; szemikvantitatív elemzés osztályai: +++ (sok): 100 egység felett; ++ (közepes): 40-100 egység; + (kevés): 5-40 egység; ± (eseti megjelenés): 1-4 egység; - (nincs jelen): 0 egység

A vizsgált talajszelvények mintáiban megfigyelt és meghatározott fitolit morfortípusok rövid alaktani leírása:

**rondel SC:** (*nomina conservanda*): Kisméretű (10–15 µm), egyik végén tölcészerűen kiszélesedő, másik végén köralapban végződő, sima felszínű, mintázat nélküli epidermális rövid sejt. Felülnézetben kör alakú.

**cubic psilate SC:** Kisméretű (10–20 µm), éles éllel határolt, közel tökéletesen kocka alakú epidermális rövid sejt, Mind oldal-, mind felülnézetben négyzet alakú.

- bilobate SC:** (*nomina conservanda*): Közepes méretű (15–25 µm), súlyzó alakú epidermális rövid sejt. A súlyzók vége lekerekített, sima felszínű.
- saddle SC:** (*nomina conservanda*): Kisméretű (10–15 µm), oldalnézetben összenyomott nyereg alakú, sima felszínű, mintázat nélküli epidermális rövid sejt. Felülnézetben ovális alakot mutat.
- trapeziform SC:** Kisméretű (10–20 µm), trapéz alakú (lat. *trapezius*), éllelkel határolt epidermális rövid sejt.
- cuneiform psilate bulliform cell (B):** Legyező alakú, sima felszínű, ugyanakkor gyakran a korrózió nyomait mutató, epidermisz eredetű idioblaszt sejt.
- parallelepipedal psilate bulliform cell (B):** Parallelopipedon alakú, sima felszínű, ugyanakkor gyakran a korrózió nyomait mutató, epidermisz eredetű idioblaszt sejt.
- elongate smooth psilate LC:** Nyújtott (lat. *elongatus*), sima szélű, sima felszínű, mintázat nélküli, elkovásodott epidermális hosszú sejt. Mérete 30–50 µm közötti.
- elongate sinuate psilate LC:** Nyújtott (lat. *elongatus*), hullámos szélű, sima felszínű, mintázat nélküli, elkovásodott epidermális hosszú sejt. Mérete 30–50 µm közötti.
- elongate polylobate psilate LC:** Nyújtott (lat. *elongatus*) lebenyekkel tagolt szélű (lat. *lobatus*), sima felszínű, mintázat nélküli epidermális hosszú sejt. A megfigyelt szemcsék mérete 30–50 µm közötti.
- elongate echinate LC:** Nyújtott (lat. *elongatus*), rövid tüskeszerű nyúlványokkal tarkított elkovásodott epidermális hosszú sejt. A megfigyelt szemcsék mérete 30–50 µm közötti.
- elongate dendritic LC:** Nyújtott (lat. *elongatus*), felületén elágazó (ágszerű) (lat. *dendriformis*) nyúlványokkal tarkított, elkovásodott epidermális hosszú sejt. A megfigyelt szemcsék mérete 20–40 µm közötti.
- trapeziform elongate smooth psilate LC:** Nyújtott, trapéz alakú (lat. *trapezius*), sima szélű, sima felszínű, mintázat nélküli, elkovásodott epidermális hosszú sejt. Mérete 30–50 µm közötti.
- trapeziform ovate sinuate LC:** Nyújtott, trapéz alakú (lat. *trapezius*), felülnézetben ovális (2D), de enyhén hullámos szélű, sima felszínű, mintázat nélküli, elkovásodott epidermális hosszú sejt. Mérete 40–50 µm közötti.
- lanceolate T:** Lándzsaszerű (lat. *lanceolatus*), váltakozóan sima (psilate) és vagy kráteres felszínű (scrobiculate) elkovásodott szőrsejt. A megfigyelt szemcsék mérete 25–40 µm közötti.
- lanceolate T (short type):** Lándzsaszerű (lat. *lanceolatus*), jellemzően sima felszínű, mintázat nélküli, elkovásodott szőrsejt. Mérete a lanceolate T morfortípushoz képest kisebb, a szőrsejt test része összenyomott, enyhén gömbölyded alakú. A megfigyelt szemcsék mérete 18–25 µm közötti.
- acicular psilate T:** Tű alakú (lat. *acicularis*), sima felszínű, enyhén hajlott, mintázat nélküli trichóma, elkovásodott szőrsejt. A megfigyelt szemcsék mérete 15–20 µm között alakult.
- scutiform psilate T:** Pajzs alakú (lat. *scutiformis*) (enyhén nyújtott egyenlőszárú háromszögre hasonlító) szőrsejt. Mérete 30–40 µm közötti alakul.
- globular – bulbous:** Egyik végén tölcésrszerűen kiszájadzó (lat. *bulbiformis* – hagymaszerű), gömb alakú morfortípus. Mérete 15–20 µm közötti.

## Következtetések

### *A réti talajok fitolitvizsgálati eredményeinek elemzése*

A szakirodalmi adatok ismeretében azzal az előzetes feltevéssel éltünk, hogy az ebbe a főtípusba tartozó talajok szolgáltatják majd a legváltozatosabb morfortípus spektrumot és eredményezik majd a legmagasabb fitolitmennyiséget. KAMANINA (1997) mennyiségi vizsgálataiban a legmagasabb értéket a réti talajok mutatták, amelyek egyes természetes állapotban megmaradt altípusaiban – a szerzős saját számításai alapján – a legnagyobb fitolitikoncentrációt mérte az összes vizsgálatban szereplő típus közül. A szerző ezt a réti talajokon élő magas biomaszra produktívitású növénytakaró meglétével, a többletvízhasználat okán fellépő kovamoszatok elszaporodásával, és nem utolsósorban a tájon belüli speciális elhelyezkedéssel hozza összefüggésbe. (Érdeemes kiemelni azonban, hogy a hivatkozott szerző a kovamoszatok kovavázait is belevette számításaiba, ami – a fitolitelemzés mai álláspontja szerint – nem tekinthető megfelelőnek. Véleményünk szerint a hidromorf talajoknál a kovamoszatok feldúsulása eltolhatja a mennyiségi értékeket!). Vizsgálataink nem támasztották alá KAMANINA (1997) méréseit. A vizsgálatban szereplő két talajtípus közül a PA14-es öntés réti talaj mindössze 8 morfortípust vonultatott fel (8. táblázat) és a mintákban jelentkező rendkívül alacsony fitolitmennyiségével a teljes vizsgálati sor legkevésbé összetett szelvényeinek körébe tartozik (vö.: PETŐ és BARCZI 2010a, 2010b; 2011). Ennél magasabb eredményeket sikerült elérni a PA22-es mélyben sós réti talajnál, amelynek morfortípuszáma tizenkettőnek mutatkozott ( $p=12$ ).

A PA22-es szelvény fitoliteloszlási diagramja (fitolitprofilja) érdekes képet mutat (10. ábra). A szelvény erősen texturált felső 10 cm-es rétegéből nagy mennyiségben került elő növényi opál szemcse (7. táblázat), amelyek a jelenlegi ecsetpázsitos sziki rét (*Agrosti-Alopecuretum pratensis*) fitolitprodukciónak tulajdonságait tükrözik. A fitolit morfortípusok eloszlásából kiderül, hogy az epidermális hosszúsejtek közül a diagnosztikus értékkel nem bíró elongate smooth psilate LC morfortípus dominálja a mintákat (68% és 57%) (10. ábra). Emellett az elongate polylobate psilate LC morfortípus az, amelyik a hosszú sejtek közül nagyobb arányban képviselteti magát a szelvény felső 10 cm-es rétegében. Ez a morfortípus nagyobb arányban még PA21-es sztyeppedő réti szolonyecben jelentkezett (PETŐ és BARCZI 2011). A Golyeva-féle osztályozási rendszerben ez a morfortípus a pázsitfűvek dominálta nedves, réties élőhelyek indikátoraként jelenik meg. Ugyancsak a réties élőhelyek indikátora az acicular psilate T. A szelvény időszakos vízborítottságát és a pangóvíz jelenlétét nem csak a helyszíni megfigyelésekkel, hanem a 0-5 cm-es réteget reprezentáló mintában megjelenő nagyszámú és épen megmaradt (!) kovamoszatvázal is alá lehet támasztani. A rendkívül törekeny, a talajokból szinte mindig töredezetten előkerülő kovamoszatok epi- és hipotékái a PA22-es mélyben sós réti talaj felső mintáiból épen kerültek elő, amely a helyben képződés elvitathatatlan jele.

A Golyeva-féle osztályozási rendszerben a sztyepei élőhelyek indikátoraként dominánsan megjelenő rondel morfortípus részaránya a mintákban mindenhol 30% alatt marad. A szárazabb térszínen fejlődött sztyepei talajoknál ez az érték valamivel magasabbnak mutatkozott (PA06-os réti szolonyec és PA25-ös mészlepedékes csernozjom esetében 35–45% körül) (PETŐ és BARCZI 2011). A szelvény fitoliteloszlási görbéjének további érdekessége, hogy a 10–30 cm-es réteg mintáiból növényi opálszemcse nem került elő. Véleményünk szerint ez a jelenség kettő lehetséges okra vezethető vissza. Elképzelhető,

hogy a vegetációs fázis végén megjelenő jelentősebb csapadékmennyiség infiltrációjának eredményeképpen az adott évi fitolitösszlet lemosódik és így egy textúrahátárt megjelenítve fennakad a 30–40 cm-es réteg mélységében. Ennek az elképzelésnek némileg ellentmond, hogy az átlagminták laboratóriumi eredményei egyöntetűen agyagos vályog, vályog fizikai féleséget mutatnak (3. táblázat), amely szemcseösszetétel nem a legalkalmasabb talajkörnyezet a fitolitok mélységben történő lemosódásához. Egy másik elképzelhető magyarázat, hogy egy egykori felszint jelenít meg a 30–40 cm-es réteg. Amennyiben elfogadjuk a második feltételezést, annyiban a szelvény földrajzi helyzetéből adódóan egy korábbi tiszai elöntés lehetősége merül fel, amely a szelvény helyzetéből, és a Tiszához való közelségéből adódóan könnyen elképzelhető (vö.: a melléklet topográfiai térképén kirajzolódó fluviális domborzati jegyek). Ezt a feltételezést többé-kevésbé alátámasztja a B-szint magas szervesszén-tartalma (TOC) is, amely csupán héttizeddel marad el az A-szintben mértekhez képest (3. táblázat). Az eltemetett jelleg elfogadása esetén a szelvény fitolitprofiljában 30–40 cm-es mélységben jelentkező akkumulációs zóna az egykori, elöntés előtti növényborításról ad képet. A felszíni és a mélyebben elhelyezkedő minták morfortípus spektruma közel azonosnak tekinthető. A morfortípusok száma ugyan tízről hétre csökken, ugyanakkor a meghatározó, dominánsan jelenlévő morfortípusok aránya nem változik a mintában. Ezek alapján kijelenthető, hogy a növényi opálszemcsék megjelenése és eloszlása alapján az elöntés előtti vegetációs és környezeti kép szinte megegyező lehetett a maival.

A PA22-es talaj azon szelvények körét bővít(het)i, amelyek rendelkeznek egy korábban eltemetett járószínttel, amelyen a fitolitok képződéséhez megfelelő növényzet, feldúsulásukhoz pedig elegendő ideig volt jelen a növénytakaró. Ezzel a jelenséggel a folyóvölgyeket kísérő régészeti ásatásokon több esetben is találkoztunk (pl. PETŐ és HERENDI 2012). Jelentősége abban áll, hogy a fluviális hatások eredményeképpen eltemetett felszínek, megfelelő alapot szolgáltatnak a lokális környezetrekonstrukció elvégzéséhez, arra az esetre (is), ha korábbi járószíntek konzerválódását, eltemetődését más emberi hatás nem tette lehetővé.

A PA14-es öntés réti talaj és a geográfiailag rokon PA15-ös réti öntéstalaj fitolit adatai között nagyfokú hasonlóság mutatkozik. Sem egyik, sem másik esetben nem kínálkozott lehetőség arra, hogy a szelvények fitoliteloszlási profilját felvázolhassuk, hiszen az egységnyi mintákból feltárt és meghatározott növényi opálszemcsék száma nagyon alacsonynak mutatkozott (8. és 9. táblázat).

A PA14-es szelvény esetében sikerült a növénytermesztéssel összefüggésbe hozható elongate dendritic LC morfortípust kimutatni a 0–2 és 5–7 cm-es rétegeket reprezentáló mintákból. Ugyanakkor a szelvény morfortípus spektruma igen szegényes és kizárólag az általánosnak tekinthető morfortípusokra koncentrálódik (8. táblázat). Ezt eredményezhette többek között a sorozatos dunai elöntés, amelynek eredményeképpen a felszíni leöblítés elvitte a korábban képződött talajanyagot és vele a növényi opálszemcséket, illetve összefüggésben állhat a növényzet jellegével. A folyamatos elöntések által érintett területen feltételezhetően nem tudott egy, a fitolitok produkciójának szempontjából potens társulás kialakulni, így az élőhely alacsony fitolitiképzési potenciálja sem tette lehetővé az egyébként is instabil felszínen a növényi opálszemcsék folyamatos felhalmozódását. Ellentétben a PA22-es szelvénynél leírtakkal, a PA14-es esetében nem egy, jelentős és a korábbi vegetációt elfedő elöntési eseménnyel számolhatunk – amely megőrizte egy

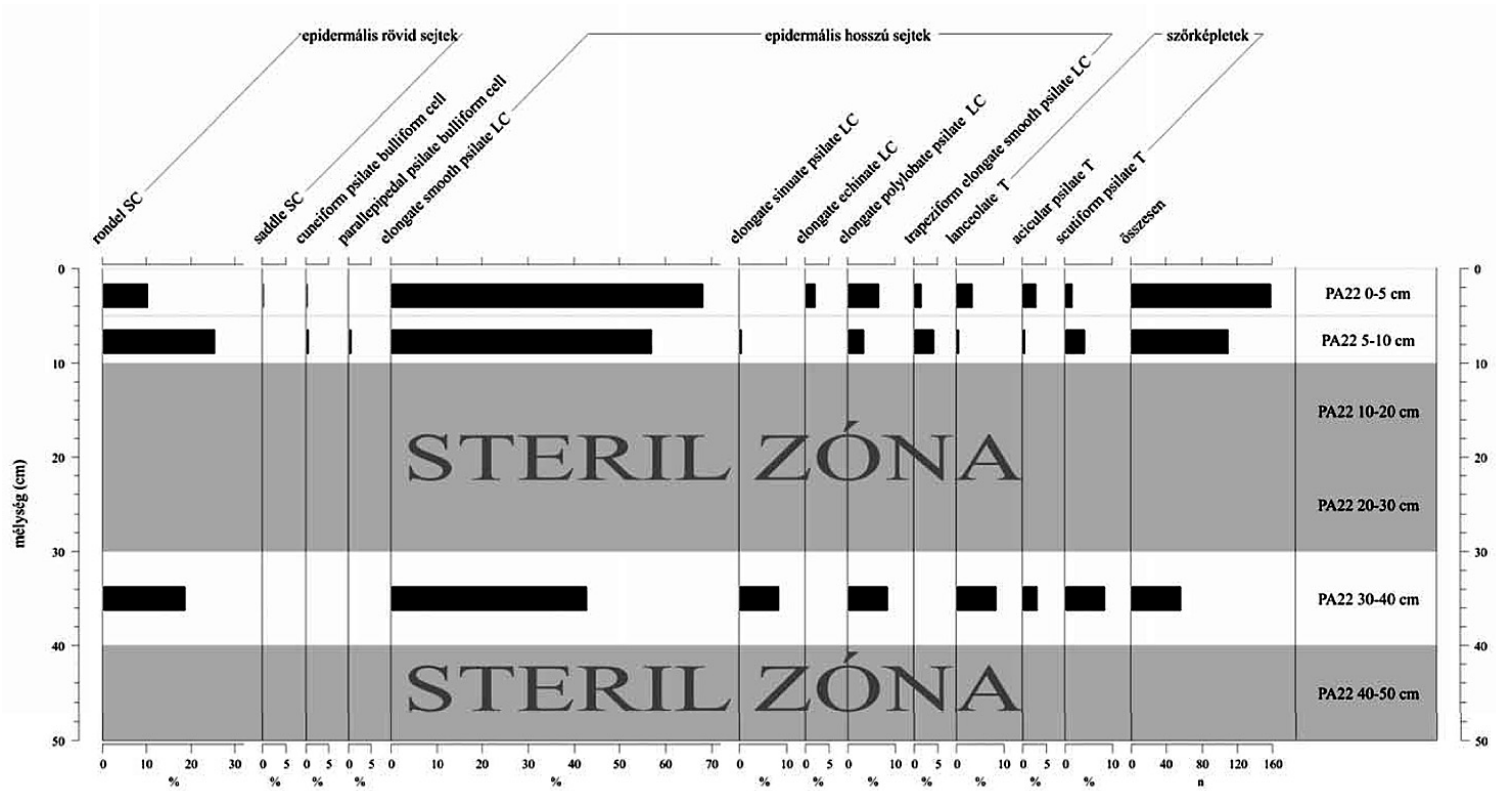
korábbi vegetációs fázis élőhelyi lenyomatát – hanem sorozatos, a felszín finoman, de folyamatosan leöblítő, pusztító hatással. Ez a jelenség jól magyarázhatja az öntéstalaj főtípusba tartozó szelvények (PA15 és PA23) esetében regisztrált alacsony növényi opál-koncentrációt (is).

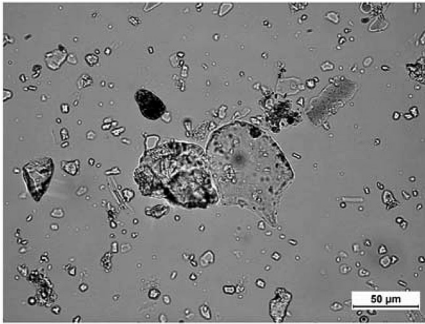
### ***Az öntéstalajok fitolitvizsgálati eredményeinek elemzése***

Az öntéstalajok főtípusát egy dunai hordalékanyagon felvett réti öntés (6. ábra), illetve a Tisza öntésanyagán felvett humuszos öntéstalaj-szelvénye képviseli (7. ábra). Mindkét szelvényt igen szegényes morfortípus-összetételű talajként írhatjuk le. Egységnyi mintáikból nem tudtunk olyan mennyiségű növényi opálszemcsét kimutatni, amely – az egyébként is alacsony – statisztikai minimumot elérné, éppen ezért a szelvények százalékos fitoliteloszlási profilját ezen adatok alapján nem adjuk meg. Ennek ellenére vannak az eredménytáblázatban érdekes és informatív morfortípus megjelenések.

A PA15-ös réti öntéstalaj szántó művelési ág alól származik. Az alacsony fitolitikoncentráció lehetséges talajképződési okai között említhetjük az instabil felszíni állapotokat. Feltételezhetően a Duna közelsége és a folyamatos elöntések hatására a korábbi vegetációs időszakok fitolitösszletei elmozdulhattak. Külső okként felmerülhet annak a lehetősége, hogy a területet benépesítő növényfajok alacsony fitolitiképzési potenciállal rendelkeztek és/vagy nem produkáltak diagnosztikus morfortípusokat. Ennek ellenére két olyan morfortípus eseti megjelenése érhető tetten, amelyek a növénytermesztéssel a területre behozott növényekkel lehetnek összefüggésben. Az egyik a trapeziform SC, a másik az elongate dendritic LC (9. táblázat). Az előbbi előkerülése a 15–20 cm-es réteget megjelenítő mintában indukálhatja a szántás lehetséges maximális mélységét. Az összes mintában, nagy számban jelentkező szivacsüstöske (*Porifera* sp.) egyértelműen az öntéssel, illetve a talaj-és felszínfejlődés során bekövetkezett időszakos elöntések jelei. A szelvény egészét nézve összesen 10 morfortípust írtunk le, amely értéknél alacsonyabb mindösszesen 4 szelvény esetében mutatkozott a 20 talajszelvényt magában foglaló vizsgálatssorozat során (PA03 – köves, sziklás váztalaj; PA20 – humuszos homoktalaj (PETŐ és BARCZI 2010a, 7. táblázat és 10. táblázat); PA09 – Raman-féle barna erdőtalaj (PETŐ és BARCZI 2010b, 9. táblázat); PA14 – öntés réti talaj).

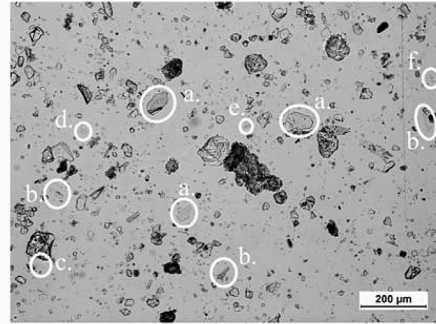
10. ábra A PA22 mélyben sós réti talajszelvény morfortípus-összetétele és fitolitoszlási görbéje  
 Figure 10. Vertical phytolith distribution and morphotype spectra of PA22 meadow soil





11. ábra Szépen formált, enyhén korrodált cuneiform psilate bulliform sejt a PA22-es szelvény 0–5 cm-es rétegéből

Figure 11. Nicely shaped and slightly corroded cuneiform psilate bulliform cell from the 0–5 cm layer of profile PA22



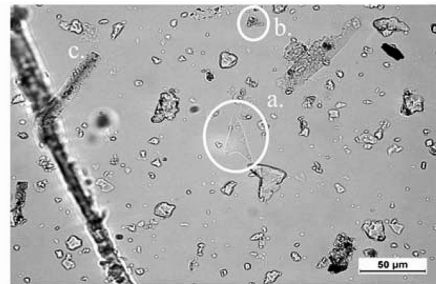
12. ábra Indikátorok a PA22-es szelvény 0–5 cm-es rétegének indikátorai: a. cuneiform psilate bulliform sejt, b. elongate smooth psilate LC, c. trapeziform elongate smooth psilate LC oldalnézeti képe, d. kettőtört elongate polylobate psilate LC morfo/típus, e. rondel és f. lanceolate T trichóma

Figure 12. Morphotypes from the 0–5 cm layer of profile PA22: a. cuneiform psilate bulliform cell, b. elongate smooth psilate LC, c. side view of trapeziform elongate smooth psilate LC, d. broken elongate polylobate psilate LC, e. rondel and f. lanceolate T



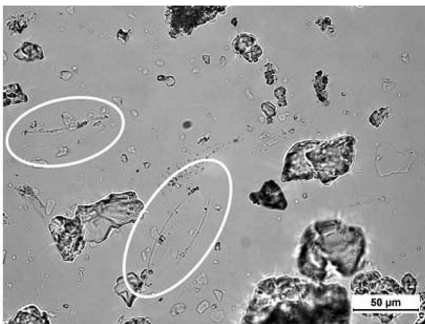
13. ábra PA22 0–5 cm minta: a. diatoma vázak és b. rondel morfortípus felülnézeti képe

Figure 13. Sample PA 22 0–5 cm: a. diatoms and b. top view of rondel SC

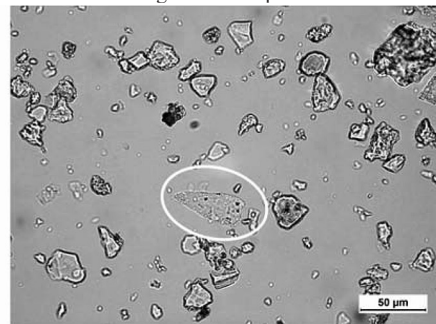


14. ábra PA22 0–5 cm minta: a. acicular psilate T szőrsejt, b. rondel morfortípus oldalnézeti képe és c. elongate smooth psilate LC morfortípusok

Figure 14. Sample PA 22 0–5 cm: a. acicular psilate T, b. side view of rondel SC and c. elongate smooth psilate LC



15. ábra PA22 0–5 cm minta: épen megmaradt diatoma vázak  
Figure 15. Sample PA 22 0–5 cm: Intact diatom shell



16. ábra PA22 5–10 cm minta: lanceolate T trichóma morfortípus  
Figure 16. Sample PA 22 0–5 cm: corroded lanceolate T morphotype

PHYTOLITH PROFILE CADASTRE OF THE MOST SIGNIFICANT AND ABUNDANT  
SOIL TYPES OF HUNGARY V.

RESULTS OF THE EXAMINED MEADOW AND ALLUVIAL SOIL PROFILES

Á. PETŐ<sup>1,2</sup>, A. BARCZI<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management,  
Department of Nature Conservation and Landscape Ecology  
2103 Gödöllő, Péter Károly u. 1.

<sup>2</sup> Hungarian National Museum, Centre for Cultural Heritage  
Laboratory of Applied Research  
1113 Budapest, Daróci út 3. peto.akos@mnm-nok.gov.hu

**Keywords:** plant opal particles, phytolith, meadow and alluvial soils

**Abstract:** The phytolith profile cadastre of the most significant and abundant soil types of Hungary gives an overview of phytolith analytical and pedological baseline data of a phytolith-soil database relevant to Hungary and the Carpathian Basin. Present paper is part of a series that is engaged in disseminating the first result of the work conducted in this field. The soil types – that were selected based on the Hungarian soil classification system – reflect various landscape zones and habitats. Present contributions contains the soil description and phytolith analyses of two meadow and two alluvial soil profiles. Extremely high phytolith presence in meadow soils – as reflected by scholarly literature – could not be demonstrated in the examined profiles. Phytolith accumulation and 'phytolith steril' zones – distributed vertically in the profiles – reflect the complex soil evolution patterns and surface developments of meadow and alluvial soils. Quantitative and qualitative vertical distribution of phytoliths underline the complexity of alluvial processes – such as rill wash, alluviation of non autochthon sediments and flooding – in the evolution of meadow and alluvial soil profiles.

*1. melléklet* Helyszíni talajvizsgálati jegyzőkönyvek  
*Appendix 1.* Standardized datasheets for on-site soil profile description

**HELYSZÍNI TALAJVIZSGÁLATI JEGYZŐKÖNYV**

Talajszelvény azonosító	<b>PA22</b>	Vegetáció	<b>Ecetpázsitos szikirét [Agrostio–Alopecuretum pratensis]</b>
Lejtő %	<b>0%</b>	Lejtő alakja	<b>S</b>
Kitettség	<b>S</b>	Erózió, defláció	<b>1</b>
Lejtőkategória	<b>02.</b>	EOV	<b>y:795504; x:248803</b>
A talajszelvény mélysége (cm)	<b>85 cm</b>	Humuszos réteg (cm)	<b>55 cm</b>
Talajvízszint mélysége	<b>50 cm</b>	Alapkőzet	<b>18., lösz-iszap</b>
Karb. r. mélysége (cm)	–	Fenolftalein lúgosság	<b>GY</b>
Talajtípus	<b>303</b>		

<i>Szint jele</i>	<i>Mélység cm</i>	<i>Mintavétel (cm)</i>	<i>pH</i>	<i>sz.</i>	<i>Szín</i>	<i>nedv.</i>	<i>Fizikai féleség</i>	<i>Szerkezet</i>	<i>Tömődöttség</i>
<b>A</b>	0–25	0–25	semleges	10YR 6/1	10YR 4/1	6	POL	T	
<b>B</b>	25–55	25–55	enyhén lúgos	10YR 5/2	10YR 4/1	6	GYSZ-POL	T	
<b>BC</b>	55–75	55–75	lúgos	10YR 6/2	10YR 3/1	5	GYSZ-H	T	
<b>C</b>	75–85	75–85	lúgos	10YR 6/4	10YR 5/4	4	O	T	

<i>Szint jele</i>	<i>Nedvesség</i>	<i>Pezsgés</i>	<i>Durva vázrészek</i>	<i>Talajhibák</i>	<i>Kiválások, konkréciók</i>	<i>Gyökér</i>	<i>Átmenet</i>
<b>A</b>	N	0	nincs	8 + (10) + agyagtartalom	R	N	SZI-D
<b>B</b>	N	NY/0			GV, SS	KÖZ	SZI-D
<b>BC</b>	S	NY/0			O	SZI-D	
<b>C</b>	S	K/E			R, GT	O	-

Egyéb észrevételek	-
--------------------	---

Felvételező:

P.Á.

Dátum:

2009.04.10.

**Megjegyzések:**

- mintavétel fitolitelemzéshez: 0–5 cm, 5–10 cm, 10–20 cm, 20–30 cm, 30–40 cm, 40–50 cm
- Tisza és a Nyugati-főcsatorna közén

## HELYSZÍNI TALAJVIZSGÁLATI JEGYZŐKÖNYV

Talajszelvény azonosító	<b>PA14</b>	Vegetáció	szántóföld, búzatarló [ <i>Triticum</i> sp.]
Lejtő %	<b>0%</b>	Lejtő alakja	<b>S</b>
Kitettség	<b>S</b>	Erózió, defláció	<b>I</b>
Lejtőkategória	<b>02.</b>	EOV	<b>y:648644; x:155477</b>
A talajszelvény mélysége (cm)	<b>170</b>	Humuszos réteg (cm)	<b>55</b>
Talajvízszint mélysége	-	Alapkőzet	<b>C<sub>1</sub>-szint: 24., löszös üledék C<sub>2</sub>-szint: 13., fluviális homok öntésrétegei</b>
Karb. r. mélysége (cm)	<b>felszíntől</b>	Fenolftalein lúgosság	<b>A-szinttől K/E</b>
Talajtípus	<b>311</b>		

Szint jele	Mélység cm	Mintavétel (cm)	pH	sz.	Szín	nedv.	Fizikai féleség	Szerkezet	Tömődöttség
<b>A<sub>sz</sub></b>	0–40	0–40	lúgos	10YR3/2	10YR2/1	6/5	SZ	ET	
<b>AC</b>	40–55	40–55	lúgos	10YR3/2	10YR2/1	5	SZ	ET	
<b>C<sub>1</sub></b>	55–110	55–110	lúgos	10YR7/3	10YR7/4	4	O	L	
<b>C<sub>2</sub></b>	110–170		lúgos	10YR7/6	10YR7/8	2	O	L	

Szint jele	Nedvesség	Pezsgés	Durva vázrészek	Talajhibák	Kiválások, konkréciók	Gyökér	Átmenet
<b>A<sub>sz</sub></b>	F	K/E	nincs	ET	R, VH	KÖZ	SZI-F
<b>AC</b>	F	IE			-	K	SZI-F
<b>C<sub>1</sub></b>	F	IE		1	LEP, ER	O	SZI-F
<b>C<sub>2</sub></b>	F	IE		1	LEP	O	-

Egyéb észrevételek	- szántóföldi művelésbe vont öntés réti talaj - sötét fekete, humuszos A-szint alatt egy átmeneti szinttel kapcsolódik a lösz/infúziós lösz talajképző közelethez - a C <sub>1</sub> -szint alatt fluviális eredetű (vö.: Duna közelsége), karbonátos homokösszlet helyezkedik el
--------------------	---

Felvételező:

B.T., P.Á.

Megjegyzések:

- Harta település mellett  
- mintavétel fitolitelemzéshez: 0–2 cm, 2–5 cm, 5–7 cm, 7–10 cm, 10–15 cm, 15–20 cm, 20–30 cm, 30–40 cm

Dátum:

2008.07.18.

## HELYSZÍNI TALAJVIZSGÁLATI JEGYZŐKÖNYV

Talajszelvény azonosító	<b>PA15</b>	Vegetáció	<b>szántóföld/búzatarló</b>
Lejtő %	<b>0%</b>	Lejtő alakja	<b>S</b>
Kitettség	<b>S</b>	Erózió, defláció	–
Lejtőkategória	<b>02.</b>	EOV	<b>y:649833; x:154859</b>
A talajszelvény mélysége (cm)	<b>170</b>	Humuszos réteg (cm)	<b>160</b>
Talajvízszint mélysége	<b>160</b>	Alapkőzet	<b>öntésrétegek</b>
Karb. r. mélysége (cm)	<b>felszíntől</b>	Fenolftalein lúgosság	<b>felszíntől GY</b>
Talajtípus	<b>395</b>		–

Szint jele	Mélység cm	Mintavétel (cm)	pH	sz.	Szín	nedv.	Fizikai féleség	Szerkezet	Tömődöttség
A <sub>sz</sub>	0–25	0–25	enyhén	10YR3/2	10YR2/1		5	SZ	ET
A <sub>1</sub>	25–55	25–55	lúgos	10YR3/2	10YR2/1		6	SZ	T
A <sub>2</sub>	55–110	55–110	lúgos	10YR5/4	10YR3/3		6/7	POL	T
A <sub>3</sub>	110–170		enyhén lúgos	10YR7/6	10YR3/4		6	D,H	T

Szint jele	Nedvesség	Pezsgés	Durva vázrészek	Talajhibák	Kiváltások, konkréciók	Gyökér	Átmenet	
A <sub>sz</sub>	F	IE	nincs	enyhe, majd erősödő tömődöttség és nagy agyagtartalom	-	KÖZ	SZI-D	
A <sub>1</sub>	F	E				R, GV KR	K	SZI-D
A <sub>2</sub>	NY	GY				CSH	O	SZI-D
A <sub>3</sub>	S	NY/GY					O	-

Egyéb észrevételek	- szántóföldi művelésbe vont réti jellegeket viselő karbonátos, többrétegű humuszos öntéstalaj - kialakulásában a réti talajképződési jelleg mutatkozik meg (vö.: glej megjelenése) - Dunától való távolság nagyobb, mint a PA14-es szelvény esetében
--------------------	---

Felvételező: B.T., P.Á.

Dátum: 2008.07.18.

**Megjegyzések:**

- Harta település mellett
- mintavétel fitolitelemzéshez: 0–2 cm, 2–5 cm, 5–7 cm, 7–10 cm, 10–15 cm, 15–20 cm

**HELYSZÍNI TALAJVIZSGÁLATI JEGYZŐKÖNYV**

Talajszelvény azonosító	<b>PA23</b>	Vegetáció	<b>Fűz-nyár ligeterdő [Salicetum albae-fragilis]</b>
Lejtő %	<b>0%</b>	Lejtő alakja	<b>S</b>
Kitettség	<b>S</b>	Erózió, defláció	<b>I</b>
Lejtőkategória	<b>02.</b>	EOV	<b>y:777001; x:257580</b>
A talajszelvény mélysége (cm)	<b>100 cm</b>	Humuszos réteg (cm)	<b>45 cm A<sub>0</sub> + A<sub>1b</sub></b>
Talajvízszint mélysége	<b>45 (-60) cm</b>	Alapkőzet	<b>több rétegben öntés homok és iszap</b>
Karb. r. mélysége (cm)	<b>-</b>	Fenolftalein lúgosság	<b>O</b>
Talajtípus	<b>394</b>		<b>-</b>

Szint jele	Mélység cm	Mintavétel (cm)	pH	sz.	Szín	nedv.	Fizikai féleség	Szerkezet	Tömődöttség
A <sub>0</sub>	0–5	0–5	semleges	10YR 3/4	10YR 2/2	6	6	M	L
A <sub>1b</sub>	5–45	5–45	semleges	10YR 5/2	10YR 3/3	6	6	O	
A <sub>2</sub>	45–60	45–60	semleges	10YR 5/2	10YR 3/4	2	2		
A <sub>3</sub>	60–90	60–90	semleges	10YR 5/4	10YR 2/2	6 + 2	6 + 2		
C	90–100		semleges			4	4		

Szint jele	Nedvesség	Pezsgés	Durva vázrészek	Talajhibák	Kiválások, konkréciók	Gyökér	Átmenet
A <sub>0</sub>	N	0	-	erősen agyagos	-	S	SZI-É
A <sub>1b</sub>	N	0			R, SS	K	SZI-D M-D
A <sub>2</sub>	S	0		1	-	O	SZI-É M-É
A <sub>3</sub>	N	0		erősen agyagos	R, SS, ET		SZI-D M-D
C	S	0		1	-		-

Egyéb észrevételek	- jól záródó lombkoronaszint - <i>Salix alba</i> , <i>Salix fragilis</i> - fejletlen cserjeszint
--------------------	--

Felvételező:

P.Á.

Dátum:

2009.04.10.

**Megjegyzések:**

- mintavétel fitolitelemzéshez: 0–10 cm, 10–20 cm, 20–30 cm, 30–45 cm, 45–60 cm, 60–70 cm  
- Tisza melletti ligeterdő (Tiszafüred közelében)

2. melléklet Vizsgálati talajszelvények elhelyezkedése  
Appendix 2. Location of study profiles



PA22 mélyben sós réti talaj elhelyezkedése (1:10 000 topográfiai térképszelvény; szerkesztett Google Earth szelvény)





PA 14 öntés réti talajszelvény és PA15 humuszos öntéstalaj-szelvény (réti öntés) elhelyezkedése (1:10 000 topográfiai térképszelvény; szerkesztett Google Earth szelvény)





PA23 több rétegű humuszos öntéstalaj-szelvény elhelyezkedése (1:10 000 topográfiai térképszelvény; szerkesztett Google Earth szelvény)



## HAGYOMÁNYOS ÉS FUZZY NEM FELÜGYELT OSZTÁLYOZÁS ÖSSZEHASONLÍTÁSA VEGETÁCIÓS INDEX PÉLDÁJÁN

HAVASI István, BENŐ Dávid

Miskolci Egyetem Geofizikai és Térinformatikai Intézet, Geodéziai és Bányamérési Tanszék  
3515 Miskolc-Egyetemváros, e-mail: gbmhi@uni-miskolc.hu, gmbmd@uni-miskolc.hu

**Kulcsszavak:** fuzzy-logika, irányítatlan osztályozás, NDVI, területgazdálkodás

**Összefoglalás:** A tanulmányban egy tömör bevezető rész után először röviden tárgyaljuk a fuzzy-logikát, majd rátérünk annak egyik fontos területgazdálkodási alkalmazására, az osztályozásra. Ezután bővebben foglalkozunk az előző célra jól alkalmazható elméleti tagsági függvények kialakításával, az itt számításba vehető eljárásokkal. Végül pedig konkrét adatállományon – egy Landsat 7 műholdfelvételen – hajtjuk végre a cimbéli osztályozást, és értékeljük az így kapott eredményeket.

### Bevezetés

#### A fuzzy-logikáról röviden

Az 1950-es évektől a mesterséges intelligencia kutatása során alakultak ki azok a szakértői rendszerek, amelyek a Boole-algebra alapján végeznek következtetést adat-, és tudásbázis alapján. Ez a hagyományos bináris logika két értékkel dolgozik: igaz és hamis. A természetudományokban sokszor találkozunk azonban olyan jelenségekkel, amelyek rosszul definiálhatók, működésük modellezése egzakt módszerekkel egyáltalán nem megoldható. Több szerző tett kísérletet többértékű logika kialakítására, a kontinuum végtelen értékészletű fuzzy-logika elvét ZADEH (1965) dolgozta ki (KÓCZY-TIKK 2001).

A fuzzy jelentése életlen, ebből következően az e rendszerekben adott halmazba való tartozást tagsági függvények írják le (Gauss, háromszög, trapéz, szigmoid stb). Ezek a függvények egy-egy nyelvi változó értékét reprezentálják, például egy adott területen a gyomoság, mint nyelvi változó értékei lehetnek: kevésbé gyomos, közepesen gyomos, nagyon gyomos. Az előbbi példa szerint tehát az adott halmazba való tartozást („Milyen mértékű a gyomosodás?”), az egységnyi területen lévő gyomok mennyiségét, függvénynyel adjuk meg. Ez a műveletet hívják fuzziifikálásnak. A következő lépésben a szabályrendszer felépítése történik meg az egyes nyelvi változók között, vagyis azokkal végzünk logikai műveleteket, hajtunk végre következtetéseket (és, vagy, negálás). Ennek eredményeképpen egy tagfüggvényekből álló aggregátum jön létre, ami a defuzziifikáció alapja. A defuzziifikáció során egy konkrét értéket kapunk, ez tekinthető a fuzzy-elemzés végeredményének.

#### Fuzzy-elemzések a területgazdálkodásban

A területgazdálkodásban a fuzzy-halmazelméletet alapvetően osztályozásra használják, célja redukálni a komplex rendszert az adatok csoportosítására jól elkülöníthető osztályokba (McBRATNEY et al. 1997).

Két különböző, de egymást kiegészítő megközelítés létezik a fuzzy-halmazok, tagsági függvények kialakítására: az automatikus klaszterező eljárások, mint például az FCM (Fuzzy C-Mean) és a szakértői tudáson alapuló SI (Semantic Import) modell (McBRATNEY et al. 1997).

### Klaszterező eljárások

A klaszterező eljárások közül az FCM az egyik legelterjedtebb módszer, amely során az alábbi célfüggvény kerül optimalizálásra:

$$J(X, U, V) = \sum_{i=1}^c \sum_{k=1}^N (\mu_{i,k})^m \left\| \underline{x}_k - \underline{v}_i \right\|_A^2$$

ahol:  $U = [\mu_{i,k}]$ , az  $x_k$  elem hozzátartozási mértéke  $i$ . klaszterhez,

$\left\| \underline{x}_k - \underline{v}_i \right\|_A^2$  pedig egy alkalmazott távolság norma, ahol „A” a távolság mértéke,

V: a klaszter-középpontokból álló mátrix, amelyek helyzetét ki kell számolni,  
m: súlykitevő.

A fenti eljárás egy nem felügyelt osztályozás, itt az osztályok száma az elemzés kezdetekor nem ismert. A klaszterezés jóságának minősítésére a következő mutatókat vezettek be (MCBRATNEY et al. 1985):

- FPI (Fuzzyness Performance Index): a fuzzy mérték mérőszáma,
- NCE (Normalized Classification Entropy): az adatok rendezetlensége.

A fenti módszer egyik példája Illés (ILLÉS et al. 2003) munkája, amelyben az Észak-Hanság termőhelyi viszonyait vizsgálta. Célja egy olyan talaj-modell, illetve osztályozás elkészítése volt, amely a helyszínen dolgozó szakember (erdészeti, természetvédelmi) számára nyújthat megbízható információkat a terület talajviszonyairól. A szerző első lépésben egy talajfizikai, talajkémiai és domborzati adatbázist hozott létre, és ezekkel az adatokkal végezte el a szükséges elemzést. A tagsági függvények kialakítását klaszterezéssel kezdte, és a kapott eredményre eloszlásfüggvény illesztésével adta meg a fuzzy-halmazok elemeinek halmazba tartozási igazságértékét. Ezen osztályozás segítségével a talajjellemzők és a környezeti változók közötti összefüggést kereste regressziós egyenletek felállításával. A végeredményként kapott térképek a modell értelmezési tartományán belül jól mutatták a termőhelyi viszonyokat, azonban ezen túl az már nem volt megbízható (ILLÉS et al. 2003).

### Az SI modell

A szemantikus import modell egy olyan empirikus vagy szakértői modell, amely a tagsági függvényt specifikálja a meglévő tudás és az elvégzett tudományos kísérletekből nyert tapasztalat alapján. Chang és Burrough használta először a fuzzy-halmazokat, az arra épülő logikát a talajértékelésben. Munkájukban az SI megközelítést alkalmazták, és több olyan tagsági függvényt publikáltak, amelyek jól alkalmazhatók a talajtan tudományában (CHANG and BURROUGH 1987).

A szemantikus import modell egy magyar vonatkozású példája Honfi Vid munkája (HONFI 2006), amelyből az aranykorona érték és a lejtési viszonyok alapján a földhasz-

nálatti alkalmasságra nyerhetők hasznos információk. A szerző a lejtési viszony tagsági függvényeinek kialakítása során figyelembe vette a Nemzeti Agrár-környezetvédelmi Program, a Balaton-törvény ajánlásait, továbbá az aranykorona érték kapcsán a vizsgált helyszínen gazdálkodó agrárszakemberek tapasztalatait.

A fent tárgyalt két módszerrel előállított tagsági függvények között speciális fuzzy-logikai műveletek végezhetők, illetve szabályrendszerek alakíthatók ki. A már említett SI példában Honfi a domborzat és az aranykorona alapján vont le következtetést a földhasználatra „ha ... akkor...” formában megírt szabályok segítségével:

Ha AK érték = jó és lejtés = sík, akkor alkalmasság = szántó.

Ha AK érték = közepes és lejtés = lejtős, akkor alkalmasság=legelő, (HONFI 2006).

A fuzzy-logika alkalmazása során – szemben az irányítatlan klaszterezéssel – a kimenetek (a következtetések) előre meghatározott fuzzy-halmazok, amelyek szintén tagsági függvényekkel írhatók le.

A fuzzy-logikában a logikai operátorok a Boole-algebrához hasonlóan matematikai műveletekkel írhatók le, azonban míg a hagyományos logika diszkrét értékekkel dolgozik (0 és 1), addig a fuzzy halmazok 0 és 1 közötti számokat használnak. Ebből következően az operátorok jelentései is eltérőek (1. táblázat):

1. táblázat A logikai operátorok jelentése  
Table 1. The meaning of logical operators

<i>operátor</i>	<i>Boole</i>	<i>Fuzzy</i>
és	szorzás	minimum
vagy	összeadás	maximum

A fuzzy következtetés során függvény-aggregáció hajtódik végre, amelyből a defuzzifikáció adja az elemzés végső értékét.

## Anyag és módszer

### Az NDVI háttere és számítása

Az NDVI – Normalized Difference Vegetation Index, mint vegetációs index, kifejezi a növényzet fotoszintézis termését, vagyis az a termelt klorofill mennyiséggel van kapcsolatban. A spektrális visszaverődési görbék tanulmányozása alapján megállapítható az, hogy a növényzet kis mértékben veri vissza a látható tartomány sugarait, ugyanakkor fejlettségével, klorofill tartalmával arányosan erősödik a visszaverődés a közeli infravörös sávban. Emiatt a vegetáció fejlettségi fokát ki tudjuk fejezni, ha kimutatjuk a látható és a közeli infravörös sávban mért adatok közötti különbséget. Minél nagyobb ez az érték, annál fejlettebb a növényzet. A gyakorlatban a látható tartomány vörös sávját és a közeli infravörös sáv adatait szoktuk használni. A gyakorlat azt is bizonyította, hogy jobb az egyszerű különbség helyett a normalizált különbséget használni, mivel ez kiküszöböli a különböző megvilágításból, lejtésből, kitértekből adódó eltéréseket. Ezért szokták a normalizált vegetációs indexet alkalmazni (NDVI). Ha NIR-el (Near Infra Red) jelöljük

a közeli infravörös sávban érzékelt értékeket, és RED-del a vörös sáv értékeit, akkor az NDVI képlete a következőképpen alakul:

$$\text{NDVI} = (\text{NIR} - \text{RED}) / (\text{NIR} + \text{RED}).$$

Egy Landsat 7 műholdfelvétel esetén, ahol a 3-as sáv a vörös, a 4-es pedig a közeli infravörös, az NDVI képlete a következő lesz:

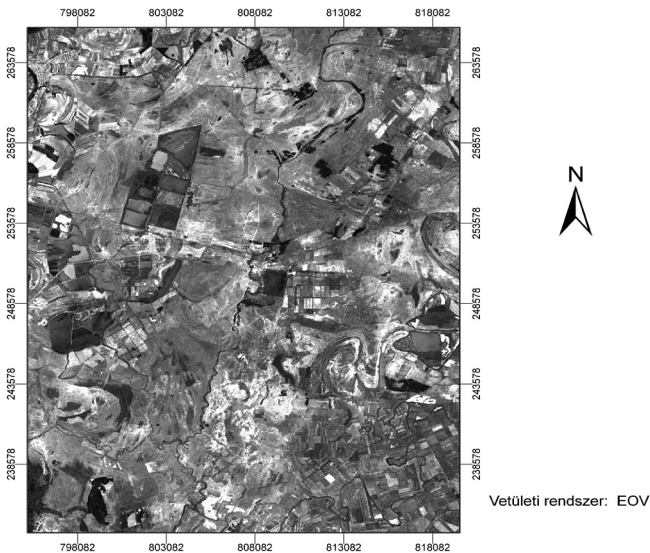
$$\text{NDVI} = (4 - 3) / (4 + 3).$$

Az így számított értékek -1 és +1 között változnak. A vízfelület, a felhők és a hó negatív; a csupasz talaj, a szikla és a mesterséges felszínek 0 körüli; míg a növényzet pozitív számokat fognak mutatni.

### Az osztályozás végrehajtása konkrét adatállományon

A vizsgálat első fázisaként az NDVI adatok előállításához a Hortobágy területéről készült Landsat 7 műholdfelvételt szereztünk be az <ftp://ftp.glc.f.umd.edu/glc/Landsat/> szerverről (1. ábra). A fenti ftp szerveren a Landsat felvétel sávjai külön-külön tiff raszter fájlokban vannak eltárolva WGS84 rendszerben. Az NDVI réteget a Landsat vörös és közeli infravörös sávjaiból képeztük ArcGIS 9.2 szoftverrel (2. ábra), majd azt beimportáltuk a MATLAB programba, amelyben az alfanumerikus adatokat egydimenziós mátrixszá, vagyis vektorra alakítottunk át.

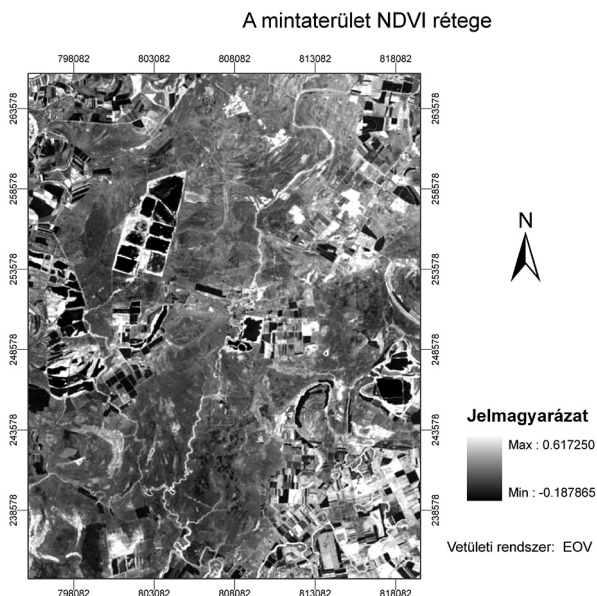
A mintaterület Landsat-7 felvétele 3,2,1 sáv kompoziton



1. ábra A teszterület bemutatása Landsat 7 felvételen

Figure 1. Test area on Landsat 7

A Fuzzy irányítatlan osztályozásra a Fuzzy C-Mean clustering (FCM) algoritmust használtuk, míg a hagyományos irányítatlan osztályozásra a k-mean eljárást, amelyek a MATLAB programban beépített függvényként szerepelnek. Bemenetnek megadtuk az



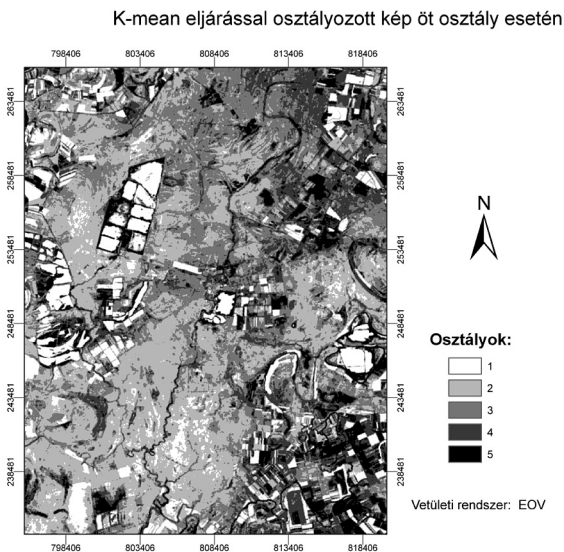
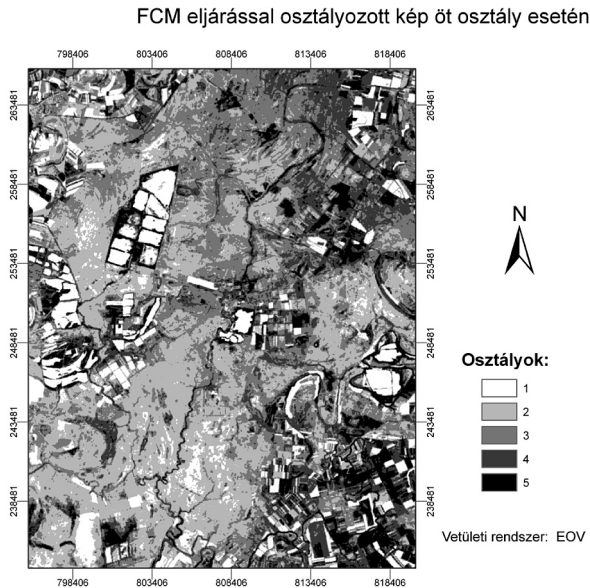
2. ábra A teszterület NDVI rétege  
 Figure 2. NDVI layer of the test area

NDVI adatokból képzett vektort, és az osztályok számát, amelyet ötnek, hatnak, hétnek illetve nyolcnak választottunk. Mindkét módszer lefuttatása után egy-egy vektort kaptunk, amelyből később előállítható volt a GIS réteg. A k-mean algoritmus lefuttatása után automatikusan megkaptuk az osztályozott adatsor vektorát. FCM algoritmus esetén el kellett készíteni egy szkriptet, felhasználva a szoftver programozási nyelvét, amely a tagsági függvények alapján vektor formában produkálja az osztályozott adatállományt. (Ez a művelet maga a defuzzifikáció!)

A következő lépés az osztályozott adatsor GIS szoftverekben használható rétegének előállítását volt. Ehhez a kapott állományt mátrixszá alakítottuk az eredeti raster-fájlunk megfelelő sor, oszlop elrendezés szerint. A térinformatikai rendszerben való alkalmazásához ezt a mátrixot ASCII formátumba konvertáltuk, megadva a cellaszámot, a cellaméretet és a bal alsó pixel koordinátáit. Az egyes osztályok elnevezése egy-egy szám, amely az NDVI értékével együtt növekszik, vagyis az egyes jelöli a legkisebb vegetációs index értékeket, a kettes az utána következőket és így tovább.

### Eredmények

Végrehajtva a kétféle osztályozást a kiértékelés során a több klaszterszám alkalmazásával kapott eredményeket összevetettük az eredeti adatsorral. A 3. és 4. ábra képein, példaként, 5 klaszterszámra vetítve a tesztelt két osztályozási módszer (FCM és k-közép) eredményeit szemléltetjük. A további klaszterszámokhoz (6 és 7) kapcsolódó osztályozási eredmények képi bemutatása fekete-fehérben sajnos nem igazán informatív a szemlélő számára, ezért attól eltekintettünk.



Ehhez az ArcGIS-be importált ASCII fájlokból és az eredeti NDVI rétegekből osztályleíró fájlokat (signatures file-ok) készítettünk, amelyek tartalmazzák osztályonként az átlagokat és a kovariancia értékeket. Ezen adatokból hoztuk létre később az osztályok közötti viszonyokat és a statisztikai jellegű eltéréseket leíró dendrogramokat.

A dendrogramokból kiderült, hogy a két módszerben azonos klaszterszám esetén az osztályok közötti statisztikai mérőszámokban nincs szignifikáns különbség. A pixel-szám-különbséget az alábbi 2. táblázat mutatja be: (Egy rétegen belül az össz-pixelszám: 1.143.954.)

2. táblázat A kapott pixelszám-különbségek azonos klaszterszámra vetítve a két tesztelt eljárásban  
 Table 2. Pixelmount-differences referred to the same cluster number in two tested methods

<i>Klaszterszám /darab/</i>	<i>Pixelszám-különbségek</i>
5	5982
6	13650
7	13541
8	25028

A pixelszám-változást grafikusán is kiértékeljük. Megállapítottuk, hogy a képpontok egyenletesen helyezkedtek el, önállóan vagy maximum három alkotott egy pixelcsoportot.

A következő lépésben megvizsgáltuk azt, hogy milyen változások voltak a különféle klaszterszámú osztályozások között. (A fentebb említett két módszer közötti hasonlóság miatt nem tettünk különbséget az FCM és a k-mean módszerek között.) Jól megfigyelhető volt az, hogy a kettes és hármás osztály minden esetben ugyanolyan közel volt egymáshoz (3,14 -3,16). Ezekhez még az egyes osztály is közel volt (5,15–5,22). A 7 és a 8 klaszterszámok esetén a négyes és ötös osztályok estek egymáshoz nagyon közel (3,41 és 3,45). A 6 klaszterszámú osztályozás esetén az ötös a hatos osztályok kerültek közel (2,93), a négyes pedig az előbbi kettőtől távolabb (4,3), így két nagy csoport jött létre: az 1, 2, 3 és a 4, 5, 6. A 8 klaszteres osztályozásnál a hetes és nyolcas osztályok voltak egymáshoz közel (2,9), azoktól pedig nem messze a hatos (4,08). Ebben az esetben három nagyobb osztály-csoport alakult ki: az 1, 2, 3; a 4, 5 és 6, 7, 8.

Az előzőeken kívül vizsgáltuk még a két módszer adta pixelszám-különbségekből képzett négyzetösszeget is. A legkisebb érték az 5 klaszteres osztályozásnál adódott. a második legkisebb összeget a 7 klaszteres osztályozás szolgáltatta, amely viszont az előzőhöz képest egy nagyságrenddel nagyobb volt.

### Értékelés

Tanulmányunkban a fuzzy-logika egyik fontos területgazdálkodási alkalmazásával, az irányítatlan osztályozással foglalkoztunk. Ehhez egy Landsat 7 felvételt használtunk fel, pontosabban az abból képzett vegetációs indexet (NDVI-t). Erre a gyakorlatból jól ismert paraméterre alapozva aztán összehasonlítottuk hagyományos k-közép osztályozást és a Fuzzy-C-Mean (FCM) módszert.

A szakmai területen járatos személyek körében ismeretes az, hogy a szakirodalom az NDVI-t gyakran alkalmazza, számos esetben az osztályozás minőségét javító más egyéb paraméterrel együtt is. A mi vizsgálatunk fő célja a két eljárás alternatív felhasználhatóságának eldöntése volt.

A kapott eredmények alapján elmondható, hogy az általunk vizsgált területen az FCM és a k-mean szignifikáns különbséget nem adott. A vizuális interpretáció során tapasztalt pixeleltérések elhelyezkedése azonban olyan kérdések megválaszolását helyezi előtérbe, amely szerint a vizsgált raszter réteg felbontása hogyan befolyásolja a két módszer közötti különbséget, mennyire alkalmas az FCM módszer a k-mean finomítására. E felvetések megválaszolására a további kutatások fognak választ adni.

Megjegyezzük, hogy ilyen jellegű vizsgálattal – az általunk elérhető tanulmányokban – nem találkoztunk. A kérdés megválaszolását ezért is tartottuk fontosnak.

A két módszer tesztelésének eredményei (pixelszám-eltérések) arra is rávilágítottak, hogy azonos klaszterszám esetén hogyan módosult az egyes osztályok nagysága, illetve arra is, hogy a klaszterszám változása milyen eltérést okoz az egyes eljárásoknál. A meghatározott pixelszám-különbségekből ugyanis az „optimális klaszterszám” értékének megállapítása irányában is tovább kívánunk majd lépni. Ehhez is még egyéb vizsgálatokra lesz majd szükségünk.

#### Köszönetnyilvánítás

A tanulmány/kutató munka a TÁMOP – 4.2.1.B – 10/2/KONV – 2010 – 0001 jelű projekt részekén – az Új Magyarország Fejlesztési Terv keretében – az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósul meg.

#### Irodalom

- HONFI V. 2006: A földhasználat optimalizálása fuzzy alapú modell segítségével. *Acta Agraria Kaposváriensis*, 10(3): 279–287.
- ILLÉS G., KOVÁCS G., BIDLÓ A., HEIL B. 2003: Az Észak-Hanság termőhelyi viszonyainak modellezése „fuzzy”-klasszifikáció és GIS eszközök felhasználásával. *Acta Agraria Kaposváriensis*, 7(3): 45–68.
- CHANG, L., BURROUGH, P.A. 1987: Fuzzy reasoning: a new quantitative aid for land evaluation. *Soil Surv. Land Evaluation*, 7: 69–80.
- KÓCZY, L. T., TIKK, D. 2000: Fuzzy rendszerek. Typotex Kft, Budapest, pp. 122
- MCBRATNEY A. B., MOORE A. H. 1985: Application of fuzzy sets to climatic classification. *Agricultural and Forest Meteorology*, 35, 165–185. In Triantifilis, J. 1990: Application of continuous methods of classification in lower namoi valley. [http://www.pedometrics.org/paper/john\\_t.pdf](http://www.pedometrics.org/paper/john_t.pdf) 2012. 01. 21.
- MCBRATNEY, A. B., INAKWU, ODEH, I. O. A. 1997: Application of fuzzy sets in soil science: fuzzy logic, fuzzy measurements, and fuzzy decisions. *Geoderma*, 77: 85–113.
- ZADEH, L. A. 1965: Fuzzy sets. *Information and Control*, 8(3): 338–353.

COMPARISON OF TRADITIONAL AND FUZZY UNSUPERVISED CLASSIFICATION  
ON THE BASIS OF VEGETATION INDEX

I. HAVASI, D. BENŐ

Department of Geodesy and Mine Surveying, Institute of Geophysics and GIS, University of Miskolc  
3515 Miskolc-Egyetemváros, e-mail: gbmhi@uni-miskolc.hu, gbmbd@uni-miskolc.hu

**Keywords:** Fuzzy logic, unsupervised classification, NDVI, land management

In a concise introductory part of this study the Fuzzy logic is overviewed briefly first then one of its important applications in land management, the classification is outlined. After that we deal with the theoretical membership functions well applicable to the aforementioned purpose and procedures taken into account here. Finally we perform a classification in the title using a concrete data set, a Landsat 7 satellite image, and the final results of this research are evaluated.



# EGYEDI TÁJÉRTÉKEINK, A GÉMESKUTAK HAZAI HELYZETE AZ EURÓPAI UNIÓS SZABÁLYOZÁSOK TÜKRÉBEN

## ÖRÖKSÉG VAGY ÁTOK?

RÁKÓCZI Attila

Mezőgazdasági és Vidékfejlesztési Hivatal, Békés Megyei Kirendeltség,  
Helyszíni Ellenőrzési Osztály  
5600 Békéscsaba, Temető sor 8., e-mail: rakoczi.attila@mvh.gov.hu

**Kulcsszavak:** agrártörténet, nemzeti érték, egyedi tájérték, tájelem, vidékfejlesztés, agrár-környezetvédelem, kölcsönös megfeleltetés

**Összefoglalás:** Kutatásunk célja egyik nemzeti értékünk, agrár-kultúrtörténeti emlékünknél, a gémeskutak múltjának, jelenének áttekintése, valamint rávilágítani jövőbeni sorsának alakulására az Európai Unió új agrárszabályozási rendszerével, a kölcsönös megfeleltetéssel kapcsolatban. Munkánk során végigtekintjük a gémeskutak kialakulásának történeti hátterét, bemutatjuk, hogy az évszázadok során milyen kapcsolatuk alakult ki az emberi társadalommal. Alapvető funkciójukon kívül, kialakult a hírközlési, művészeti, és tájképi szerepük is. A XX. század végére a technikai fejlődés következtében azonban jelentőségük csökkent, és ezzel párhuzamosan a darabszámuk is visszaesett. Lassan eltűntek a magyar tájról, a magyar pusztáról. Ekkor azonban jelentős változás következett be az Európai Unió, és így a magyar agrárszabályozásban, mivel 2010-től jogszabály által védendő tájképi elemmé nyilvánították a gémeskutakat, és így a kölcsönös megfeleltetés részévé váltak. Ehhez kapcsolódva a szabályozás betartásának ellenőrzéséhez ki kellett alakítani egy alapadatbázist. Ennek a lényege megállapítani, hogy az egykor nyilvántartott gémeskutak mekkora darabszámban, és milyen állapotban maradtak meg az új évezredre, a szabályozás időpontjára. Ezen folyamat során végigjártuk az egykor nyilvántartott gémeskutakat, és a látottak alapján négy kategóriába soroltuk őket. A kutatás azt az eredményt hozta, hogy Békés megyében az 1950-es években nyilvántartott 762 db gémeskútból, 2010-ben 520 db már nem található meg, 222 db gémeskút megrongálódott, illetve romos állapotban lelhető fel a nyilvántartott helyén. Mindösszesen 20 db olyan gémeskút van a megyében, melyet mind a mai napig használnak, és tökéletes, működőképes állapotban található meg. A vizsgálat összértékelése alapján a gazdálkodók nincsenek felkészülve az új szabályozásra.

### Bevezetés

Kutatási munkám célja a gémeskút, mint az egyik agráreszközünk, agrár-kultúrtörténeti értékünk múltjának, jelenének áttekintése, és rávilágítani jövőbeni sorsának alakulására az Európai Unió új szabályozásának bevezetése következtében.

Magyarország alapvetően agrárberendezkedésű ország. Fekvéséből, adottságaiból adódóan az agrártermelés évezredes múltra tekint vissza. Az évezredek, évszázadok során a termeléssel foglalkozó ember szoros kapcsolatban állt az őt körülvevő természettel és környezettel. Ez a kapcsolat bizonyos fokú adaptációt is jelentett, de számos esetben a termelés mennyiségének növekedéséhez alakítania is kellett a környezetét. Új termelési eszközöket fedezett fel és használt, melyek megkönnyítették a mindennapi igen kemény munkáját. Mindazonáltal, ezen különféle eszközök hozzájárultak mind a mennyiségi, mind a minőségi termelés növekedéséhez. A kézi és állati szerszámokon kívül gépeket, építményeket emelt, melyek a tájba épülve új tájképet meghatározó elemként jelentek meg a természetes környezetben, mint épített környezeti elemek. Ilyen épületek, eszközök a teljesség igénye nélkül a vízi-, száraz-, és szélmalomok, a gabonataroló épületek, istállók és a különböző szerkezetek, melyek a kültéri állattartás meghonosításához szük-

séges eszközök, mint például a gémeskutak (RAKONCZAI 2006). Mivel országunk jelentős területe áll folyamatosan mind a mai napig az agrártermelés „hatása” alatt, ezért az ott folyt, illetve folyó munkálatok nagyban befolyásolják az ország arculatát (SZELEKOVSKY 2005). Alapvetően a legeltetés, külterjes állattartás meghonosítása miatt volt szükség egy találmányra, mely lehetővé tette, hogy a hatalmas legelőkön – ahol folyó-, és állóvíz sem volt – a legelő állatoknak, és a rájuk vigyázó embereknek hűsítő vizet szolgáltatasson. Ez nem volt más, mint a gémeskút. A feltalálásuk után gomba módra terjedtek el, és ami igazán érdekes, hogy csak Európa ezen vidékén, a Kárpát-medencében. Az alapvető funkciójukon kívül lassan és észrevétlenül beépültek a tájba, és meghatározó, markáns jelként lettek részei a magyar pusztának. Azonban, ahogy a technikai fejlődés elérte ezen ágazatot is, megpecsételődött a sorsuk (FEHÉR 1938). Kijelenthetjük, hogy az utolsó pillanatban jelent meg az Európai Unió Közös Agrárpolitikájának egyik szabályozási rendszerében egy jelentős módosítás, mely következtében a betartandó kritérium sorában belépett az országra alapvetően jellemző tájképi elemek (kunhalmok, gémeskutak) megőrzésének kötelezettsége, az agrár-támogatási rendszeren keresztül.

Munkánk célja egyrészt, egyes nemzeti értékeink, agrár-kultúrtörténeti emlékeink, így a gémeskutak (mint a magyar tájképet alapvetően meghatározó elemek) megőrzésére, fokozott védelmére való felhívás. Másrészt, a közösségi agrárszabályozás egyik eszközének, a kölcsönös megfeleltetés tájképi elemekre vonatkozó rendelkezésének bemutatása. Továbbá, a Mezőgazdasági és Vidékfejlesztési Hivatal által 2010-ben végrehajtott gémeskutak állapotfelmérése során kapott Békés megyére vonatkozó adatok közlése, a felmérés során kapott eredmények összértékelése, valamint a kapott eredmények szignifikancia vizsgálata a területek hasznosításával. Végül, de nem utolsó sorban, javaslatot tenni az eredmények további felhasználására, rávilágítani az új szabályozás gyengeségeire, hiányosságaira.

## Irodalmi összefoglalás

### Egyedi tájértékek

Egyedi tájérték az adott tájra jellemző természeti érték, képződmény, és az emberi tevékenységgel létrehozott tájalkotó elem, amelynek természeti, történelmi, kultúrtörténeti, tudományos vagy esztétikai szempontból a társadalom számára jelentősége van (Csósz 2010). Az egyedi tájértékek típusai egyrészt a természeti képződmények, másrészt a kultúrtörténeti értékek, mint például a kunhalmok és a gémeskutak.

A kunhalom kifejezés már általánossá vált a köznyelvben, azonban helytállósága vitatható, ha számba vesszük a régészeti feltárások eredményeit. Hazánkban gyakori, de az Erdélyben, Dél- és Kelet-Oroszországban, Közép- és Belső Ázsiában is nagy számmal előforduló halmok jelentős része nem kapcsolódik az Ázsiából betelepülő kun népesorhoz. A régészeti kutatások kiderítették, hogy a halmok nagy része rézkori, korabronzkori temetkezések, bronzkori telepek, szarmata, germán, honfoglalás kori temetők, Árpád-kori templomok és sírok, olykor valóban kun temetkezések nyomait őrzik (TÓTH 1988). A halmok közvetlen környezetüktől eltérő geológia, talajtani sajátosságai miatt alkalmasak a régmúlt idők környezeti, természeti viszonyainak feltérképezéséhez, rekonstrukciójához. Egy ilyen, a Csípő-halmon végzett rekonstrukciós kísérlet mutatja be a Hortobágy 6000 évvel ezelőtti talajtani, és botanikai állapotát (BARCZI et al. 2006).

A gémeskút olyan kút, mellyel a talajvíz kiemelését a kétkarú emelő elvén működő, a föld felszíne felett található szerkezet szolgálja (Cs. SEBESTYÉN 1934).

A munkánkban az egyedi tájértékek közül a gémeskutakkal foglalkozunk részletesen.

## A gémeskutak

### A gémeskutak szerepe, jelentősége

Az állattartás, főleg a kültéri, rideg állattartás több évszázados múltra tekint vissza országunkban. A Kárpát-medence a folyószabályozások előtt, szinte állandó vízborítású, egybefüggő területként nézett ki. Ezen részeket csakis legeltetéssel tudták hasznosítani. Így minden feltétel adott volt, hiszen jelen volt a bő fütermés, és az itatáshoz szükséges víz is (ENYEDI 1964). Azonban, a XIX. század első fele után folyószabályozási munkálatokba kezdtek az ország területén. Ezzel párhuzamosan az intenzívebbé váló mezőgazdaság, valamint a növekvő lakosság igényei miatt a legelő állatállomány koncentrációja is növekedni kezdett. Összességében tehát megoldást kellett találni a „vízhiány” enyhítésére a hatalmas kiterjedésű legelőkön (SZABADFALVI 1970). Főleg ezen időszakban, de már az ezt megelőző időkben is, kezdtek a pásztorok, juhászok, gulyások, kondások, víznyerő kutakat ásni a legelő területek magasabb, frekventált részeiben (FEHÉR 1938). Ezekkel a kezdetleges kutakkal a legnagyobb probléma az volt, hogy közvetlen kézi erővel – áttételek nélkül – kellett felszínre hozni a vizet. Ennek megoldására pattant ki a szikra a csavaros gondolkodású parasztember fejéből, és feltalált egy olyan vízkiemelő szerkezetet, melyet a kútgödör szélére emelt, ez nem volt más, mint a gémeskút (Cs. SEBESTYÉN 1934).

Részei: a földbe mélyített *ágas* (gyakran élő fából kialakítva), melynek villásra vagy csapoltra kiképzett végébe vastengelyt erősítettek, e tengelyen forog az emelő szerepét betöltő *gém*. A kútgödör fölé nyúló végére erősítik a vödörtartó rudat, *ostort*, *kútoستort*, melyen az abronccsal erősített *favödör* függ. A vízzel telt vödör súlyának egyensúlyozására a gem másik végére kő, vagy fatuskó nehezéket, *koloncot* erősítenek (FEHÉR 1938).

Alapvető funkciójukon kívül megjelent a hírközlési szerepük is a pusztában. Például a kútgém különböző állásával jelezték a déli ebéd idejét, vagy, hogy pandúrok találhatóak a pusztai csárdában. Hermann Ottó azt mondta, hogy „a legrégebbi telegráf a magyar gémeskút”.

Mivel a magyar pusztában mindenütt megtalálhatóak voltak, ezért lassan a természetes táj részévé is váltak. Mindazonáltal a magyar pusztai kultúra jelképévé is vált. Így, szinte minden művészeti ág megjeleníti a gémeskutat, hol középpontba állítva, hol kiegészítő motívumként. Ennek következtében ott volt és van a magyar vidékről, magyar tájról, pusztáról szóló művészeti alkotásokban, legyen az festmény, vers, költemény, hímzés vagy egyéb kézzel fogható népművészeti alkotás. Megjelenik Ady Endre, és Petőfi Sándor verseiben, Arany János elbeszélő költeményeiben, de több hortobágyi népdal is említi.

Nemzeti jelkép szerepe miatt a tervezett 10 cent eurós érme hátoldalán fogja hirdetni a halhatatlanságát az ország euro övezeti csatlakozását követően.

Továbbá, a fenti okokból kifolyólag gondolta az Európai Unió, hogy közösségi oltalom alá helyezi a magyar gémeskutakat úgy, hogy az agrár-támogatási rendszer egyik betartandó kritériuma közé sorolta 2010-ben.

## Hazai és nemzetközi védelem, szabályozás

Magyarországon az Európai Unió csatlakozással számos közösségi támogatási forrás vált elérhetővé a mezőgazdasági termelők számára. Az uniós pénzek eléréséhez a gazdáknak különféle előírásokat, illetve kötelezettségeket kell teljesíteniük. Ezek közé tartozik a kölcsönös megfeleltetés, angol néven cross compliance szabályzórendszere is. A kölcsönös megfeleltetést a Közös Agrárpolitika 2003-as reformja következtében, a TANÁCS 73/2009/EK RENDELETE vezette be. (MAGYAR AGRÁRKAMARA 2009). A rendszer kialakításával és alkalmazásával az uniós és hazai jogalkotó szervek célja nem a termelők büntetése, a támogatás mértékének csökkentése. Sokkal inkább a helyes gazdálkodási eljárások, módszerek elterjesztése, a környezetkímélő és környezettudatos agrártermelés gyakorlatának ösztönzése, a szabályokat betartó termelők körének évről-évre történő növelése. A termelő a „rendes” gazdálkodásával olyan közösségi javakat állít elő, melyeket az európai lakosság egésze élvez. A „közösségi munkát” az unió évente több mint 300 milliárd Ft-tal honorálja Magyarországnak. A kölcsönös megfeleltetés alátámasztja a támogatások igénybevételének jogosságát, elosztatva az uniós agrártámogatásokkal szemben tapasztalható közösségen belüli és nemzetközi aggályokat (WILSON 2008).

Az új szabályozás két alapvető eleme egyrészt a jogszabályban foglalt gazdálkodási követelmények (JFGK), továbbá a helyes mezőgazdasági és környezeti állapot (HMKÁ) előírásai (Dwyer, Baldock, Einschütz 2000). A szabályozás előző nagy csoportja a következő főbb elemekből áll: természetvédelem, környezetvédelem, állatjelölés, állategészségügy és növényegészségügy, valamint állatjólét. Összességében JFGK 1-től, JFGK 18-ig. Ezen előírások 2009-től kerülnek folyamatos bevezetésre egészen 2013-ig (Madarász 2008).

Az utóbbi nagy csoport a helyes mezőgazdasági és környezeti állapot. Ezt a TANÁCS 1782/2003/EK RENDELETE vezette be, és 2004-től lépett életbe Magyarországon a 4/2004. (I. 13.) FVM rendelettel. A mai napon az 50/2008. (IV. 24.) FVM rendelettel tartjuk be nemzeti szinten az uniós előírásokat ide vonatkozóan. Ez kilenc elemet tartalmaz, mint a kölcsönös megfeleltetés másik alapvető bázisa. Ezen elemek határozzák meg az egészséges, és fenntartható agrárkörnyezet, vidékfejlesztés, tájökológia, mozaikosság, tájkép előírásait, valamint a betartásukhoz szükséges kritériumokat.

A rendelet folyamatos módosításokon ment át az elmúlt években az előírások bővítése miatt. Így 2010-ig hat előírást tartalmazott. Ezek: teraszos művelés szabályai, vetésváltás előírásai, gyommentesség kritériuma, talajerózió elleni védelem, égetési tilalom, a talaj szerkezetének a megóvása, legeltetési szabályok betartása (VIDÉKFEJLESZTÉSI MINISZTERIUM 2011).

A rendeletet 2010-ben a 32/2010. (III.30.) FVM rendelet módosította, igazodva a TANÁCS 73/2009/EK rendeletéhez, így újabb kettő kritérium épült be a rendszerbe. Az egyik az öntözésre vonatkozó előírások, mellyel nőtt az agrárkörnyezet állapotára vonatkozó feltételek köre. Azonban a módosítás során egy másik, már sokkal érdekesebb kritérium is beépült a jogszabályba, amely a környezeti állapot faktora mellett, a tájképet is, mint védendő elemet vezette be. Így Magyarországon a tájképre jellemző védendő tájelemek körébe a gémeskutak, és a kunhalmok kerültek.

A módosított rendelet értelmében azon gazdálkodóknak, akiknek a területére gémeskút, vagy kunhalom esik, azok védelméről a felméréskor talált állapot (kiindulási alapadtbázis) szerint gondoskodniuk kell.

## Anyag és módszer

A gémeskutak állapotfelmérésének célja egy referencia-adatbázis létrehozása volt országos szinten. Ezen adatbázis szolgáltatja az új szabályozás ellenőrzéséhez szükséges kiinduló állapotok adatait, ez a folyamatos ellenőrzés és a monitoring alapja a gémeskutak esetében. Az állapotfelmérést a Mezőgazdasági és Vidékfejlesztési Hivatal (MVH) végezte 2010 tavaszán, a folyamatban jómagam is szervesen részt vettem.

Felhasznált anyagok: a kiinduló adatbázist, vagyis egyáltalán a több évtizede nyilvántartott kutak listáját a Földmérési és Távérzékelési Intézet (FÖMI) szolgáltatta az MVH, és így a kölcsönös megfeleltetés rendszere számára. Ezt az országos adatbázist az 1970-es évekből származó topográfiai térképekből állították össze, mely térképek az 1950-es évekbeli állapotokat tartalmazták. A térképeket áttekintve országosan 11.924 db gémeskutat találtak, ebből Békés megyében 762 db kút volt található. A FÖMI minden egyes gémeskútnak egy négy számjegyű egyedi azonosítót és egy, az Egységes Országos Vetületi Rendszeren (EOV) belüli koordinátát adott, így tartja nyilván egyedileg a kutakat. A listán kívül térképeket is készített az intézet. A térképek alapja a Mezőgazdasági Parcella Azonosító Rendszer (MePAR) adatbázisában szereplő fizikai blokkok voltak, melyekben fel voltak tüntetve a kutak. Továbbá eszközként, minden egyes felmérést végző ellenőrpárnál volt az előbb említett listán és térképen kívül egy fényképezőgép, és egy THALES Mobilmapper típusú PDA készülék. Ezen készülék a területalapú támogatások ellenőrzésénél is használt eszköz.

A kiértékelés módszere: az MVH által végzett állapotfelmérésnek nem volt feladata a kapott eredmények értékelése, egyszerű mechanikus munkával elvégeztük a felmérést, és létrehoztunk egy adatbázist. Azonban a tudományos kutatásunk egyik fő feladata, hogy ebből az adatbázisból kézzel fogható konzekvenciákat vonjon le, legalábbis a békés megyei adatok vonatkozásában. A megyénkben kapott eredmény a megye mozaikossága miatt azonban reprezentatívnak tekinthető országos szinten is.

A felmérés során minden egyes eredetileg nyilvántartott gémeskutat leszemléztünk, és a talált állapota alapján négy kategóriába soroltuk őket a helyszínen „A” kategóriától, „D” kategóriáig.

Az állapotfelméréshez kiadott eljárásrend, valamint a HMKÁ rendelet szerint:

- „A” kategóriás minősítésű az a gémeskút, amely működőképes, jó állapotban van. Minden szerkezeti eleme megtalálható (a kútgödör, a káva, az ágas, a gém, az ostor, a vödör és az itató is) és rendeltetésszerűen használható (1. ábra).
- „B” kategóriás minősítésű az a gémeskút, melynek főbb szerkezeti elemei nem, vagy kismértékben károsodtak, azonban ésszerű eszközökkel helyrehozható állapotban van a kútgödör és az emelőszerkezet, valamint az itató rész is, ha van (2. ábra).
- „C” kategóriás minősítésű az a gémeskút, melynek főbb szerkezeti elemei nagymértékben károsodtak, romos állapotban van, az emelő szerkezet súlyosan károsodott. Hiányzik róla a gém, vagy az ágas. Továbbá, egységesen „C” minősítést kaptak azok a kutak, melyeknek csak a kávája volt megtalálható a helyszínen (3. ábra).
- „D” kategóriás minősítésű az a gémeskút, melyek a helyszínen nem találhatók meg, vagy csak a kútgödör található meg a térképen jelzett helyen.

Az állapotfelmérés során elkészített ortofotós blokkterképeket felhasználva kiegészítettük az alap békés megyei gémeskutas táblázatot egy újabb adatsorral. Végigtekintettük egyenként a térképeket, és minden kút mellé rögzítettük, hogy milyen hasznosítású terü-

leten található. Ugyanis feltételezem, hogy a jelenben is működőképes „A” kategóriás kutak döntő többségében legelő hasznosítás alatt találhatók. Így tovább feltételezem, hogy ezek nem tájképi jellegük miatt maradtak fent, hanem mert továbbra is eredeti funkciójuk szerint vannak használva.

A feltételezésem kiderítéséhez  $\chi^2$  próbát alkalmaztam:

$$\chi^2 = \frac{N * (a * d - b * c)^2}{(a+b)(c+d)(a+c)(b+d)}$$

Ezáltal összevettem az „A” kategóriás kutak eredményeit, és az összes többi („B”, „C”, és „D”, együttesen már nem működőképes kutak) kategóriás kutak eredményeivel, figyelembe véve a hasznosításokat is, úgy, mint legelő és zárt kert, és az összes többi, együttesen szántó.

## Eredmények

„D” kategóriás minősítésű gémeskutak és jellemzésük

1. táblázat „D” kategóriásnak minősített gémeskutak adatai  
Table 1. Data of sweep-pole wells with category of „D”

Gémeskút	darab		százalék
Összes	762 db		100%
„D” kategóriás	520 db		68,24%
ebből	legelőn+ zárt kertben	217 db	28,47%
	szántón	303 db	39,76%

Az 1. táblázatból kiolvashatjuk, hogy a Békés megyében nyilvántartott összes gémeskút több mint a fele már nem létező kút. Az 1950-es évekbeli állapotokhoz képest megdöbbentő, hogy az akkor még működő kutak több mint 68%-a már nem létezik. Az állapotfelmérésünk szerint a 762 db kútból, 520 db vagy egyáltalán nem található meg a nyilvántartott helyén, vagy csak a kútgödör található meg, és azt vagy lefedték, vagy balesetveszélyesen tátong a pusztában. A „D” kategóriás gémeskutak örökre eltűntek a magyar pusztáról, mint tájképi elemek. Ezekkel a kutakkal az Európai Unió nem számol, ezeket nem létezőnek nyilvánította, ezért a későbbi ellenőrzésekbe sem kerülnek bele, a gazdáknak sem kell velük foglalkozni. Ennyivel lett szegényebb a magyar puszták és a békés megyei táj.

A „D” minősítésű kutak döntő többségében (~60%) szántó művelési ág alatt találhatók. Ez nem is annyira érdekes, hiszen egy szántóföldön igen csekély jelentősége van egy gémeskútnak. Annál inkább érdekes az a felfedezés, hogy az örökre eltűnt kutak hozzávetőlegesen 40%-a legelő művelési ág alatt található. Ebből láthatjuk, hogy drasztikusan csökkent az elmúlt 60 évben a külterjes állattartás, és a legeltethető állatállomány száma az országban.

## „C” kategóriás minősítésű gémeskutak és jellemzésük

2. táblázat „C” kategóriásnak minősített gémeskutak adatai  
Table 2. Data of sweep-pole wells with category of „C”

Gémeskút	darab		százalék
Összes	762 db		100%
„C” kategóriás	192 db		25,19%
ebből	legelőn	121 db	15,87%
	zárt kertben	45 db	5,90%
	szántón	26 db	3,41%

A 2. táblázatból szembetűnik, hogy a felmérés által talált kutak negyede ebbe a kategóriába esik. Az egykor nyilvántartott állapotokhoz képest a 762 db gémeskútból, 192 db igen súlyosan károsodott állapotban, „C” minősítéssel „díszíti” a magyar vidéket. Ebbe a kategóriába eső kutak a tapasztalataink alapján azért jutottak erre a sorsra, mert több évtizede nem használják őket. Ehhez szintén az járul hozzá, hogy csökkentek az állatlét-számok, és a külterjes állattartás is visszaesett, valamint a technikai fejlődés is közrejátszott.

A táblázatból továbbá láthatjuk, hogy ebből a minősítésből döntő többségében (121 db) legelő művelési ág alatt található kutak, ami megerősíti a fentebb leírtakat. Szántó művelési ág alatt 26 db „C” minősítést találhatunk. Érdekes adat a zárt kertekben található viszonylag magas számban (45 db) kiadott „C” minősítés. Ezek vagy kávéval rendelkező szivattyús kutak, de inkább többségükben kerek kutak.

## „B” kategóriás minősítésű gémeskutak és jellemzésük

3. táblázat „B” kategóriásnak minősített gémeskutak adatai  
Table 3. Data of sweep-pole wells with category of „B”

Gémeskút	darab		százalék
Összes	762 db		100%
„B” kategóriás	30 db		3,93%
ebből	legelőn+ zárt kertben	26 db	3,41%
	szántón	4 db	0,52%

A 3. táblázatból kiolvashatjuk, hogy Békés megyében az egykori 762 db gémeskútból, mindösszesen 30 db olyan gémeskút van a pusztában, amely ugyan tájképi szempontból létező kategória, viszont alapvető funkcióját tekintve felújításra-, egyes részei pótlásra szorulnak. Láthatjuk, hogy a szántó művelési ág alatt igen csekély számban (4 db) maradtak meg ilyen állapotban gémeskutak, a legelők és zárt kertek foglalják magukban jelentős részben (26 db) ezt a kategóriát. Ezek a kutak igen csekély ráfordítással azonnal tökéletes állapotba hozhatók lennének.

Az 1950-es évekbeli állapotokhoz képest összességében ~4% az a kút, amely még kitarított és a folyamatosan csökkenő használat következtében „megráncosodott” állapotban kerül be a kölesönös megfeleltetés által írt történelemlékönyve, marad legalább „B” kategóriásként konzerválódva az utókor számára.

„A” kategóriás minősítésű gémeskutak és jellemzésük

4. táblázat „A” kategóriásnak minősített gémeskutak adatai  
Table 4. Data of sweep-pole wells with category of „A”

<i>Gémeskút</i>	<i>darab</i>		<i>százalék</i>
Összes	762 db		100%
„A” kategóriás	20 db		2,62%
ebből	legelön+ zárt kertben	17 db	2,23%
	szántón	3 db	0,39%

A 4. táblázatból az „A” minősítésű kutak kapott eredménye látható. Az eredetileg Békés megye területére eső 762 db gémeskútból 2010-ben 20 db olyan gémeskutat találtunk, amely még azóta is, mind a mai napig jó, működő képes állapotban van. Ez az összkütszám kevesebb, mint 3%-a. Ebből 17 db kút van legelön és zárt kertben, és csak 3 db van szántó hasznosítás alatt. Látható, hogy mekkora intenzitással tűnik el eme nemzeti értékünk, kultúrtörténeti emlékünk. Ebből láthatjuk, hogy az EU szabályozása a gémeskutak szempontjából a 24. órában következett be. Ha késik a szabályozás, és országunkban nem gondolnak a gémeskutakra az új uniós rendelet vonatkozásában, akkor a szemünk láttára, mégis észrevétlenül tűnt volna el elődeink hagyatéka, a magyar pusztai táj jellegzetes, markáns tájképi eleme, a gémeskút.

## Diszkusszió

5. táblázat A felmérés után létezőnek nyilvánított kutak  
Table 5. Numbers of existing sweep-pole wells after the controll

<i>Gémeskút</i>	<i>darab</i>
Összes	762 db
„A” kategóriás	20 db
„B” kategóriás	30 db
„C” kategóriás	192 db
Összesen	242 db

Az 5. táblázatból láthatjuk, hogy összességében az 1950-es évekhez képest már csak 242 db gémeskút maradt a nyilvántartott 762 db-ból, ami nagyjából azt jelenti, hogy megharmadolódott a számuk. Mindazonáltal, ebből a 242 db-ból, mindösszesen 20 db olyan kút van, ami mind a mai napig használatképes állapotban van, 30 db olyan, amit

már nem használnak, és elkezdődött rajtuk a leromlás állapota, továbbá 192 db olyan kút van, melynek csak a kútávája van meg, és esetleg mellette az ágasa. Az „A” és „B” kategóriáknak van még jelentősége tájképi szempontból, viszont a „C” kategóriáknak már nem, hiszen látképi szempontból jelentéktelenek, ennek ellenére számol velük majd a rendszer.

A vizsgálat beigazolta a feltételezésemet, ugyanis szignifikáns összefüggés mutatható ki a jelenleg is működőképes gémeskutak legelőn és zárt kertben található száma között, és a szántó művelési ág alatt található jó kutak száma között. Így azok a kutak, melyek „A” kategóriás, mai napig működők, azért maradtak meg jó állapotban az új évezred elejéig, mert használatban vannak. Ezért az új követelmények gondot fognak okozni a gazdálkodók számára, nincsenek felkészülve rá, hiszen nem fordítanak nagy figyelmet a gémeskutak tájképi jelentőségének, csak használják azokat, ezért jó állapotúak (6. táblázat).

6. táblázat Az eredmények szignifikancia vizsgálata

Table 6. The results of examination of significance

GÉMESKÚT KATEGÓRIA	MŰVELÉSI ÁG		ÖSSZESEN
	legelő és zártkert (db)	szántó (db)	
„A” kategória (működő)	17	3	20
„B”+„C”+„D” (együtt, mint nem működő)	409	333	742
<b>ÖSSZESEN:</b>	<b>426</b>	<b>336</b>	<b>762</b>

$$f = 1$$

$$\chi^2 = \frac{762 \cdot (17 \cdot 333 - 3 \cdot 409)^2}{20 \cdot 742 \cdot 426 \cdot 336} = \frac{762 \cdot (5661 - 1227)^2}{2.124.138.240} = \frac{762 \cdot (4434)^2}{2.124.138.240}$$

$$= \frac{762 \cdot 19.660.356}{2.124.138.240} = \frac{14.981.191.272}{2.124.138.240} = 7,0528$$

$$\chi^2 = \underline{7,0528} > \chi^2_{\text{táblázat}} = \underline{6,635} \quad p = 0,01 = 1\%$$

Az állapotfelméréssel, valamint az adatok kiértékelése során kapott eredmények alapján a következő javaslatokat teszem:

- Az eredményeket, az adatokat további felhasználásra át kellene adni a társhatóságoknak. Így, a vízügyi igazgatóságoknak, a katasztrófavédelemnek, tűzoltóságnak és az önkormányzatoknak. Ez azért fontos, mert számos kút, vagy annak helye potenciális veszélyforrás. Az általunk „D” kategóriásnak minősített kutak hozzávetőlegesen 85%-a azért sorolódott ebbe a kategóriába, mert nincs meg a kávája, viszont a kútgödör (általában fedetlenül) ott van.

- A szabályozás gyengének számít, ugyanis a gazdálkodóknak a felmérés során kapott állapothoz képest kell megőriznie a területükön található gémeskutakat. Ez azt jelenti, ha „C” kategóriásnak lett felmérve egy kút (például nincs meg a gém, csak az ágas és a káva a gödörrel), akkor ilyen állapotban kell megőriznie a gazdának a kutat. Ennek értelmében a szabályozás nem törekszik a gémeskutak felújítására (ezt csak megengedi), mindinkább konzerválja a felmérés idején talált állapotokat. Javasolnám a jogszabály módosítását úgy, hogy a nyilvántartott létező gémeskutak vonatkozásában helyreállítási, és folyamatos karbantartási kötelezettsége legyen a gazdálkodóknak, és az ezzel együtt járó költségeket (mint számos más követelmény kapcsán) természetesen vissza lehessen igényelni támogatás formájában.
- A vizsgálatom összértékeléséből kiderült, hogy a gazdálkodó lakosság nincs még felkészülve az új szabályozásra, talán információ hiányban is szenvednek. Ennek megoldására javasolnám, hogy különböző kommunikációs eszközökön keresztül szélesebb körben kellene tájékoztatni a termelőket. Bár a kutak helyei feltüntetésre kerültek a MePAR rendszeren, mégis más úton is informálódniuk kellene a támogatást igénylőknek. Sokan mind a mai napig sem tudják, hogy gémeskút található az általuk művelt terület(ek)en, továbbá, hogy milyen követelményeknek kell megfelelniük.
- Végül, de nem utolsó sorban javasolnám a történelmünk által ránk hagyományozott nemzeti értékeink, kultúrtörténeti emlékeink részletes számbavételét és fokozott védelmét.



*1. ábra* Működőképes jó állapotú gémeskút (Fotó: Rákóczi)  
*Figure 1.* Operational sweep-pole well with a good state (Photo: Rákóczi)



*2. ábra* Már károsodott gémeskút (Fotó: Rákóczi)  
*Figure 2.* Damaged sweep-pole well (Photo: Rákóczi)



*3. ábra* Nagymértékben károsodott kút (Fotó: Rákóczi)  
*Figure 3.* Sweep-pole well with largely suffered (Photo: Rákóczi)

### Köszönetnyilvánítás

A tudományos diákköri dolgozatomhoz, így kísérleti munkám létrejöttéhez nyújtott türelmes, és alapos segítségért elsősorban **Dr. Karácsonyi Péter** főiskolai tanár, intézet igazgató úrnak szeretnék köszönetet mondani. Továbbá köszönetet szeretnék mondani **Németh Tibor** úrnak, a Mezőgazdasági és Vidékfejlesztési Hivatal, Békés Megyei Kirendeltség, kirendeltség-vezetőjének, valamint **Tóth János** úrnak, a Békés Megyei Kirendeltség, Helyszíni Ellenőrzési Osztály, osztályvezetőjének. Szintén szeretnék köszönetet mondani **Gaál Tamás** igazgató úrnak, aki az MVH Területi Igazgatóságának vezetője. Az engedélye nélkülözhetetlen volt az MVH tulajdonát képező adatok felhasználásához a kutatásom során. Szintén szeretnék köszönetet mondani a **Körös-Maros Nemzeti Park kollégáinak**, akik számos esetben segítették a munkámat.

### Irodalom

- A. BARCZI, T. M. TÓTH, A. CSANÁDI, P. SÜMEGI, I. CZINKOTA 2006: Reconstruction of the paleo-environment and soil evolution of the Csípő-halom kurgan, Hungary. *Quaternary International*, Vol. 156–157, p. 49–59.
- CS. SEBESTYÉN K. 1934: A magyar gémeskút. *Szegedi Füzetek* 1934: 11–25. p.
- CSÓSZI M. 2010: Tájvédelmi kézikönyv. Tájvédelmi szempontok vizsgálata a hatósági eljárásokban. Vidékfejlesztési Minisztérium Környezet- és Természet megőrzési Helyettes Államtitkárság, Budapest. p. 8.
- DWYER, J., BALDOCK, D., EINSCHUTZ, S. 2000: Cross-compliance under the Common Agricultural Policy. Institute for European Environmental Policy London. p. 90.
- ENYEDI GY. 1964: A Délkelet-Alföld mezőgazdasági földrajza. Akadémiai Kiadó, Budapest. p. 12–18., p. 99–145.
- FEHÉR GY. 1938: Kutak a Körös Kis-Sárrétjén. *Ethnographia* 49: 175–185. p.
- MADARÁSZ I. 2008: Közvetlen és közvetett célok. *Magyar Mezőgazdaság* 7(2): 42–43. p.
- MAGYAR AGRÁRKAMARA 2009: Mindannyiunk érdeke. *Magyar Mezőgazdaság* 8(1): 13. p.
- RAKONCZAI J. 2006: A vízből született táj. Az Arad-Békés-térség természeti értékei. Békés Megyei Önkormányzat, Békéscsaba. p. 129–142.
- SZABADFALVI J. 1970: Az extenzív állattenyésztés Magyarországon. *Műveltség és Hagyomány* 12.
- SZELEKOVSKY L. 2005: Közös kultúrtörténeti emlékeink a kunhalmok. *Dombegyház Nagyközség Önkormányzata*, Békéscsaba. p. 7–8.
- TÓTH A. 1988: Szolnok megye Tiszántúli területének kunhalmjai. *Zounek* 3. Szolnok Megyei Levéltár Évkönyvei, Szolnok. p. 349–410.
- VIDÉKFEJLESZTÉSI MINISZTERIUM 2011: *Gazdálkodói kézikönyv. VM Vidékfejlesztési, Képzési és Szaktanácsadási Intézet*, Budapest. p. 3–9.
- WILSON, R. 2008: *Law of the Common Agricultural Policy: The Single Payment, Cross Compliance and Enforcement*. Jordans Ltd, London. p. 10–18.

OUR UNIQUE LANDSCAPE VALUES, THE SWEEP-POLE WELLS IN HUNGARY  
IN TERMS OF EU REGULATIONS

## HERITAGE OR CURSE?

A. RÁKÓCZI

**Keywords:** agricultural history, national value, unique landscape value, landscape element, rural development, agricultural environment protection, cross-compliance

This study aims at examining the present and past of one of our national values and agricultural historic relics-sweep-pole wells. It also aims at examining their future in terms of the new EU regulations in agriculture and cross-compliance. This analysis investigates sweep-pole wells in the course of history and provides insight into their relationship with human society over centuries. Besides their fundamental function sweep-pole wells have obtained new roles such as communication, art, and landscape. However, owing to technical development both their importance and their number of pieces decreased by the end of the 20<sup>th</sup> century. They gradually vanished from Hungarian landscape and countryside. Then there was a significant alteration in EU regulations in agriculture and as a result of this in Hungarian regulations too, because sweep-pole wells were declared landscape elements protected by law in 2010 in accordance with cross-compliance requirements. Accordingly, a basic data base was to be established in order to check the compliance of regulations. The point of the data base is to check the number of pieces and the state of repair of the sweep-pole wells survived till the new millenium, the time when the new regulations mentioned above were introduced. We visited all the sweep-pole wells registered in the past, and on the basis what we saw there the sweep-pole wells were categorized into four groups. The survey demonstrated that in Békés County 520 of 762 sweep-pole wells registered in the 1950's had vanished by 2010, and 222 sweep-pole wells were either damaged or in a poor condition on their registered places. There are only 20 active sweep-pole wells operating perfectly and still in use in Békés County. In this study it was revealed that farmers are not prepared for the new regulations.



# AZ EGYEDI TÁJÉRTÉKEK NYILVÁNTARTÁSÁNAK TÁJVÉDELMI SZEMPONTÚ ELEMZÉSE

TÓTH Szilvia<sup>1</sup>, SZIJÁRTÓ Ágnes<sup>2</sup>, KISS Gábor<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Eötvös Loránd Tudományegyetem Földtudományi Doktori Iskola  
1117 Budapest, Pázmány P. sétány 1./C e-mail: diszkordancia@gmail.com

<sup>2</sup> Budapesti Corvinus Egyetem, 1118 Budapest, Villányi út 29-43., e-mail: szijarto.agnes177@gmail.com

<sup>3</sup> Vidékfejlesztési Minisztérium Környezet- és Természetvédelmi Helyettes Államtitkárság,  
1051 Budapest, Kossuth Lajos tér 11., e-mail: gabor.kiss@vm.gov.hu

**Kulcsszavak:** egyedi tájérték, egyeditájérték-kataszter, Természetvédelmi Információs Rendszer

**Összefoglalás:** Magyarország egyedi tájértékei kataszterezésének történetében fontos lépést jelentett az EGT Norvég Finanszírozási Mechanizmus által támogatott TÉKA (TájÉrtékKataszter)-program, amelynek eredményeként feltöltésre került a Természetvédelmi Információs Rendszer egyedi tájérték modulja. Élve az elektronikus adatkezelés előnyeivel megkezdődött a jelenleg 18 428 db egyedi tájértéket tartalmazó modul adatainak szakmai kiértékelése, amelynek célja az adatok mögött rejlő szakmai szempontból jelentős összefüggések feltárása. Az elemzések eredményei segítik a későbbi felmérések mélyebb szakmai megalapozását és a további szakmai feladatok meghatározását, ezért ezeket különböző módon (tanulmányok, ismeretterjesztő cikkek, természetvédelem.hu honlap) tesszük közzé, hogy a hasznos tapasztalatok minden jövőbeli felmérést végzőhöz eljussanak. Az elemzés néhány fontos eredményét, tapasztalatát jelen tanulmányban mutatjuk be.

## Bevezetés

A természet védelméről szóló 1996. évi LIII. törvény (a továbbiakban: Tvt.) 6. § (3) bekezdése szerint *„egyedi tájértéknek minősül az adott tájra jellemző természeti érték, képződmény és az emberi tevékenységgel létrehozott tájalkotó elem, amelynek természeti, történelmi, kultúrtörténeti, tudományos vagy esztétikai szempontból a társadalom számára jelentősége van”*. Ezt a meghatározást veszi át a *„Természetvédelem. Egyedi tájértékek kataszterezése” című Magyar Szabvány (MSZ 20381: 2009)* is, amely útmutatást hivatott biztosítani a felmérések elvégzéséhez.

Az egyedi tájértékek felvételezését minden esetben valamely *település teljes közigazgatási területére*, vagyis annak kül- és belterületére egyaránt el kell készíteni. A felmérés eredményeként készül el az adott település egyeditájérték-katasztere. Idővel a felméréseket hazánk összes településére el kell végezni.

A Tvt. 6. § (4) bekezdése szerint *„az egyedi tájértékek megállapítása és nyilvántartásba vétele a védett természeti területek természetvédelmi kezeléséért felelős szerv (a továbbiakban: igazgatóság) feladata”*. Amennyiben nem a nemzeti-park-igazgatóságok szakemberei végzik el a tájértékek felmérését, a felmérőnek el kell juttatnia a felmérési adatokat az adott település közigazgatási területén működési területével érintett igazgatósághoz. Ha ez nem történik meg, a lista „csak” egy szakmai anyagnak tekinthető, a hivatalos egyedi tájértékké nyilvánításra nem kerülhet sor.

Az egyedi tájértékekkel kapcsolatos adatok tárolására és kezelésére a Természetvédelmi Információs Rendszer (a továbbiakban: TIR) egyedi tájérték nyilvántartása szolgál. A TIR egyedi tájérték modulja – a 2011. december 31-ei állapot szerint – 18 428 db tájértéket tartalmaz.

Az egyedi tájértékek nyilvántartásának elektronikus alapokra helyezésével a tájvédelem számára új lehetőségek nyíltak. Az elektronikus adatbázisok esetében ugyanis nincs akadálya annak, hogy szélsőséges esetben akár egyesével is bekerülhessenek egyedi tájértékek a nyilvántartásba. Így valamely település katasztere folyamatosan, akár több év alatt is készülhet. A TIR egyedi tájérték moduljában nyilvántartott 18 428 db tájérték hazánk 833 településének közigazgatási területén található, miközben teljes kataszter csak 820 település esetében készült.<sup>1</sup>

### Az egyeditájérték-adatbázis elemzésének tapasztalatai

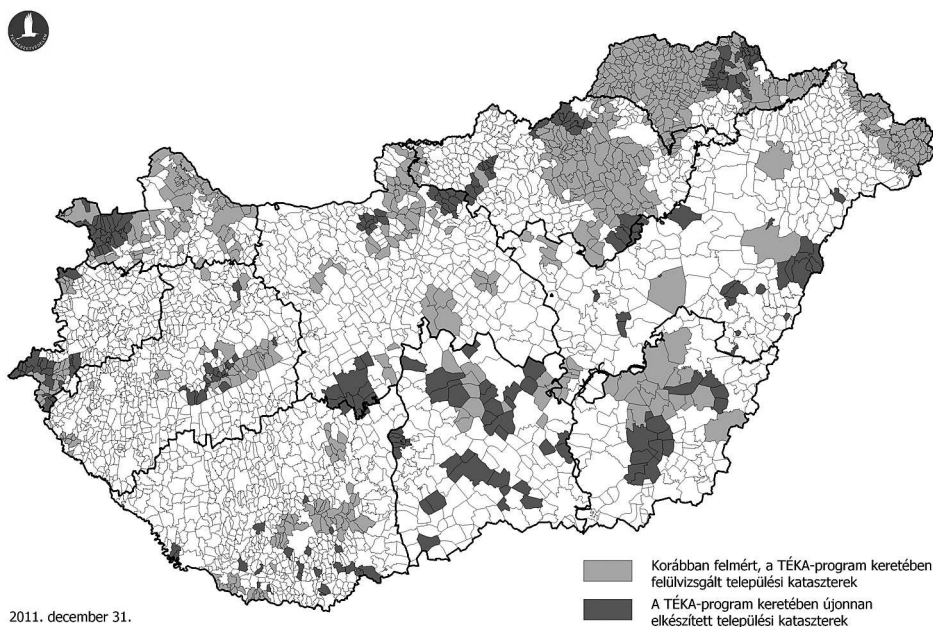
Hazánk „kataszterezésre váró” 3173 településéből csupán 820 esetében tekinthető a felmérés teljes körűnek, ami 26%-os feldolgozottsági szintnek felel meg (1. táblázat és 1. ábra). A nemzetipark-igazgatóságok között a felmért települések számát és a feldolgozottsági szintet tekintve jelentős mértékű eltérés mutatkozik. Az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság településeinek 86%-os feldolgozottsága mellett több igazgatóság esetében a feldolgozottsági szint 20% alatt van, legkevésbé a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság működési területe van felmérve.

1. táblázat Az egyeditájérték-kataszterezés keretében felvételezett települések száma (2011. december 31-ei állapot)

Table 1. The number of settlements with survey of unique landscape features (state of 31. December 2011.)

<i>Nemzetipark-igazgatóság</i>	<i>Összes település száma (db)</i>	<i>Kataszterezett települések száma (db)</i>	<i>A felmért települések száma az összes település százalékában (%)</i>
Aggteleki NPI	242	208	86%
Balaton-felvidéki NPI	544	60	11%
Bükk NPI	365	139	38%
Duna–Dráva NPI	593	79	13%
Duna–Ipoly NPI	394	63	16%
Fertő–Hanság NPI	176	29	16%
Hortobágyi NPI	390	37	9%
Kiskunsági NPI	142	82	58%
Körös–Maros NPI	106	79	75%
Órségi NPI	221	44	20%
<b>Összesen</b>	<b>3173</b>	<b>820</b>	<b>26%</b>

<sup>1</sup> A TÉKA-program keretében a fülkés sziklák, közismert nevükön kaptárkövek országos szintű felmérése is megtörtént, így a TIR egyedi tájérték moduljában olyan települések is megjelennek néhány tájértékkel, amelyek közigazgatási területén fülkés sziklák találhatóak, ugyanakkor nem készült teljes körű egyeditájérték-felmérés.

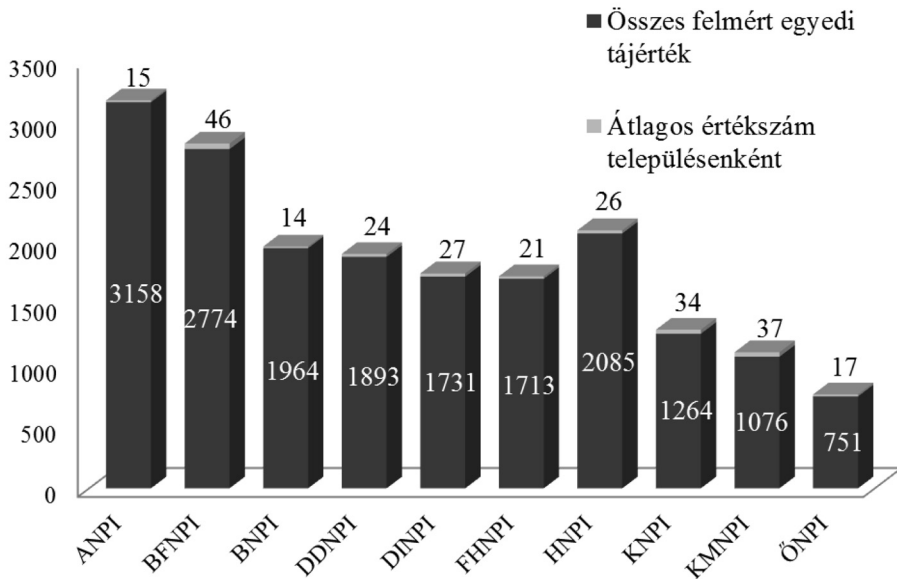


1. ábra Az egyeditájérték-kataszterezés keretében felvételezett települések területi elhelyezkedése (2011. december 31-ei állapot)

Table 1. Spatial distribution of settlements with survey of unique landscape features (state of 31. December 2011.)

Az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság egyike hazánk legkisebb működési területtel rendelkező igazgatóságainak. Az összes település számát tekintve ugyan nem tartozik az élvonalba, mégis ebben a jellemzően apró- és törpefalvas térségben végezték a legtöbb egyeditájérték-felmérést. A Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság működési területe a legnagyobb, s ugyanakkor településföldrajzi szempontból (is) igen változatos: többségében az Alföldre jellemző – történelmi okokra visszavezethetően – nagy külterületű települések alkotják, ugyanakkor a Nyírségben és a Szatmár-Beregi-Tiszaháton a kis- és aprófalvak dominálnak. A kataszterezett települések többsége is ez utóbbi két térségből került ki. A nagy külterülettel bíró települések felvételezése alulreprezentált, ami azzal magyarázható, hogy a külterületen az egyedi tájértékek nehezebben fellelhetők, illetve a nagy közigazgatási területű települések esetében nehezebb a felmérés kivitelezése, valamint számos módszertani kérdés is felmerülhet (lásd később). Érdemes még kitérni a Duna–Dráva Nemzeti Park Igazgatóság adataira: annak ellenére, hogy a térségben zömével aprófalvak fordulnak elő, a felvételezett települések száma és aránya igen alacsony.

A felmérések során egy településen átlagosan 26 db egyedi tájérték került felvételezésre (1. ábra). Négy nemzetipark-igazgatóság átlagos értékszáma haladja meg ezt az országos átlagot. Az egyedi tájértékek átlagos száma az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság területén a legalacsonyabb (15 db). Hasonlóan alacsony átlagos értékszámok tapasztalhatók más igazgatóságok működési területének törpefalvas jellegű térségeiben is.



1. ábra Az egyedi tájértékek és a településenkénti átlagos értékszámok megoszlása nemzetipark-igazgatóságok szerint (minta szám: 18 409 db) <sup>2</sup>

Figure 1. The number of unique landscape features and the average number of unique landscape features per settlements in the operating area of national park directorates (number of samples: 18 409 pcs)

A legmagasabb átlagos értékszám (46 db) a Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság működési területén tapasztalható, ami részben a természeti és kulturális örökségi elemekben bővelkedő Balaton-felvidék táji adottságaival magyarázható. Az átlagos értékszámot azonban kétségtélvesen „torzítja” Balatonfüred katasztere – mivel eddig itt mérték fel hazánkban a legtöbb egyedi tájértéket (404 db-ot) –, ám még e település nélkül számolva is kiemelkedő a felvételezett egyedi tájértékek átlagos száma (40 db).

Az egyedi tájértékek száma – sok más tényező mellett – szoros összefüggésben van a felmért település méretével, aminek egyik kifejezője a népességszám. Az eddigi felmérések jellemzően kis- és aprófalvas térségekben készültek: a felvételezett települések 81%-ának a lakosságszáma 2000 fő alatt van (2. táblázat). A 100 ezer lakosságszám feletti nagyvárosok közül eddig mindössze háromra (Debrecen, Győr, Nyíregyháza) készült kataszter. A települések nagysága első közelítésben egyenes arányosságot mutat a tájértékek számával, a három nagyvárosban átlagosan 125 db egyedi tájértéket gyűjtöttek össze, míg a 200 fő alatti törpefalvakban átlagosan csupán 15 db egyedi tájérték került összeírásra.

<sup>2</sup> Egyes számításoknál nem vettünk figyelembe a 13 db településen egyedileg felvételezett 19 db kaptárkövet, mivel ezekre a településekre nem készült további értékeket tartalmazó települési kataszter. Ezeknél a számításoknál a mintaszám 18 409 db.

2. táblázat Az egyedi tájértékek átlagos számának alakulása a települések népességszáma szerint  
(mintaszám: 18 409 db)

Table 2. The average number of unique landscape features according to the population of settlements  
(number of samples: 18 409 pcs)

Településkategória	Településszám (db)	Átlagos tájértékszám (db)
Nagyváros (100–500 ezer fő)	3	125
Középváros (20–100 ezer fő)	5	89
Kisváros (10–20 ezer fő)	12	79
Óriásfalú (5–10 ezer fő)	20	31
Nagyfalú (2–5 ezer fő)	103	24
Kisfalú (500–2 ezer fő)	360	21
Aprófalú (200–500 fő)	200	20
Törpefalú (200 fő alatt)	117	15

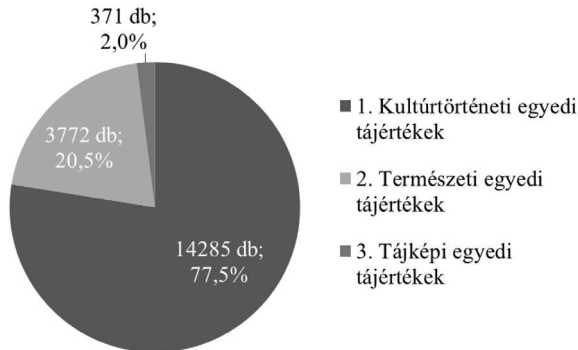
Az eddigi egyeditájérték-felmérések nem véletlenül irányultak döntően a kistelepülésekre. A nagyvárosok területén feltételezhetően olyan további módszertani kérdések merülhetnek fel, amelyekre a korábban készült útmutatók (MSZ 20381: 2009, Kiss G. 2011) – tapasztalatok hiányában – nem tértek ki. Gyakran felmerülő kérdés például, hogy az azonos fajtába sorolható tájelemek közül vajon hányat kell felvételezni? Egy törpefalú esetén nem kérdőjeleződik meg az ott előforduló 2–3 köztéri díszkút társadalmi jelentősége és felvételezésük szükségessége, miközben egy nagyváros esetén már felmerülhet kérdésként, hogy az összeset, a szebbeket vagy csak a legszebbet kell-e felvételezni?

Érdekes kérdés lehet, hogy középtáji, kistáji szinten milyen eltérés mutatkozik az egyedi tájértékek száma között. Erre a kérdésre megnyugtató válasz egyelőre nem adható. Az elemzést csak az adatbázis jóval nagyobb készültségi állapotában indokolt elvégezni, s előtte a TIR tájféldrajzi szempontú fejlesztését is szükséges elvégezni (pl. tájhatárok integrálása a rendszerbe).

Az eddigi felmérések során legnagyobb számban kultúrtörténeti egyedi tájértékek kerültek felvételezésre (2. ábra)<sup>3</sup>: összesen 14 285 db, az összes nyilvántartott egyedi tájérték 77,5%-a. Ennek oka összetett és igen messzire mutat. Így szerepet játszik benne az is, hogy a természeti és a tájképi egyedi tájértékek fogalma még ma is szakma viták tárgya, s ezért egyes szakmai műhelyekben a felvételezést is kizárólag a kultúrtörténeti egyedi tájértékekre végzik el. Ennek egyik következménye pedig, hogy a kultúrtörténeti egyedi tájértékek tipizálása jóval részletesebb, mint a természeti egyedi tájértékeké, ami szintén befolyásolhatja a felvételezést végzőket. Más szempontokat vizsgálva ugyanakkor megállapítható, hogy a kultúrtörténeti egyedi tájértékek a helyi közösségek számára jellemzően kézzelfoghatóbbak, hiszen ők vagy őseik hozták azokat létre, s ráadásul nagyobb részük a település belterületén, jobban szem előtt van. A felmérés szempontjából kevésbé szerencsés helyzetben vannak a természeti egyedi tájértékek, amelyek jellemzően a települések külterületén, sokszor rejtve helyezkednek el, ráadásul gyakran csak egy bizonyos tudományág képviselői képesek felismerni jelentőségüket. Ez is hozzájárult ahhoz, hogy a természeti egyedi tájértékek száma összesen alig 3772 db, az összes nyilvántartott

<sup>3</sup> Az MSZ 20381: 2009 szabvány az egyedi tájértékeket három *fő típusba* sorolja: *kultúrtörténeti, természeti és tájképi egyedi tájértékek*.

egyedi tájérték 20,5%-a. A legszubjektívabb kategóriát jelentő és módszertani kérdéseket is felvető tájképi egyedi tájértékek közül mindössze 371 db felmérése történt meg ország-szerte (2%).



2. ábra Az egyedi tájértékek megoszlása főtypus szerint (mintaszám: 18 428 db)

Figure 2. The distribution of unique landscape features by main types (number of samples: 18 428 pcs)

A típus szerinti megoszlást vizsgálva legnagyobb számban a kultúrtörténeti tájértékekhez tartozó településsel kapcsolatos értékek (9 426 db) szerepelnek a nyilvántartásban (3. táblázat)<sup>4</sup>, melyek között leggyakoribb fajták a lakóépület, épületrész, udvar (3 187 db) és a fészület (1 740 db). A felmért tájértékek második leggyakoribb típusa a – szintén kultúrtörténeti főtypusba tartozó – termeléssel kapcsolatos érték (3 301 db), melyek között kiemelkedő mennyiségben felvételeztek kutakat (787 db). Ugyancsak nagyszámú biológiai egyedi tájérték került a kataszterekbe (2 874 db) – a természeti egyedi tájértékek főtypushoz tartozva –, melyek közül számos facsoport és fasor (939 db) kapott helyet a nyilvántartásban.

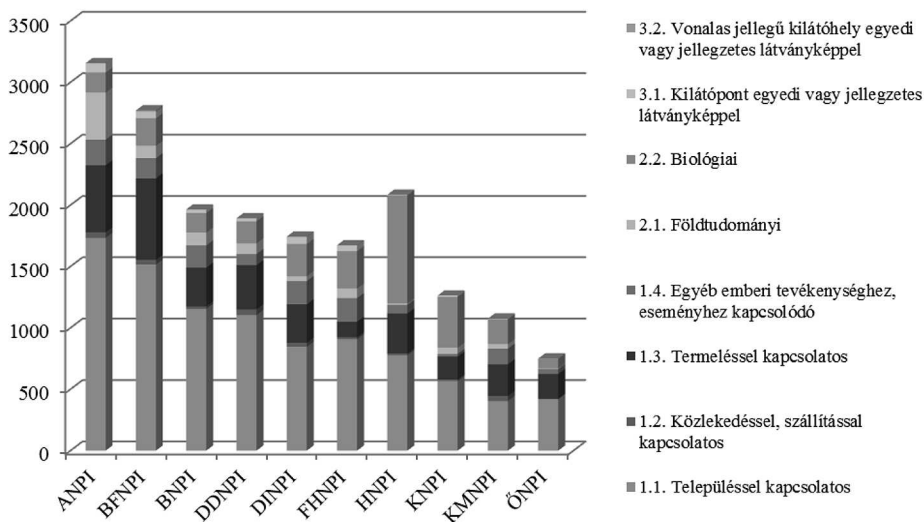
3. táblázat Az egyedi tájértékek megoszlása típus szerint (mintaszám: 18 428 db)

Table 3. The distribution of unique landscape features by type (number of samples: 18428 pcs)

Egyedi tájérték típus szerinti megnevezése	Típus szerinti megoszlás (db)	Az összes tájérték százalékában (%)
1.1. Településsel kapcsolatos	9426	51,2
1.2. Közlekedéssel, szállítással kapcsolatos	269	1,5
1.3. Termeléssel kapcsolatos	3301	17,9
1.4. Egyéb emberi tevékenységhez, eseményhez kapcsolódó	1287	7,0
2.1. Földtudományi	898	4,9
2.2. Biológiai	2874	15,6
3.1. Kilátópont egyedi vagy jellegzetes látványképpel	302	1,6
3.2. Vonalas jellegű kilátóhely egyedi vagy jellegzetes látványképpel	25	0,1
Nem meghatározott <sup>1</sup>	46	0,2
<b>Összesen</b>	<b>18 428</b>	<b>100,0</b>

<sup>4</sup> Az egyedi tájértékek típusait (8), altípusait (25), és leggyakrabban előforduló fajtáit (186) az MSZ 20381: 2009 szabvány M4. melléklete tartalmazza. Amennyiben a szabványban szereplő fajták közül egyikbe sem sorolható be valamely tájelem, új fajta megadására is lehetőség van, így a fajták száma nem rögzített.

A területi eltéréseket vizsgálva fő típus szinten egyezés tapasztalható, a leggyakrabban előforduló típusok között viszont eltérések mutatkoznak (3. ábra). A Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság területén biológiai egyedi tájértékek (882 db) nagyobb számban lettek felmérve, mint településsel kapcsolatosak (777 db). Mindez részben visszavezethető a természeti-táji adottságokra, mivel nagy számban kerültek az itteni kataszterekbe – az országsherte jellemző értékes fák, fasorok, facsoportok mellett – vizes élőhelyek (mocsarak mocsárrétek), melyek a pusztai táj jellegzetes tájelemei. A Kiskunsági és a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság területén második leggyakoribb típust a biológiai tájértékek képezik (414 db, illetve 304 db). A Kiskunságban is előfordulnak mocsarak, mocsárrétek, de a nagy számban felvételezett értékek közé tartoznak a homoki gyepek, szikesek, és több mint 80 db fészek, fészektelep. A Fertő tó mentén e kategóriában elsősorban mocsarat, mocsárrétet, értékes fát, fasort, facsoportot és fészket, fészektelepet felvételeztek. A Bükki és a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság területén harmadik leggyakoribb típusként – a jellemző sorrendtől eltérően – nem a biológiai egyedi tájértékek, hanem az egyéb emberi tevékenységhez, eseményhez kapcsolódó kultúrtörténeti értékek találhatók. Mind a két területen – a többi igazgatóság működési területétől eltérően – kiemelkedően sok emlékmű, emlékszobor, emlékoszlop előfordulását rögzítették a kataszterekben. Az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság működési területén készült kataszterekbe – az országban egyedülálló módon – kiemelkedően nagy számban kerültek földtudományi egyedi tájértékek (384 db). Összességében azonban úgy tűnik, hogy a területi eltérésekben a természeti-táji adottságokban mutatkozó különbségek mellett jelentős szerepet kap a felmérést végző személyek eltérő előképzettsége. Ez utóbbi módszertani probléma kiküszöbölhető lenne, ha a felméréseket a jövőben különböző szakterületeken jártas szakemberek együtt végeznék, aminek természetesen anyagi jellegű feltételei (is) vannak.

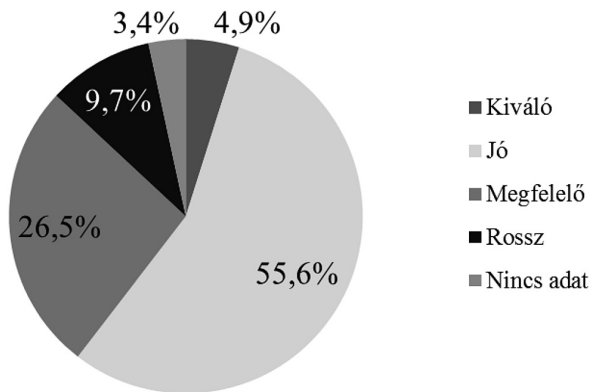


3. ábra Az egyedi tájértékek típus szerinti megoszlásának területi eltérései (mintaszám: 18 382 db)<sup>5</sup>

Figure 3. Territorial differences of distribution of the unique landscape features by types (number of samples: 18 382 pcs)

<sup>5</sup> A felmérések során 46 db egyedi tájérték típus szerinti besorolására nem került sor.

A jövőre nézve fontos információval bír az egyedi tájértékek állapota. A felmérést végzők minősítése szerint a felmért tájértékek 4,9%-a kiváló, 55,6%-a jó, 26,5%-a megfelelő állapotú, s csupán az összes tájérték 9,7%-a van rossz állapotban (4. ábra). Ezek a számok elsőre meglepőnek tűnnek, látva a minket körülvevő számtalan elhanyagolt állapotú tájértéket. A rossz állapotban lévő tájértékek alacsony számával kapcsolatban magyarázatként felvetődik egy szakmai kérdés. A felmérések során gyakran okoz dilemmát, hogy egyáltalán kataszterezésre kerüljenek-e a leromlott, nagyon elhanyagolt állapotú tájértékek, vajon ezek még mindig fontos részét képezik-e a (helyi) közösség életének? Úgy tűnik, hogy a felmérők a rossz állapotú tájértéket nagyobb részét inkább nem vették fel a kataszterbe. A gyakorlati szempontokat is figyelembe véve javasolható, hogy a terepi felmérések során minden táji érték kerüljön felvételezésre. A következő szakaszban, a kataszter dokumentációjának készítésekor szakmailag jobban áttekinthető, megítélhető, mely értékek „hagyhatók el” a kataszterből.

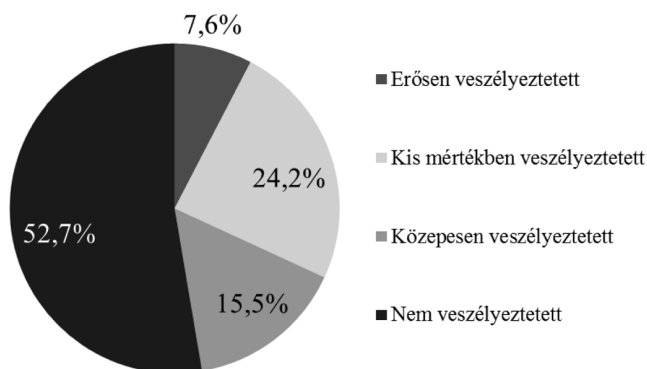


4. ábra Az egyedi tájértékek állapota (mintaszám: 18 428 db)

Figure 4. The state of unique landscape features (number of samples: 18 428 pcs)

A területi eltéréseket vizsgálva megállapítható, hogy a felmért tájértékek legjobb állapotban a Kőrös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság működési területén vannak: az itt található egyedi tájértékek 76,6%-a jó állapotú. Ugyanakkor a kiváló kategóriába besorolt tájértékek aránya itt a legalacsonyabb (0,3%). Az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság által felvételezett egyedi tájértékek között van – mind arányában (10,6%), mind pedig számában (335 db) – a legtöbb kiváló minősítésű tájérték. Aggodalomra adhat okot viszont, hogy a Duna–Dráva Nemzeti Park Igazgatóság működési területén elhelyezkedő egyedi tájértékek 15,5%-a rossz állapotban van, tehát megőrzésükre különös gondot kell fordítani a jövőben. Amennyiben azonban a rossz állapotban lévő tájértékek darabszámát tekintjük, a Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság 336 db tájértéke érdemel kiemelt figyelmet. A fenti számok alapján úgy véljük, hogy az állapot, állag minősítése során a többi tényezőnél is nagyobb szerepe van a szubjektivitásnak. A minősítés egységes szemléletének erősítése érdekében a jövőben mindenképpen további lépések szükségesek.

Tájvédelmi szempontból különösen izgalmas kérdés, hogy mennyire veszélyeztetettek az egyedi tájértékek. A felmérést végzők minősítése szerint a nyilvántartásban szereplő tájértékek 52,7%-a nem veszélyeztetett, 24,2%-a kismértékben veszélyeztetett, 15,5%-a közepesen veszélyeztetett, s csupán 7,6%-a erősen veszélyeztetett (5. ábra).



5. ábra Az egyedi tájértékek veszélyeztetettségének mértéke (mintaszám: 18 428 db)  
Figure 5. Risk levels of the unique landscape features (number of samples: 18 428 pcs)

Érdekes összevetni a veszélyeztetettséget mutató számokat az állapot számsorával. Az állapot és veszélyeztetettség összevetése azt mutatja, hogy habár számos tájérték jelenlegi még jó, illetve megfelelő állapotban van, azonban veszélyeztetettnek minősül. Ez alapján megalapozottan feltételezhetjük, hogy a közeljövőben országos szinten – elsősorban az ápolás, karbantartás hiánya miatt – várhatóan romlani fog a tájértékek állapota. Mindezek következtében kulcsfontosságú minél pontosabban megállapítani a tájértékek veszélyeztetettségének mértékét és veszélyeztető tényezőit, mert ez kiindulópontul szolgálhat a védelem és a kezelés szükségességének és módjának meghatározása során.

Az állapot, állag és a veszélyeztetettség mértékének elemzése után érdemes kitérni az egyedi tájérték veszélyeztető tényezőinek, hatásainak vizsgálatára. A veszélyeztető tényezőket a felmérést végző szakemberek egy előre összeállított lista alapján határozták meg, amelynek kiegészítése – akárcsak a tipizálás esetében – csak bizonyos feltételek mellett lehetséges. A listát különböző szintű veszélyeztető tényezők alkotják, amelyek 9 fő típusra, ezen belül 46 típusra oszthatók. Az egyes típusok pontosabb megnevezése érdekében ún. egyedi veszélyeztető tényező adható meg. A felvételezett értékek veszélyeztető tényezők fő típus szerinti megoszlását a 4. táblázat szemlélteti. A teljes mintaszám e vizsgálatnál 15 692 db tájérték volt, melynek nagy része (7 447 db) nem veszélyeztetett. A kiértékelést csak a veszélyeztetett egyedi tájértékekre végeztük el (8 245 db).

A tájértékek legnagyobb hányada (73,1%) az egyedileg nem megadott, egyéb kategóriába sorolható tevékenységek (pl. karbantartás, ápolás elmaradása; építési, bontási tevékenység) miatt veszélyeztetett. Az egyéb kategória „népszerűsége” alapján felmerül a kategorizálás újragondolásának szükségessége. Jelentős veszélyeztető hatásnak tekinthetők még egyes természetes folyamatok (11,8%), valamint a mezőgazdasági tevékenység (8,7%).

4. táblázat Az egyedi tájértékeket veszélyeztető tényezők, hatások fő típus szintű vizsgálata  
(mintaszám: 8245 db) <sup>6</sup>

Table 4. Endangerment factors of unique landscape features by main types  
(number of samples: 8245 pcs)

<i>Veszélyeztető tényező, hatás (főtípus)</i>	<i>A veszélyeztetett értékek százalékában (%)</i>
Egyéb tevékenység	73,1
Természetes folyamatok	11,8
Mezőgazdálkodás	8,7
Közlekedés	2,3
Erdőgazdálkodás	2,2
Ipari tevékenység	1,0
Turizmus, rekreáció	0,7
Vadgazdálkodás	0,1
<i>Összesen</i>	100,0

Az egyedi tájértékeket veszélyeztető tényezők, hatások részletesebb, típus szintű elemzését sajnos jelenleg szintén nem a teljes adatbázis mintaszámán tudtuk elvégezni. Helyhiány miatt az 5. táblázatban csupán legjelentősebb veszélyeztető tényezők, hatások kerültek kiemelésre. Az egyedi tájértékek 49,2%-ának fennmaradását a karbantartás, ápolás elmaradása veszélyezteti, s ez további állapotromlást vetít előre. Az ápolás elmaradása legtöbb esetben a kultúrtörténeti egyedi tájértékekhez kapcsolható: például a szőlőtermesztés háttérbe szorulásának köszönhetően megnőtt a rossz állapotban lévő pincék száma. Elenyésző számban ugyan, de a természeti egyedi tájértékek esetében is megemlíthető a karbantartás hiánya: például a rétek, legelők esetében a kaszálás és a legeltetés elmaradása ugyanúgy az állapot romlásához vezet. További jelentős veszélyeztető tényezők a természetben jellemző egyéb folyamatok (8,3%) és az építési, bontási tevékenységek (8,0). Előbbi többnyire a települések külterületén elhelyezkedő értékeket, ezek közül is a főleg a természeti egyedi tájértékeket veszélyezteti: ilyen például a földtudományi szempontból értékes bányaudvarok benövényszeredése, ami rontja az ott előforduló értékek láthatóságát, megközelíthetőségét, s így az oktatási-nevelési hasznosíthatóságot. A természetes folyamatokra úgy is tekinthetünk, mint a természet állandó körforgásának velejárójára, s ezért kérdésként merülhet fel, hogy mely értéktípusok, illetve társadalmi, tudományos vagy esztétikai szempontból mennyire „értékes” tájelemek esetében érdemes „felvenni a harcot” azok megmentése érdekében, illetve milyen szükséges intézkedéseket alkalmazva. A kaptárkövek fülkéinek természetes erodálódásával mindenestre egy kiemelkedően értékes kulturális örökségi elemünk sérül, így keresnünk kell a megoldást a majdnem lehetetlenre. Az építési, bontási tevékenység a bel- és külterületen található egyedi tájértékeket egyaránt veszélyeztetheti. Elsősorban a kultúrtörténeti értékek vannak kitéve e veszélyforrásnak, azonban a természeti és tájképi értékek is veszélyeztetetté válhatnak: például külterületi élőhelyek beépítése, a látképét megváltoztató építmények elhelyezése.

<sup>6</sup> A többihez képest alacsonyabb mintaszám azzal magyarázható, hogy jelenleg a TIR egyedi tájértékes adatbázisának nem minden eleme kérdezhető le automatikusan. A lekérdezett tájértékek száma 15 692 db volt, melynek nagy része (7447 db) nem veszélyeztetett. A megadott mintaszám nem tartalmazza a nem veszélyeztetett tájértékek számát.

5. táblázat Az egyedi tájértékeket veszélyeztető tényezők, hatások altípus szintű vizsgálata (mintaszám: 8 245 db)<sup>7</sup>

Table 5. Endangerment factors of unique landscape features by subtypes (number of samples: 8 245 pcs)

	<i>Veszélyeztető tényező, hatás (altípus)</i>	<i>A veszélyeztetett értékek százalékában (%)</i>
1	Karbantartás, ápolás elmaradása	49,2
2	Egyéb természetes folyamat	8,3
3	Építési, bontási tevékenység, beépítés	8,0
4	Illegális favágás, fakitermelés	5,8
5	Egyéb, máshová nem sorolható emberi tevékenység	5,1
6	Gyepfeltörés	3,2
7	Illegális hulladékelhelyezés	2,5
8	Agrokemikáliák használatából adódó környezetterhelés, -szennyezés	1,9

A felmérőknek az egyéb veszélyeztető tényezők esetében lehetőségük volt megnevezni a pontos veszélyeztető tényezőt. Az adatbázisban leggyakrabban megjelölt egyedi veszélyeztető tényezők – az előbb ismertetett tendenciával egybecsengően – a rongálás, a fizikai és kémiai mállás, valamint a természetes szukcesszió volt.

### További feladatok, a közeljövő tervei

Az egyedi tájértékek adatbázisa elemzésének tapasztalatai részben már hasznosításra is kerültek. Így például az előzetes tapasztalatok alapján jelen tanulmány készítésével párhuzamosan szükség szerint kiegészítésre, módosításra került a nyilvántartás. Az adatok egységes adatbázisba történő feltöltését segítő TIR adatátviteli tábla (részletesen lásd Kiss 2011) fejlesztését szintén ezek ismeretében végeztük el 2011 utolsó negyedében. Álláspontunk szerint azonban számos további lehetőség van, illetve számos feladat elvégzése szükséges a felmérések színvonalának javítása érdekében.

Az elvégzett elemzéseken túlmenően számos további összefüggés maradt feltáratlanul. A jövőben például érdekes lenne megvizsgálni – a nemzetipark-igazgatóságok működési területétől (6. táblázat) eltekintve – a tájak és a fajták közötti összefüggéseket. Az adatbázis jelenlegi feltöltöttségi állapotában ez az elemzés nem hozhat szakmai szempontból hiteles eredményt.

Az egyedi tájértékek kataszterezésére készült módszertani útmutatókat érdemes lenne kiegészíteni olyan iránymutatásokkal, amelyek a nagyobb települések felmérésének egyedi jellemzőire vonatkoznak. Ezt azonban több közép- és nagyváros felmérésének kell megelőznie, mivel jelenleg még kevés az ilyen jellegű tapasztalat.

<sup>7</sup> Az egyedi tájértékek veszélyeztető tényezőinek, hatásainak elemzésénél értelemszerűen nem vettük figyelembe a főtípus szerint „Nem veszélyeztetett” minősítésű tájértékeket. A mintaszám csökkenése ezzel magyarázható. A táblázat nem tartalmazza az összes veszélyeztető tényezőt és hatást, csupán a legjelentősebbekre tér ki.

6. táblázat Az egyedi tájértékek megoszlása típusok és nemzetipark-igazgatóságok szerint (mintaszám: 18 428 db)  
 Table 6. Distribution of unique landscape features by types and national park directorites (number of samples: 18 428 pcs)

		Nemzetipark-igazgatóság										Összes egyedi tájérték
		ANPI	BFNPI	BNPI	DDNPI	DINPI	FHNPI	HNPI	KNPI	KMNPI	ÖNPI	
1. Kultúr-történeti egyedi tájértékek	1.1. Településsel kapcsolatos	1734	1516	1154	1104	846	907	777	566	404	419	9428
	1.2. Közlekedéssel, szállítással kapcsolatos	44	38	20	46	32	17	14	13	41	4	269
	1.3. Termeléssel kapcsolatos	547	665	316	360	315	126	326	186	258	202	3301
	1.4. Egyéb emberi tevékenységhez, eseményhez kapcsolódó	209	164	181	91	190	192	70	23	127	39	1286
	Nem meghatározott	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2
<b>Összes kultúrtörténeti egyedi tájérték</b>		<b>2534</b>	<b>2383</b>	<b>1671</b>	<b>1601</b>	<b>1383</b>	<b>1244</b>	<b>1187</b>	<b>788</b>	<b>830</b>	<b>664</b>	<b>14285</b>
2. Természeti egyedi tájértékek	2.1. Földtudományi	384	103	104	86	39	78	11	50	37	6	897
	2.2. Biológiai	163	225	160	180	264	304	882	414	203	79	2874
	Nem meghatározott	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Összes természeti egyedi tájérték</b>		<b>547</b>	<b>328</b>	<b>264</b>	<b>266</b>	<b>303</b>	<b>382</b>	<b>893</b>	<b>464</b>	<b>240</b>	<b>85</b>	<b>3772</b>
3. Tájképi egyedi tájértékek	3.1. Kilátópont egyedi vagy jellegzetes látványképpel	74	52	29	25	54	45	5	11	5	2	302
	3.2. Vonalas jellegű kilátóhely egyedi vagy jellegzetes látványképpel	3	12	0	1	5	4	0	0	0	0	25
	Nem meghatározott	0	0	1	0	3	38	0	1	1	0	44
<b>Összes tájképi egyedi tájérték</b>		<b>77</b>	<b>64</b>	<b>30</b>	<b>26</b>	<b>62</b>	<b>87</b>	<b>5</b>	<b>12</b>	<b>6</b>	<b>2</b>	<b>371</b>
<b>Összes egyedi tájérték NPI szerint</b>		<b>3158</b>	<b>2775</b>	<b>1965</b>	<b>1893</b>	<b>1748</b>	<b>1713</b>	<b>2085</b>	<b>1264</b>	<b>1076</b>	<b>751</b>	<b>18428</b>

A veszélyeztető tényezők teljes körű feltárása kiemelt jelentőségű az egyedi tájértékek megőrzése szempontjából. A közeljövőben ajánlott további elemzéseket készíteni a veszélyeztetettség okainak megismerése érdekében, illetve megvizsgálni, hogy mely értéktípusok milyen jellegű veszélynek vannak kitéve. A tapasztalatok alapján könnyebben lehetne meghatározni a szükséges intézkedések körét.

Az adatbázis elemzése során világossá vált, hogy a felvételezett értékek fele nem veszélyeztetett. Bizonytalan azonban, hogy ez minden esetben összekapcsolódik-e a jó állapottal. Az összefüggések feltárása alaposabb vizsgálatot igényel, joggal szerepelhet a későbbi tervek között.

Természetesen további elemzésekbe és komplex tájvédelmi értékelésekbe a jelenleginél nagyobb számú felmérés megléte után érdemes belekezdeni. Az állapotra, a veszélyeztető tényezőre és a szükséges intézkedésekre is indokolt lenne értékelési rendszert kidolgozni, mely alapján még átfogóbb és egymással összehasonlítható kimutatásokat lehetne készíteni.

Az elemzések is egyértelműen mutatják azt a korábban is sejtett tény, hogy az egyedi tájértékek katasztrozálása számos szubjektív elemet hordoz magában. Ez bizonyos mértékig elkerülhetetlen, azonban mértékét csökkenteni szükséges. Ezt szolgálta a 2011-ben a Vidékfejlesztési Minisztérium természetvédelemért felelős helyettes államtitkársága által kiadott módszertani útmutató (KISS 2011). Az ebben megjelenő iránymutatások egy része a TÉKA-program keretében zajló felmérések során már ismert volt a felmérést végző szakemberek körében, azonban szükségesnek látszik a tapasztalatok más módon, például szakmai műhelyek keretében történő ismertetése, megvitatása is. Emellett külön figyelmet érdemel a legszubjektívebb kategóriát képviselő tájképi egyedi tájértékek köre. Felvételezésüket elősegítené a kategória és annak módszertana kapcsán a szakmai konszenzus kialakítása.

Véleményünk szerint a TÉKA-program nagy előrelépést jelentett az egyedi tájértékek nyilvántartásának bővítésében, egységesítésében. Számos feladat áll azonban még előttünk, mind a felmérések számának növelése, mind minőségének javítása terén, s mindez csak alapját jelenti az egyedi tájértékek tényleges megóvásának, fenntartható módon történő esetleges hasznosításának, ami a végső célt jelenti.

### Irodalom

1996. évi LIII. törvény a természet védelméről  
KISS G. (szerk.) 2011: Mindennapi kisemlékeink. Útmutató az egyedi tájértékek katasztrozálásához, Vidékfejlesztési Minisztérium, Budapest, 40 p.  
MSZ 20381:2009 Természetvédelem – Egyedi tájértékek katasztrozálása, 11 p.

ANALYSIS OF UNIQUE LANDSCAPE FEATURE DATABASE FROM THE ASPECTS  
OF LANDSCAPE PRESERVATION

SZ. TÓTH<sup>1</sup>, Á. SZIJÁRTÓ<sup>2</sup>, G. KISS<sup>3</sup>

<sup>3</sup> Eötvös Loránd University Ph.D. School of Earth Sciences

1117 Budapest, Pázmány P. sétány 1./C, e-mail: diszkordancia@gmail.com

<sup>2</sup> Corvinus University of Budapest, 1118 Budapest, Villányi út 29-43., e-mail: szijarto.agnes177@gmail.com

<sup>1</sup> Ministry of Rural Development, State Secretary of Environmental Protection and Nature Conservation,  
1051 Budapest, Kossuth Lajos tér 11, e-mail: gabor.kiss@vm.gov.hu

**Keywords:** unique landscape feature, cadastre of unique landscape features, Nature Conservation Information System

The TÉKA (TájÉrtékKataszter) Program supported by the EEA Norwegian Financial Mechanism was an important step in the history of cadastering unique landscape features of Hungary. As a result of the program, the Unique Landscape Features Module of the Nature Conservation Information System had been uploaded. The system includes 18 428 pieces of unique landscape features currently. Taking the advantage of the electronic data management, the evaluation of the database started. The intention is to explore the significant correlations in the dates. The results of the analysis help make the methodological base of surveys in the future and determine the further professional tasks. The experiences will be published in studies and on the official website of the Hungarian nature conservation (termeszetvedelem.hu) to help the surveying work. Some results are presented in this study.

## TERMÉSZETVÉDELEM JAPÁNBAN

KORPONAI Gábor

Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet  
Természetvédelmi mérnök MSc hallgató  
2100 Gödöllő, Péter K. u. 1., e-mail: korponaigabor@gmail.com

**Kulcsszavak:** természetvédelem, Japán, satoyama, védettségi kategóriák, zónabeosztás

**Összefoglalás:** 2010-ben a BSc szakdolgozatom témájául a Japán védett területeken zajló turizmus bemutatását választottam. Látogatóközpontokat, bemutatóhelyeket kerestem fel, elemeztem a turizmus hatásaival foglalkozó szakirodalmat, tudományos vizsgálatokat. Nagy hangsúlyt fektettem kutatásom során a helyi lakosság és a természetvédelem kapcsolatának bemutatására. Jelen cikk a japán természetvédelmi törekvések történetét és szervezeti rendszerét igyekszik bemutatni.

### Bevezetés

A hivatalos természetvédelmi törekvések Japánban a XX. század elején kezdődtek, de az ősi sintó vallásnak, majd később a buddhizmusnak köszönhetően bizonyos területek már évszázadokkal korábban egyfajta védettséget élveztek. A sintó a hegyeket az istenek lakhelyeinek tartja, tisztelet övezi a magas, idős fákat, különleges sziklaalakzatokat, folyókat, a természet minden különleges megjelenési formáját. A hagyományos japán felfogás az embert a természet részének tekinti, míg a nyugati értelmezésben ezek különálló fogalmak (HAYASHI 2002).

### Kronológia

Az első védett terület Japánban 1902-ben alakult Kominato National Wildlife Special Protected Area néven (HTTP1), amelyet az IUCN II-es kategóriába, azaz a nemzeti parkok közé sorolt (CENTERI és GYULAI 2006). 1911-ben kezdődtek a kísérletek nemzeti parkok alapítására, egy a parlamentnek benyújtott petíció formájában. Közel egy évtized múlva, 1920-ban a japán parlament elkezdte a védett területek kialakításának jogi előkészítését, s egyúttal védettségre javasolt területeket is kiválasztottak. A nemzeti parki törvényt végül 1931-ben fogadták el. Alapos kutatásokat követően 12 területet nyilvánítottak nemzeti parkká 1934 és 1936 között (PENKSZA et al. 2007), melyből az első három a Setonakai, Unzen és a Kirishima Nemzeti Parkok 1934 márciusában alakultak meg. A II. világháború megakasztotta a természetvédelmi törekvéseket, de utána hamar felismerték, hogy a természetmegőrzésen túl komoly gazdasági lehetőségek rejlenek a nemzeti parkok turisztikai fejlesztésében, így már 1946-ban megalapították az Ise-shima Nemzeti Parkot, amelyet 1955-ben további hét követett. 1957-ben az addig hatályos szabályozást felváltotta a természeti parkokról szóló törvény, mely létrehozta a ma is érvényes területi kategóriákat, melyek: nemzeti park, „kvázi” nemzeti park és prefekturális természeti park.

Az 1960-as, 70-es évek gazdasági fellendülése, valamint a szabadidő növekedése következtében a nemzeti parkok látogatottsága ugrásszerűen megnőtt. Ezzel összefüggésben a védett területek kijelölésének folyamata is felgyorsult. Ugyanakkor felerősödtek

azok a hangok is, melyek a hatalmas gazdasági fejlődés árnyoldalait is megpróbálták a köztudatba beépíteni. A városi területek környezetszennyezése is egyre nagyobb szociális problémákat okozott, ezért 1971-ben a kormány megalapította a Környezetvédelmi Ügynökséget, ami átvette a nemzeti parkok felügyeletét az Egészségügyi Minisztériumtól. Az ügynökséget 2001-ben egy átszervezéssel minisztériummá alakították és megalakult a ma is létező Környezetvédelmi Minisztérium. 2002-ben egy új kiegészítés is életbe lépett a nemzeti parki törvényhez, mely szabályozza a védett területeken végezhető tevékenységek körét, az új területek kijelölésének követelményeit, valamint egy új rendszer alapjait kívánja lefektetni a tájvédelem és a parkok irányításának összehangolásához.

### Természetvédelem és tradíció

Az ország összterülete 380.000 km<sup>2</sup>, mely 3000 km hosszan nyúlik el az eurázsiai kontinens keleti peremén. Éghajlati változatossága a szubarktikustól a szubtrópusiig terjed. Erdősültsége 66%-os, mezőgazdasági művelésre területének 13%-át használják. Mivel Japánban a művelhető területek aránya a lakosság lélekszámához viszonyítva rendkívül alacsony, ezen kívül a magántulajdon jelentőségének több évszázados hagyománya van a társadalomban, a védett területek kialakításánál az amerikai és ausztrál mintától különböző megoldásokat kellett találni. A japán kormányzat a területek kialakításának nem tette feltételévé a tulajdonjog megszerzését is, így a parkok területének tulajdonjoga megoszlik az állam, a prefektúra és magánszemélyek között (1. táblázat). A legnagyobb területű állami területek az Erdészeti Ügynökség kezelésében vannak. A hagyományos, intenzív, de mégis fenntartható gazdálkodási módszerek alakították ki a japán vidék mai arculatát (NORIHISA és SUZUKI 2006). A korlátozott tulajdonjogok következtében a Környezetvédelmi Minisztérium a kezelési tervek kidolgozásánál nem hagyatkozhat csupán a természeti értékek szigorú védelmére és mindennemű fejlesztés tiltására, hanem együttműködésre kényszerül a területek tulajdonosaival. A japán természetvédelem rendszere nem a tiltásra épül elsősorban, hanem a megőrzésre és a természeti erőforrások fenntartható használatára, együttműködve az érdekeltekkel, a helyi közösségekkel, önkormányzatokkal.

1. táblázat A természeti parkok tulajdonviszonyai  
Table 1. Land ownership in natural parks

<i>Védett terület</i>	<i>Állami tulajdon (ha)</i>	<i>%</i>	<i>Prefekturális tulajdon (ha)</i>	<i>%</i>	<i>Magántulajdon (ha)</i>	<i>%</i>	<i>Ismeretlen (ha)</i>	<i>%</i>	<i>Összesen (ha)</i>
Nemzeti park	1.292.114	61,9	259.600	12,4	534.989	25,6	242	0	2.086.945
„Kvází” nemzeti park	624.148	45,8	197.501	14,5	539.799	39,6	0	0	1.361.448
Prefekturális természeti park	516.785	26,4	220.051	11,2	920.094	46,9	114.887	5,9	1.960.819
Összesen (ha)	2.433.047	45,0	677.152	12,5	1.994.882	36,9	115.129	2,1	5.409.212

A japán emberek nem húznak éles határvonalat az érintetlen természet és a kultúrtájuk közé. A „satoyama” elnevezés nem csak a tradicionális vidéki tájat, hanem a biológiai sokféleséget, a hagyományokat és egyfajta érzelmi állapotot is kifejez, egy mindenki által ismert és népszerű kifejezés Japánban, eredeti jelentése alapján falu és hegy, de ebben az összefüggésben inkább falut jelent az erdő közelében. Beletartozik a hagyományos mezőgazdasági táj, a ház előtti konyhakert, a bambuszerdő a ház végén, a rizsteraszok, a hegyi legelők, tavak, folyók, víztározók, templomok, kolostorok, szentélyek. A rizstermesztés évezredek óta a tájhasználat szerves része, de része a kultúrájának és a vallásnak is. Maga a japán császár is évente több sintó szertartáson vesz részt, amik a rizstermesztés sikeréért zajlanak. Ugyanakkor a rizsültetvényeknek fontos szerepe van a vízháztartásban és az erózió elleni védekezésben, valamint érdekes módon a kikapcsolódásban és a felüdülésben is. Számos ember tölti szabadidejének egy részét vidéken, hogy itt találjon nyugalmat a stresszes mindennapok után. A „satochi” kultúrtáj ma már a tájgazdálkodás nélkülözhetetlen eleme. A XX. század második felében, az intenzív gazdálkodás következtében a hagyományos táj a nagyvárosi lakosság rekreációjának helyszínévé vált, ahol újra kapcsolatba léphettek a természettel. Mára e régi szemlélet felfedezése új értelmet adott a közösségi tulajdon fogalmának is, hiszen a táj alakítása csak helyi szinten, a közösségek egyetértésével lehetséges (TAKEUCHI 2001).

A városi emberek egy kis darab földet bérelhetnek a tulajdonosoktól és azok felügyelete mellett saját maguk művelhetik kis rizsültetvényeiket. Ma már közismert, hogy a rizsteraszok a biodiverzitás megőrzésének nélkülözhetetlen részei, mivel számtalan állatfajnak nyújtanak táplálkozó és szaporodó helyet. Például a japán békafajok jelentős részének szaporodása függ ezek meglététől. Ludak, darvak, récék táplálékszükségletük jelentős részét is a rizsteraszok biztosítják. A japán kormány a mezőgazdasági minisztériumon keresztül egy közvetlen kifizetési rendszerrel támogatja a vidéki lakosságot és a gazdálkodókat. Szeretnék a vidék elnéptelenedését megállítani és a „satoyama” rendszert fenntartani. Ez az első, terméktől különválasztott támogatási rendszer Japánban. A japán emberek képesek különleges érdeklődést tanúsítani bizonyos dolgok iránt; növények, állatok, egyes természeti jelenségek (pl. holdnézés, napfelkelte meditáció), őszi falevelek látványa stb. Ez a szeretet és tisztelet az ősidőktől kezdve napjainkig fennmaradt. Bizonyos rovarok, mint a szentjánosbogarak, szitakötők, cincérek, sáskák, tücskök különleges népszerűségnek örvendenek. Ezek közül a legismertebb a cseresznyefa virágzás. Ezek a tipikus „satoyama” állatok, melyek nem feltétlenül a leginkább veszélyeztetett élőhelyeken fordulnak elő, mégis kiválóan alkalmasak széles tömegek érdeklődésének felkeltésére és a természetvédelem ügyének népszerűsítésére. A japán köztudatban a tájat a kultúrtájjal és nem az érintetlen természettel azonosítják.

### Nemzeti stratégia

A 2007-ben elfogadott III. nemzeti biodiverzitás stratégia a következő négy fő feladatot tűzte ki céljául.

1. A biodiverzitás fenntartása a hétköznapi életben: önkormányzatok, vállalkozások, NGO-k, és a lakosság számára iránymutatást ad a biodiverzitás számára kedvező életvitel kialakítására.

2. Az ember és természet közötti harmonikus kapcsolat újraépítése: mintaterületek kialakítása a „satoyama/satochi” elvekkel összhangban, a fejlesztéseknél az élőhelyek terhelhetőségének figyelembe vétele, az ökológiai gazdálkodás népszerűsítése a mezőgazdaságban, erdészetben és halászatban, élőhely kezelés a veszélyeztetett fajok érdekében, invazív, idegenhonos fajok irtása.
3. Ökológiai hálózat kialakítása: nemzeti szinten, a természetmegőrzés, a nemzeti parkok, és a „kvázi” nemzeti parkok népszerűsítése, tudományos kutatás a tengeri védett területeken a fenntartható halászat érdekében.
4. Döntéshozatal globális szemszögből: a biológiai sokféleségről szóló egyezmény X. konferenciájának megrendezése 2010-ben Nagoyában, ökoszisztéma állapotfelmérés országszerte, indikátorok, „hot spotok” kijelölése, a „satoyama” szemlélet megismertetése a világgal, a globális felmelegedés mérséklése a biodiverzitás adta lehetőségekkel.

### **Természetvédelmi kategóriák**

A természetvédelmi törvény (1972) alapján létrehozható természetvédelmi területi kategóriák:

- Vadon: 1000 hektárt meghaladó méretű szárazföldi vagy 300 hektárt meghaladó méretű szigeten elhelyezkedő érintetlen természeti környezet, ahol minden tevékenység tiltott
- Természetvédelmi terület:
  - A: 1000 hektárt meghaladó méretű alpin vagy szubalpin vegetáció és legalább 100 ha méretű egészséges erdőállomány
  - B: 10 hektárt meghaladó méretű különleges geológiai képződmény vagy természeti jelenség
  - C: 10 hektárt meghaladó kiterjedésű partvidékek, tavak, vizes élőhelyek, tengeri területek kiváló állapotú természeti környezettel
  - D: 10 hektárt meghaladó kiterjedésű őshonos növény és/vagy állatfaj élőhelye kiváló állapotú természeti környezetben, gyűjtésük, befogásuk tilos
- Prefekturális természetvédelmi terület: megközelítőleg kiváló állapotú természetvédelmi területek (tengert kivéve) az előzőekkel hasonló feltételekkel

A területeken belül elkülöníthetnek különleges zónákat, ahol minden tevékenység engedélyköteles, egyéb területen bejelentési kötelezettség áll fenn. 2009-es adatok alapján, az ország területén 5 őserdő 5631 ha területen, 10 természetvédelmi terület 21593 ha területen és 537 prefekturális természetvédelmi terület 76403 ha kiterjedésben található, mely az ország területének 0,3%-a. A természetvédelmi területek szolgálják a fajok és élőhelyeik szigorú védelmét, míg a természeti parkok a tájképi védelmet és a rekreációt és a környezeti nevelést.

A természeti parkokról szóló (1957) törvény alapján a következő területi kategóriák különíthetők el:

- Nemzeti park: nemzeti jelentőségű tájképi érték, a Környezetvédelmi Minisztérium alapítja a Központi Környezetvédelmi Tanács javaslata alapján, kezeléséért a központi kormányzat felel. Mérete legalább 30000 hektár, magterülete minimum 2000 hektár,

amelyet nem vagy alig ért káros hatás. Tengerparti területeknél legalább 3000 hektár kiterjedés szükséges. Legalább két kiemelt értékű tájképi elemet tartalmazzon.

- „Kvázi” nemzeti park: közel hasonló tájképi érték, alapítója szintén a Környezetvédelmi Minisztérium a prefektúra kérésére, kezeléséért a prefektúra felel. Legalább 10000 hektáros terület, minimum 1000 hektáros magterülettel, egészséges ökoszisztémával. Tengerparti területeknél legalább 3000 hektár kiterjedés szükséges.
- Prefekturális természeti park: olyan terület, mely a prefektúra természeti szépségét képviseli, a prefektúra alapítja és felelős a kezeléséért.

Jelenleg az országban 29 nemzeti park, 56 „kvázi” nemzeti park és 309 prefekturális természeti park található, melyek az ország területének 14,31%-át fedik le (2. táblázat). A törvény 2009-ben kiegészült a tengeri parkok zónarendszerével, mely biztosítja a parti sávok, sziklazátonyok, felszín alatti életközösségek és a vízfelszíni természeti értékek védelmét. A kezelési tervek végrehajtása esélyt teremt e gazdag ökoszisztéma fenntartható használatára.

Egyéb védettségi kategóriák:

- Vadvédelmi terület: vadvédelmi és vadászati törvény alapján nemzeti 69 területen, prefekturális 3815 területen, mely összesen az ország területének 9,6%-a (2008-as állapot)
- Veszélyeztetett fajok nemzeti szinten (81 faj), nemzetközi szinten (677 faj) a Veszélyeztetett, vadon élő flóra és fauna védelméről szóló törvény alapján (2009-es állapot)
- Élőhelyvédelmi terület a veszélyeztetett, vadon élő flóra és fauna védelméről szóló törvény alapján: 9 terület, összesen: 885 hektár (2009-es állapot).

Minden nemzeti és „kvázi” nemzeti parkhoz egy terv készül, mely két részből egy szabályozási és egy munkatervből áll. A szabályozási terv egy zónabeosztást hoz létre, mely biztosítja a természeti értékek védelmét az emberi tevékenységek korlátozásával Szárazföldi területeken különleges védelmi zóna, I: II. és III. különleges, valamint normál zónákat alakítottak ki (3. táblázat).

Ezen kívül a tengeri területeken a tengeri parki és a normál zóna létezik még. A munkaterv biztosítja a tervezett fejlesztések menetét, mint tanösvények, turistautak kialakítását, táborozóhelyek kiépítését, valamint a parki létesítmények üzemeltetését.

### Vidékfejlesztés és természetvédelem

Japánban sem képzelhető el a természetvédelem csupán korlátozásokkal és szabályozásokkal. A Tájvédelmi Egyezmény Rendszere arra lett kidolgozva, hogy enyhítse a földtulajdonosok nehézségeit. A természetvédelmi kezelések betartása sok esetben nehézséget okoz a gazdálkodóknak, hiszen a kezelési tervek kidolgozása a teljes területre érvényes, nem veszi figyelembe a tulajdonosi szerkezetet. Számos az emberi behatás következményként kialakult területet ma már védett területként tartanak nyilván. A szociális-gazdasági változások, a gazdasági liberalizáció, a vidék elnéptelenedése a területek kezelésében komoly nehézségeket okozott. A probléma kezelésére alakították ki a Tájvédelmi Egyezmény Rendszerét. Az egyezmény a földtulajdonosok és a minisztérium vagy az

2. táblázat Japán nemzeti parkjai  
Table 2. The national parks of Japan

	<i>Nemzeti park</i>	<i>Alapítás éve</i>	<i>Terület (ha)</i>	<i>Prefektúra</i>
1.	Rishiri-Rebun-Sarobetsu	1974.09.20.	24.166	Hokkaidó
2.	Shiretoko	1964.06.01.	38.633	Hokkaidó
3.	Akan	1934.12.04.	90.481	Hokkaidó
4.	Kushiroshitsugen	1987.07.31.	26.861	Hokkaidó
5.	Daisetsuzan	1934.12.04.	226.764	Hokkaidó
6.	Shikotsu-Toya	1949.05.16.	99.473	Hokkaidó
7.	Towada-Hachimantai	1936.02.01.	85.551	Aomori, Iwate, Akita
8.	Rikuchukaigan	1955.05.02.	12.212	Iwate, Miyagi
9.	Bandai-Asahi	1950.09.05.	186.404	Yamagata, Fukushima, Niigata
10.	Nikko	1934.12.04.	114.908	Fukushima, Tochigi, Gunma
11.	Oze	2007.08.30.	37.200	Fukushima, Tochigi, Gunma, Niigata
12.	Joshin'etsukogen	1949.09.07.	188.046	Gunma, Niigata, Nagano
13.	Chichibu-Tama-Kai	1950.07.10.	126.259	Saitama, Tokyo, Yamanashi, Nagano
14.	Ogasawara	1972.10.16.	6.099	Tokyo
15.	Fuji-Hakone-Izu	1936.02.01.	121.695	Tokyo, Kanagawa, Yamanashi, Shizuoka
16.	Chubusangaku	1934.12.04.	174.323	Niigata, Toyama, Nagano, Gifu
17.	Hakusan	1962.11.12.	47.700	Toyama, Ishikawa, Fukui, Gifu
18.	Minami Alpok	1964.06.01.	35.752	Yamanashi, Nagano, Shizuoka
19.	Ise-shima	1946.11.20.	55.544	Mie
20.	Yoshino-Kumano	1936.02.01.	59.793	Mie, Nara, Wakayama
21.	San'inikaigan	1963.07.15.	8.783	Kyoto, Hyogo, Tottori
22.	Setonakai	1934.03.16.	66..934	Osaka, Hyogo, Wakayama, Okayama, Hiroshima, Yamaguchi, Tokushima, Kagawa, Ehime, Fukuoka, Oita
23.	Daisen-oki	1936.02.01.	35.053	Tottori, Shimane, Okayama
24.	Ashizori-Uwakai	1972.11.10.	11.345	Ehime, Kouchi
25.	Saikai	1955.03.16.	24.646	Nagasaki
26.	Unzen-Amakusa	1934.03.16.	28.279	Nagasaki, Kumamoto, Kagoshima
27.	Aso-Kuju	1934.12.04.	72.678	Kumamoto, Oita
28.	Kirishima-Yaku	1934.03.16.	60.794	Miyazaki, Kagoshima
29.	Iriomote-Ishikagi	1972.05.15.	20.569	Okinawa
	Összesen		2.086.945	

önkormányzat vagy a parkot kezelő szervezet között jön létre. A parkot kezelő szervezet a minisztérium vagy a prefektúra kormányzója hozza létre a nemzeti parki törvénnyel összhangban. Ez a szervezet végzi aztán a természetvédelmi kezelést a magántulajdonban lévő területeken is, úgymint fajvédelmi programok, kezelési tervek végrehajtása, információterjesztés, tudományos tevékenységek. A nemzeti parki törvény is biztosít bizonyos kedvezményeket a hatékony működéshez. A földtulajdonosok adókedvezményt is igénybe vehetnek. Azonban a legszigorúbb védettségi kategóriába eső területeken a közérdek és a magántulajdonhoz fűződő jog már olyan mértékben sérülhet, hogy csak a terület állam által történő megvásárlása jelenthet megoldást. 2009-ig 8496 ha megvásárlására került sor közel 15 milliárd Yen értékben a különböző védett területeken. A 2007-ben FUJITA és munkatársai által készített tanulmány a Hokkaidón található vizes élőhelyekről is rámutat, hogy a magántulajdonú területek folyamatosan ki vannak téve a megsemmisülés veszélyének, hiába nyilvánították azokat védettnek.

3. táblázat A természeti parkok zónabeosztása  
Table 3. Zoning system in the natural parks

<i>Védett területek</i>	<i>Nemzeti parkok</i>	<i>„Kvázi” nemzeti parkok</i>	<i>Prefekturális természeti parkok</i>	<i>Összesen</i>
Parkok száma	29	56	309	394
Területe (ha)	2.086.945	1.361.448	1.960.819	5.409.212
Kiterjedése az ország területéhez viszonyítva (%)	5,52	3,6	5,19	14,31
Különleges védelmi zóna (ha)	275.909	66.512	–	342.421
Területének aránya (%)	13,2	4,9	0	6,3
Különleges zóna I., II., III.(ha)	1.502.027	1.267.172	709.578	3.478.777
Területének aránya (%)	72	93,1	36,2	36,2
Általános zóna (ha)	584.918	94.276	1.251.271	1.930.435
Területének aránya (%)	28	6,9	63,8	35,7

### Hivatalos és civil természetvédelem

A Japán Környezetvédelmi Minisztériumon belül működő Természetvédelmi Iroda elsődleges feladata a természettel való együttélés biztosítása országsszerte. Három külön osztály munkája kapcsolódik a nemzeti parkok irányításához. A Nemzeti parki osztály feladata a természetvédelem szabályozása és a kezelési tervek, a Parki létesítmények, és természetvédelmi módszerek osztálya felel a lehetőségek fejlesztéséért, a Természetismereti iroda pedig szervezi a különféle kampányokat, programokat. Hét regionális környezetvédelmi iroda foglalkozik a helyi környezetvédelmi közigazgatással (Hokkaido, Tohoku, Kanto, Chubu, Kinki, Chugoku-Shikoku, Kyushu). Ezek felelősek a nemzeti parkok irányításáért is. A nagy kiterjedésű területek irányítása érdekében három terepi ügynökséget is felállítottak (Kushiro, Nagano, Naha). A természetvédelmi örök a helyi iroda alkalmazásában állnak, akik végrehajtják a kezelési terveket, fajmentési programo-

kat. Feladatuk a koordináció, konfliktusok kezelése. Bár összlétszámuk nem túl magas, az 1959-es 46 főről 2005-re, 246 főre nőtt. Ez 8261 ha védett területet jelent fejenként. Összehasonlításképpen ugyanez az Egyesült Államokban 1652 ha/fő (NORIHISA–SUZUKI, 2006), míg Magyarországon az országos jelentőségű természetvédelmi területeket tekintve kb. 3191 ha/fő (http2). 2005-ben új státuszt hoztak létre segéd természetvédelmi őrnéven, szezonális alkalmazásban. Ők végzik többek között a járőrszolgálatot, kutatásokat folytatnak, bemutató programokat szerveznek és irányítják az önkéntesek munkáját. 2005-ben, 47 körzetben 60 fős állomány kezdte meg a munkát. A japán nemzeti parki rendszerben nemcsak a minisztérium, hanem a helyi önkormányzatok is aktív részesei a természetvédelemnek, tanösvényeket jelölnek ki, táborozó helyeket alakítanak ki, engedélyeket adnak ki. A nemzeti parki területek irányítása a társadalmi szervezetek, NGO-k, helyi közösségek, hatóságok és lakosok aktív közreműködésével zajlik. A védett területek kezelését számos önkéntes is segíti. Ők a regionális környezetvédelmi irodáknál adhatják be a jelentkezésüket ahol egy tanfolyamon vesznek részt, mielőtt elkezdenék a munkát. 2005-ös adatok alapján kb. 2000 önkéntes dolgozik 37 körzetben. 1957-ben létrejött egy kezdeményezés, amelyben nagyjából 3000 köztisztviselőben álló személyiségen keresztül a lakosság jó példát láthat a természetvédelmi aktivitás hasznosságáról. A Japán Környezetvédelmi Minisztérium Természeti Környezet Irodája koordinálja e tevékenységeket, mely megbízás két évre szól, fizetés nélküli státusz.

A nemzeti parkok bevételeinek egy részét alapítványi formában kezelik, ilyen bevétel például a parkolási díjakból befolyó összegek; amit aztán karbantartásra, esztétikai megjelenés javítására használnak fel. A Természeti Parkok Alapítványának 21 irodája van. Találkozókat is szerveznek a helyi közösségekkel, amelyek a nemzeti parki munkát könnyebben elfogadhatóvá teszik. Regionális szinten is léteznek természetvédelmi szervezetek alapítványi formában, mint például a Shiretoko Természeti Alapítvány.

## Összefoglalás

A japán nemzeti parki rendszer jól átgondolt; a legkiemelkedőbb értékeket védik csak állami szinten, míg a többi kategóriában a prefektúrák és a helyi önkormányzatok az illetékesek. A nemzeti parki törvény annak kezdeti célja után, mely eredetileg a természeti szépségek megőrzését az emberi egészség és pihenés szolgálatába állította, ma már a biodiverzitás megőrzését is tartalmazza. A japán védett területek tulajdonosi szerkezete együttműködésre készíti az állami természetvédelem szakembereit, ugyanakkor a nemzeti parki törvény egyedi sajátosságai megkönnyítik egy terület védetté nyilvánítását. A hagyományosan nagy tiszteletben tartott magántulajdon intézménye nem is teszi lehetővé a tulajdonosok érdekeinek mellőzését, bár a kompenzáció mértéke már konfliktusok forrása. Ez egyben egy fennálló veszélyforrás is, mivel a magántulajdonhoz fűződő jogok az európai gyakorlattal ellentétben a természetvédelmi érdekeknél is erősebbek, így ez könnyen természeti értékek pusztulásához vezethet.

Japánban a nemzeti park intézménye széles körben elfogadott, a védett területeken élő lakosság igyekszik a lehetőségeket kihasználni, megélhetési forrásait, ezt kihasználva kibővíteni. Természetesen a helyi önkormányzatok is egyenrangú partnerek a nemzeti

parkok kezelésében a földtulajdonosokkal és a nemzeti parkokkal. A nemzeti parki státusz elnyerését a helyi foglalkoztatási gondok enyhítésére is igyekeznek felhasználni, a kezelési tervek végrehajtásában való részvétel lehetőségének megadásával.

A japán munkaközpontú társadalom a nyugati országokénál jóval kevesebb szabadidővel rendelkezik, ennek ellenére a védett területek látogatószáma rendkívül magas. A látogatóközpontok környezetében az infrastruktúra magas színvonalú, jól kiépített. Az információ bőséges, azonban leginkább csak japán nyelven elérhető. Az ajándéküzletek árubősége ámulatba ejtő, az árak pedig megfizethetőek. Annak ellenére, hogy a tömegközlekedés fejlett a japánok többnyire inkább saját járművel érkeznek. Bizonyos területeken korlátozásokat is bevezettek a hatások ellensúlyozására, valamint parkolási díjat szednek az érkezőktől, amit aztán természetvédelmi célokra használnak fel.

A társadalmi szemléletformálás részét képezik a kampányszerű események (nemzeti túra hónap, növények hete, természettakarítási nap), önkéntes programok a fiatalok részére. A japán nemzeti parkok rendszerének fontos eleme az önkénteseké. Színvonalas képzésben részesülnek, hogy a legmagasabb szintű munkát tudják ellátni. A zöldmunkás programban pedig a helyi lakosságnak nyújtanak munkalehetőséget.

Sajnos a társadalom előregedése és a vidék elnéptelenedése egyelőre megállíthatatlan folyamatnak látszik, ez a védett területeken zajló turizmusra is hatással van, mivel a látogatók zöme az idősebb korosztályból kerül ki. Ez a látogatás tervezésénél egy nem elhanyagolható körülmény. Japánban egyébként is inkább az idősebbek körében népszerű a természeti értékek felkeresése. Sajnos az elhagyott farmok, üresen álló házak látványa elég gyakori, melyek erősen tájképromboló hatásúak. A japán természetvédelem hivatalos alkalmazottainak létszáma rendkívül alacsony, akik inkább tudományos munkákat, szakmai irányítást végeznek, az üzemeltetés, kezelési tervek végrehajtása megoszlik a civil szervezetek, önkormányzatok, önkéntesek, helyi vállalkozók, alapítványok között. Ez remek példája a társadalom és a természetvédelem együttműködésének, amiből végső soron minden érintett csak profitál.

### Irodalom

- CENTERI, Cs., GYULAI F. 2006: A világ természetvédelmének történelmi kezdetei a védett területek kialakítására vonatkozóan. *Tájökológiai Lapok*, 4(2): 427–432.
- HAYASHI A. 2002: Finding the Voice of the Japanese Wilderness. *International Journal of Wilderness* 8(2): 34–37.
- NORIHISA M., SUZUKI W. 2006: Mountainous Area Management in Japanese National Parks: Current Status and Challenges for the Future. *Global Environmental Research* 10(1): 125–134.
- PENKSA K., GYULAI F., CENTERI Cs. 2007: A világ természetvédelmének története 1934-1939 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 5(2): 239–247.
- TAKEUCHI K. 2001: Nature Conservation Strategies for the 'Satoyama' and 'Satochi', Habitats for Secondary Nature in Japan. *Global Environmental Research* 5(2): 193–198.
- FUJITA H., IGARASHI Y., HOTES S., TAKADA M., INOUE T., KANEKO M. 2009: An inventory of the mires of Hokkaido, Japan - their development, classification, decline and conservation. *Plant Ecology* 200: 9–36.

HTTP1: [http://www.protectedplanet.net/sites/Kominato\\_National\\_Wildlife\\_Special\\_Protected\\_Area](http://www.protectedplanet.net/sites/Kominato_National_Wildlife_Special_Protected_Area)

## NATURE CONSERVATION IN JAPAN

G. KORPONAI

Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management  
H-2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: korponaigabor@gmail.com

**Keywords:** nature conservation, Japan, Satoyama, natural park categories, zoning system

The history of the Japanese nature conservation has started about 100 years ago. As a result, the natural park system provides three different categories of natural parks: national parks, quasi-national parks and prefectural natural parks. As Japan is a small island country with one of the highest population densities in the world with a long history of private land ownership, it is next to impossible to set aside large park areas specifically for the purpose of protection. To feed the nation, the first priority of land use has been farming and other primary industries. Because of these reasons, the Japanese government had to create natural parks not necessarily where it owned land but where it recognized the need to preserve nature. It is characteristic of Japanese natural parks that various land owners cooperatively maintain the landscape of a park. This paper is trying to present the system of nature conservation and landscape preservation of the secondary nature, the so called 'Satoyama' and the cooperation among the state, local governments, NGO-s, landowners and other stakeholders.

## TERMOFIL GOMBAKÖZÖSSÉGEK A VÁR-HEGY ERDŐREZERVÁTUM TALAJAIBAN ÉS AVARJÁBAN

KÓSA-KOVÁCS MÍRA<sup>1</sup>, SEBŐK FLÓRA<sup>1</sup>, SZOBOSZLAY SÁNDOR<sup>1</sup>,  
KRISZT BALÁZS<sup>1</sup>, DOBOLYI CSABA<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet,  
Környezetvédelmi és Környezetbiztonsági Tanszék  
2100 Gödöllő, Péter K. u. 1., e-mail: sebok.flora@kti.szie.hu

<sup>2</sup>Szent István Egyetem, Környezetipari Regionális Egyetemi Tudásközpont  
2100 Gödöllő, Péter K. u. 1.

**Kulcsszavak:** gombaközösségek, erdőrezervátum, termofil gombák, talajlakó gombák

**Összefoglalás:** Három erdőállomány talaját vizsgálva, mikrobiológiai tenyésztéssel, négy különböző gombatáptalaj alkalmazásával, 50°C-on való inkubálással kvantitatív tenyésztést végeztünk. Egy hegyvidéki gyertyános-tölgyes és egy középhegységi cseres-tölgyes állomány talajából  $10^2$ – $10^3$  CFU/g termofil gombaelem jelenlétét mutattuk ki. A melegebb klímájú, cserszömöréc karsztbokorerdő lazább szerkezetű rendzinatalajában vizsgálataink szerint  $10^3$ – $10^4$  CFU/g termofil gomba él. Leggyakoribb termofil fajoknak a *Rhizomucor pusillus*, a *Thermomyces lanuginosus* és a *Myceliophthora thermophila* bizonyultak. A termofil gombaközösségek mennyiségi viszonyai az erdőállományok talajában szezonális törvényszerűségek szerint alakultak. A fás- és a lágyszárú növények elszáradt és elhalt részeit szintén jelentős számú termofil gomba kolonizálta. Nedveskamrában inkubálva, dúsító tenyésztéssel 8 fás- és 6 lágyszárú növényfaj ágairól, illetve kórójáról 9 termofil gombafajt izoláltunk. A különböző gombacsoportokhoz tartozó fajok között leggyakoribb a *Rhizomucor miehei*, a *Chaetomium thermophilum* és a *Thermomyces lanuginosus* voltak. Valamennyi gombaizolátumból mikrobiológiailag tiszta tenyészetet is készítettünk, és reprezentánsaikat – későbbi vizsgálatok céljára – törzsgyűjteményben helyeztük el.

### Bevezetés

#### Az erdőrezervátumok jelentősége

Az erdőrezervátumok olyan, jogszabályi oltalom alatt álló erdőterületek, amelyek kiterjedt erdőtömb belsejében helyezkednek el; kellően nagy területű és hosszú ideje bolygatlan őserdőszerű állományok. A erdőrezervátumokban a zavartalanul érvényesülő, természetes erdei folyamatok vizsgálata fontos szempont. Mivel a hazai rezervátumok szinte mindegyike korábban gazdasági erdő volt, szerkezetük és működésük jelentősen különbözik a közvetlen emberi behatásoktól mind ez ideig mentes őserdőkétől. Ebből következően arra is törekedni kell, hogy a kutatások során a Földön még megtalálható őserdőről megszerzett ismeretek is felhasználásra kerüljenek (HOCHBICHLER et al. 2000). A gazdasági erdőkben a természetes erdők strukturális és funkcionális elemei többnyire hiányosan találhatók meg. Az erdőrezervátumokban, elvben, a természetes önszabályozás által kialakított és fenntartott, struktúrájában és funkciójában teljes erdő vizsgálható és vizsgálendő is.

A Vár-hegy Erdőrezervátum az Északi-középhegységben, a Bükk délnyugati részén, Egertől 12 km-re található. A területet az Északi-Középhegység nagytáj Bükkvidék középtájának Tárkányi-medence kistájába sorolják. Az erdőrezervátum nyilvántartott területe 339 ha, melyet gazdaságilag kezelt és felhagyott erdők, mészkedvelő cseres-tölgyesek, zárt molyhos-tölgyesek és gyertyános-tölgyesek borítanak. A rezervátum magterülete

három különálló részre tagolódik, melyek a Csák-pilis hegytől a Vár-hegyig észak-észak-kelettől dél-délnyugati irányban terülnek el; teljes kiterjedésük 94,1 ha. Közöttük védőzóna található.

A Vár-hegy Erdőrezervátum ÉK-DNy irányban húzódó hegyvonulatának három, 600 m fölé magasodó csúcsa van. A legalacsonyabb pontja 315 m, a legmagasabb pedig 669 m. Oldalai gyakran 30–60° (átlagosan 20–30°) lejtőszögűek (MAGYAR 2002).

A Vár-hegyet és környékét a földtörténeti középkor legfontosabb üledékei, a különböző korú és kifejlődésű mészkövek alkotják. A fő tömegét triász-kori, ladini-emeleti sötétebb vagy világosabb szürke, tűzköves mészkő (helyenként dolomitbetelepülésekkel), valamint fehér mészkő, vörös kovapala- és tűzkőrétegekkel képezi.

A talajtípusok nagy változatosságot mutatnak. A legnagyobb részt ezek közül a váz-talajok (sziklás, köves váz-talajok), illetve a közethatású erdőtalajok (barna, fekete és vörösayagos rendzina, humuszkarbonát-talaj) teszik ki. Szintén jelentős részt képviselnek a lejtőhordalék talajok, illetve ezeknek bizonyos talajokkal alkotott átmenetei. Ezen kívül legkisebb, de még mindig jelentős arányban barna erdőtalajok (úgy mint barnaföld és agyagbemosódásos barna erdőtalaj) is előfordulnak. A lejtőhordalék-talajoknak ez a nagy területaránya részben a magterület jelentős reliefenergiájából adódó eróziós folyamatoknak, részben pedig a tájhasználatnak köszönhető. Ez utóbbi ad magyarázatot a hegygerincen található lejtőhordalék talajok atipikus elhelyezkedésére is, ugyanis ezek nem mások, mint az egykori tájhasználat következtében kialakult mesterséges képződmények maradványai.

A magterületen jellemzően négy különböző fizikai talajféleség – homokos vályog, vályog, agyagos vályog és agyag, valamint ezek egymással, illetve törmelékkel alkotott számos átmenete – fordul elő. A vályog és az agyagos vályog fizikai féleség, valamint a kettő átmenete dominál a rezervátum magterületén. A vályog és az agyagos vályog fizikai féleség kedvező a legtöbb növény számára, mivel a csapadékvizet viszonylag gyorsan befogadja, és a víz tartósabb tárolására is képes. Ebből kifolyólag a terület talajai többségének vízgazdálkodása kedvező, víztartó képessége jó, vízvezető képessége közepes.

A humuszvastagság értéke barna erdőtalajok esetében általában nem több 15–30 cm-nél, de – különösen mély lejtőhordalék-talajoknál, ahol a szerves anyag felhalmozódása, a kettős biológiai gátlás következményeként, nagyobb mértékű, mint annak mineralizációja – akár 60–120 cm közötti is lehet.

Az alapkőzetben is viszonylag nagy változatosság figyelhető meg, különösen a magterület középső részén. Ezzel együtt az is kitűnik, hogy a mészkő az egyértelműen domináns alapkőzet. Emellett még jelentős mértékben előfordul a lejtőhordalék, illetve az egyéb üledék és a különböző talajképző kőzetek kombinációja, valamint a magterület ÉK-K-i részén található mészmentes metamorf kőzet, amely savanyú talajok kialakulásához vezetett (JUHÁSZ 2006).

## Gombák jelenléte és szerepe a talajban

A talajokból kimutatott gombafajok száma több ezerre tehető. Az ismert talajlakó gombák földrajzi elterjedéséről, biológiai aktivitásáról, ökológiájáról speciális kézikönyvek adnak áttekintést (JAKUCS és VAJNA 2003).

A talaj általában nem optimális élőhely a gombák többsége számára, mégis sok faj alkalmazkodott ehhez az élőhelyhez. Ásványi komponensei nem kedveznek a gombák

talajbani vegetatív növekedésének és a reprodukciónak. A gombák élettevékenységét a talajban képződött vagy a talajba juttatott, illetve került lebontható szerves anyag és a növények gyökérzete teszi lehetővé (CHRISTENSEN 1989).

A talajban élőhelyet találó gombák faji összetételét és aktuális tevékenységét a talaj, mint komplex rendszer fizikai, kémiai, biológiai tulajdonságai (pl. szervesanyag-tartalom, pH, sótartalom, oxigénellátottság, víztartalom, antagonisták mikroorganizmusok jelenléte) határozzák meg (KIDD et al. 2009). A tápanyagforrásoknak döntő szerepük van a rizoszféra gombái faji összetételének és mennyiségének alakulásában. Tápanyagforrásként szolgálnak a gyökerekből a talajba diffundáló szerves anyagok, pl. a vízdoldható cukrok, az aminosavak, a vitaminok, a hormonhatású vegyületek, a fungisztatikus anyagok, valamint az illékony szerves vegyületek. Jelentős tápanyagforrást képeznek a növények gyökerei, az azok folyamatosan növekvő csúcsairól leváló sejtek és a rövid életű (mindössze 1–2 napig élő) gyökérszörök (RITZ és YOUNG 2004, WAINWRIGHT 1992).

A talajlakó gombák többsége tartósan nyugvó állapotban (pl. oospóra, klamidospóra, szklerócium formájában) van. Ezt a nyugvó állapotot a talajban megnyilvánuló általános gátló hatás, valamint a tápanyagok korlátozott mennyisége okozza. E jelenség neve: fungisztázis (HSU és LOCKWOOD 1971). A rizoszférában megnyilvánuló hatások, főleg a tápanyagforrások megjelenése, ezt a gátlást feloldja, a nyugvó képletek, így például az oospórák, klamidospórák csíratömlőt fejlesztenek és megkezdik aktív tevékenységüket.

A termofil gombák a gombáknak elsősorban a minimális, optimális, valamint maximális növekedési hőmérsékleti tartománnyal jellemezhető fiziológiai csoportját alkotják. Utóbb említett hőmérsékleti tartományokban, különösen 50°C fölött a termofil gombák az egyetlen növekedni és szaporodni képes eukarióta élőlények. Következésképpen – egyéb szempontból kedvező élő és élettelen környezeti tényezők fennállása esetén – a niche kitöltésében kizárólagos szerepet játszanak (MOUCHACCA 1997). A magas hőmérsékleten növekedő gombák tudományos vizsgálata 1899-ig nyúlik vissza. TSIKLINSKY (1899) kerti talajból burgonyaszéletre hifomicétát tenyésztett ki 50°C-on. A gombát a későbbiekben kenyéren is tenyésztették 52–53°C-on, amely hőmérséklet termofil körülménynek minősül. TSIKLINSKY ezt a hifomicétát *Thermomyces lanuginosus*-nak nevezte el. Hasonló jelenség játszódott le a többi termofil gomba leírása során is az 1900-as évek első évtizedeiben. Ugyanennek a folyamatnak az eredménye a szakirodalomban megjelent, rendszertanilag nem kellően egyértelmű besorolása ezen csoport néhány tagjának (COONEY és EMERSON 1964). A termofil gombák növekvő gyakorlati jelentősége és a természetes ökoszisztémákban játszott szerepének felismerése, továbbá új izolálási technikák bevezetése azok taxonómiai ismeretének fejlődését is magával vonta (MOUCHACCA 2000; ANASTASI et al. 2005).

## Anyag és módszer

### Mintavétel

A Vár-hegy Erdőrezervátum három erdőállományában (hegyvidéki gyertyános-tölgyes, középhegységi cseres-tölgyes, cserszömörécés karsztbokorerdő) gyűjtöttünk talaj- és avarmintákat. A három időpontban (2009. októberében, 2010. áprilisában, 2010. júliusában) összesen 27 talajmintát vettünk az előírásnak (mintavételi helyenként 20–20 pont-

minta) megfelelően. Avarmintát ősszel (2009-ben), a vegetációs időszak végén 8 fás- és 6 lágyszárú növény elhalt maradványából összesen 48 helyről vettünk. A mintákat steril mintavételi edénybe tettük és a laboratóriumba aseptikus módon szállítottuk.

### **Tenyésztéses vizsgálatok**

A hegyvidéki gyertyános-tölgyes, a középhegységi cseres-tölgyes és a cserszömörécés karsztbokorerdő begyűjtött talajmintáiból homogenizálás után 1,0–1,0 grammot kimértünk, és belőlük steril desztillált vízzel, erős mechanikai rázással, 10-szeres hígítású szuszpenziókat készítettünk. A talajaggregátumok további dezorganizálása céljából a tömény szuszpenziókat 5 perces ultrahangos kezeléssel finomítottuk. Az így kapott szuszpenziókból  $10^2\times$ ,  $10^3\times$ ,  $10^4\times$  és  $10^5\times$  hígításokat készítettünk, a hígítási lépcsőkből pedig 100–100  $\mu\text{l}$ -t 5–5 ismétlésben tápagar-lemezekre szélesztettünk. A termofil gombák egymáshoz képest igen eltérő tápigényére való tekintettel a tenyésztésekhez háromféle (burgonyakivonat–glükóz-agar, malátakivonat-agar és a Martin-féle agar), egymástól nagymértékben eltérő összetételű mikológiai táptalajt alkalmaztunk. Cellulóz-bontó képesség tenyésztéses vizsgálatára alkalmaztuk továbbá a cellulózt egyedüli szénforrásként tartalmazó mikrokristályos cellulózagart. A beoltott táptalajokat  $50^\circ\text{C}$ -os termosztátban 3–5 napig inkubáltuk, naponta ellenőriztük, és három napos korban elkészítettük az első kioltásokat. Az izolátumok rendszertani azonosítása fenotípusos, elsősorban telep- és mikroszkopikus morfológiai tulajdonságok alapján történt. A termotestképzés képessége az ivari folyamatok meglétére vagy hiányára utaló alapvető morfológiai bélyeg (ALEXOPOULOS et al., 1996). Az ivari folyamat hiányakor az illető törzs mitospóráképzésének citomorfológiai módja (konidiumontogéniája), továbbá a mitospórák alakja, mérete, színe stb. volt a legfontosabb szempont a genus szintű határozásban (KIFFER és MORELET 2000). A 2000-ig leírt termofil gombafajok listáját MOUCHACCA (2000) adta közre.

### **Inkubáció nedveskamrában**

A különböző növényfajok elhalt gally-, szár- és levélmaradványait a laboratóriumban steril, desztillált vízzel megnedvesítettük. Nedvesítés után a maradványokat nedveskamrában  $50^\circ\text{C}$ -on inkubáltuk. Az utóbbi szubsztrátumokon megjelenő gombatelep-növekedést naponta regisztráltuk, mikroszkopos és mikrobiológiai tenyésztéses módszerrel vizsgáltuk.

### **Ökofiziológiai tulajdonságok vizsgálata**

A különböző biopolimerek hasznosításának képességét az illető vegyületnek, mint a táptalajba adagolt egyetlen szénforrásnak a jelenlétében való növekedés regisztrálásával vizsgáltuk. A cellulóz, a hemicellulózok (xilán, mannán) és a lignin hasznosításának vizsgálatokor a keletkezett gombabiomasszát, a zsírsavészter (Tween 80) bontásának meghatározásakor a felszabadult zsírsavat vettük figyelembe. A teszteléshez alkalmazott táptalajok összetétele a mikrokristályos cellulózagart alapjával volt azonos; szénforrásként azonban az adott biopolimert alkalmaztuk. A keratinbontás képességét natív keratinanyagon, gőzben sterilizált galambtollon való növekedés képességével teszteltük. A vizsgálata-

tokat minden fajnak a típustörzshöz fenotípusosan legjobban hasonlító reprezentánsával végeztük.

A különböző termofil gombatörzsek növekedésének hőmérsékleti igényét a telepek burgonyakivonat–glükóz-agarra való oltásával vizsgáltuk. A szuszpenzió formájú inokulummal végzett leoltást követően a különböző hőmérsékleten létrejött telepátmérőket 2 és 5 nap inkubációs idő után, 1°C-os intervallumonként regisztráltuk. Növekedési minimumként a legalacsonyabb, maximumként a legmagasabb, még növekedést biztosító hőmérsékletet adtuk meg. Optimumként a legnagyobb telepátmérőt eredményező hőmérsékletet regisztráltuk.

## Eredmények és megvitatásuk

### Termofil gombák mennyisége növénytársulások talajában

Az alkalmazott táptalajok hatékonysága, eltérő összetételükből adódóan, erdőállományonként különböző volt. Legtöbb telep mindhárom vizsgált erdőállományban a burgonyakivonat–glükóz-agar és a malátakivonat-agar táptalajokon nőtt ki: a hegyvidéki gyertyános-tölgyes talajából  $2,2 \times 10^3$  és  $2,9 \times 10^3$ , a középhegységi cseres-tölgyes talajából  $3,5 \times 10^3$  és  $4,5 \times 10^3$ , a cserszömörécés karsztbokorerdő talajából pedig  $7,8 \times 10^3$  és  $4,1 \times 10^3$  telepképző egység (CFU)/g volt a kapott érték. A különböző tápagarokon a kitenyészett fajok száma is eltérő volt, mindhárom talajból a legdiverzebb telepegyüttes burgonyakivonat–glükóz-agaron, a legkevesebb teleptípus pedig a Martin-féle agaron jelent meg. A mikrokristályoscellulóz-agaron lényegében csak a cellulózt bontani képes fajok telepei tudtak növekedni (1. ábra).

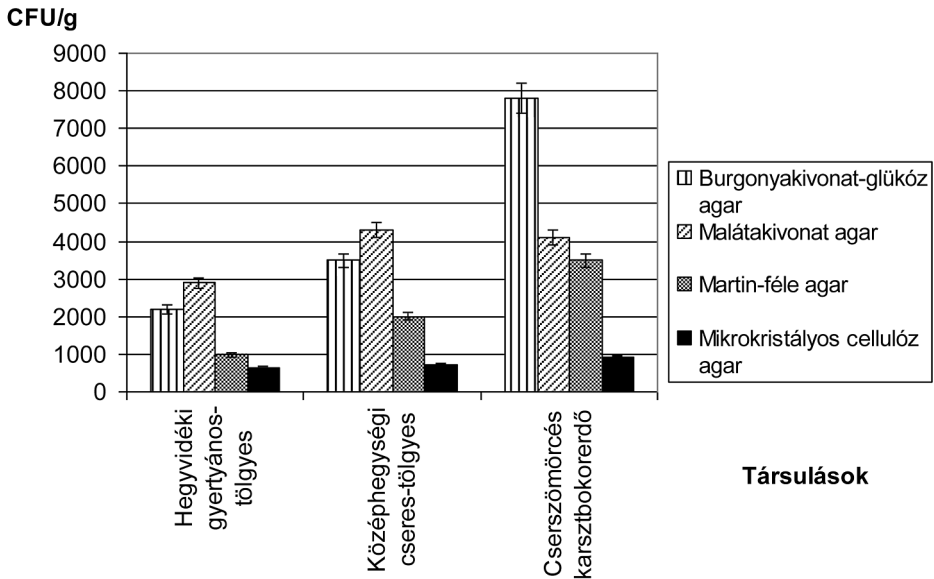
Eredményeink figyelemre méltóak, hiszen az erdőrezervátumok talaja viszonylag kevés antropogén hatásnak van kitéve. Következésképpen nagy a valószínűsége, hogy a szóban forgó talajok – bár igen minimális mennyiségben – tartalmazzák a termofil gombák kitartósejtjeit.

A cserszömörécés karsztbokorerdő talajában viszonylag nagy mennyiségű termofil gomba jelenlétét tapasztaltuk. A jelenség háttérben több tényező hatása valószínűsíthető. Egyrészt az állomány rendszertalaja szerves anyagban gazdagabb, mint a másik két vizsgált állományé, másrészt a fokozott oxigénigényű termofil gombák számára feltételezhetően előnyös, hogy a három közül a legkevésbé kötött talajról van szó. Harmadrészt az eredmény hozzájárul annak a tévhitnek a cáfolásához, mely szerint a fonalas gombák spóráképzése savanyú közegben nagyobb mértékű. (Meszes rendzínáról lévén szó, a többi talajgombákéhoz hasonlóan, a termofil gombák szaporítóképletei is nagyobb arányban termelődnek). Végül egy közvetlen bizonyíték nélküli, de óhatatlanul megszülető feltételezés: a cserszömörécés karsztbokorerdő eleve a melegebb klímájú, déli kitettséggel rendelkező oldalon alakult ki, így mikrobiótája is nagyobb arányban áll melegekedvelő fajokból.

Mindhárom erdőállomány talajában a termofil gombák mennyisége jól jellemezhető szezonális mintázatot mutatott (2. ábra). A tavasszal vett talajmintákból viszonylag kevés,  $8,0 \times 10^1$ – $8,2 \times 10^2$  CFU/g termofil gombát tudunk kitenyészteni. A júliusban vett mintákban, elsősorban a magasabb talajhőmérséklet következtében, mindhárom erdőállományban jelentősen több termofil gombaelem jelent meg, számuk grammonként a hegyvidéki gyertyános-tölgyesben  $7,8 \times 10^2$ , a középhegységi cseres-tölgyesben pedig  $9,4 \times 10^2$  volt.

A termofil gombák kiugróan magas értékét ( $9,5 \times 10^3$  CFU/g) találtuk viszont júliusban a déli kitétségű, erősen napsütötte cserszömörccés karsztbokorerdő talajában és az őszi mintavételkor a hegyvidéki gyertyános-tölgyes ( $2,2 \times 10^3$  CFU/g), továbbá a középhegységi cseres-tölgyes ( $3,5 \times 10^3$  CFU/g) állományaiban. És, bár a cserszömörccés karsztbokorerdő talaja termofil gombáinak mennyisége ( $7,8 \times 10^3$  CFU/g) ősszel jelentősen felülmúlta a másik két társulásban mért megfelelő értéket, a júliusi extrém csúcshoz képest mégis csökkenést jelentett.

1. ábra Termofil gombák telepszáma erdei ökoszisztémák talajából különböző mikológiai tápagarokon  
Figure 1. Colony forming units of thermophilic fungi in the soils of forest ecosystems on different mycological media

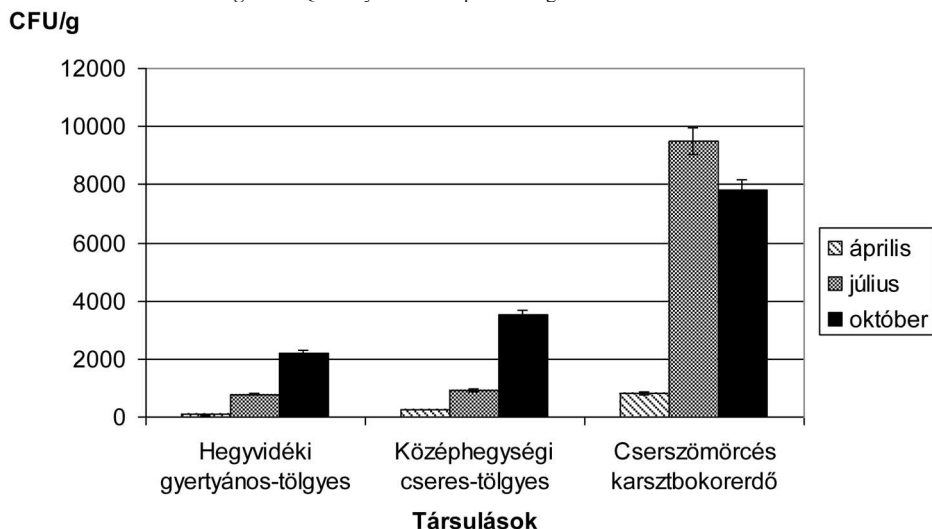


Az áprilisi mintákból kitenyészett telepek alacsony száma megbízható ökológiai következtetést ugyan nem tesz lehetővé, de – feltételezhetően az alacsony telepszámból adódóan – egy-két „hidegtűrő” faj megjelenését észlelhettük. Kiterjedt lombkoronaszinttel jellemezhető állományokban, így a hegyvidéki gyertyános-tölgyesben és a középhegységi cseres-tölgyesben az őszi minták tenyésztési maximuma a meleg késő nyáron keletkezett spórák, mint kitartóképletek tömegével magyarázható. A termofil gombáknak a cserszömörccés karsztbokorerdő talajából való kiugróan magas nyári maximumot mutató megjelenése feltételezhetően azzal függ össze, hogy záródó lombkoronaszint hiányában a talaj itt ebben az évszakban ténylegesen felforrósodik.

A Vár-hegy Erdőrezervátum három növénytársulását képviselő három erdőállomány talajából különböző évszakokban nyert, összesen 245 termofil gombaizolátum fenotípusos tulajdonságai alapján 7 izolátumtípust (7 fajt) képviselt (1. táblázat). Kettő ezek közül előfordult mindhárom társulásban, másik kettő két, a maradék három pedig csak egy-egy talajból volt izolálható.

2. ábra Termofil gombák mennyisége a különböző évszakokban

Figure 2. Quantity of thermophilic fungi in different seasons



Az erdőállományok talajából nyert 5–7 termofil gombafaj ökofiziológiai tulajdonságai alapján valamennyi termofil gombaközösség diverz fajegyüttesnek minősíthető. Ehhez vegyük hozzá azt a tényt, hogy a gombavilágnak 2 külön divízióját képviselték, továbbá azt, hogy a jelenleg összesen ismert mintegy 50 termofil gombafajnak körülbelül 20%-a a vizsgálataink helyszínéről, azaz viszonylag kis területről előkerült. Eredményeink által is igazolva látjuk azt az ökológiai tételt, hogy a rendelkezésre álló niche-t az élővilág legkülönbözőbb köreihez tartozó fajok viszonylag hamar betöltik.

1. táblázat Termofil gombafajok jelenléte a vár-hegyi erdőállományok talajában

(Mikológiai tenyésztéses vizsgálat; 2009. október, 2010. április, 2010. július)

Table 1. Presence of thermophilic fungi in soils of forest sites of Vár-hegy

(Microbiological culturing; October 2009, April 2010, July 2010)

Fajnév	Erdőállomány		
	Hegyvidéki gyertyános-tölgyes	Középhegységi cseres-tölgyes	Cserszömörccés karsztbokorerdő
<i>Acremonium thermophilum</i>	-	3	-
<i>Myceliophthora thermophila</i>	18	14	-
<i>Paecilomyces sp.</i>	-	-	37
<i>Rhizomucor pusillus</i>	7	13	10
<i>Scytalidium thermophilum</i>	-	2	6
<i>Talaromyces sp.</i>	19	-	-
<i>Thermomyces lanuginosus</i>	23	31	62

## Avarlakó termofil gombák

A Vár-hegy Erdőrezervátum cserszömörccés karsztbokorerdejének állományában ősszel gyűjtött 14 növényfaj lombavar- és szármaradványmintájából összesen 161 termofilgomba-izolátumot nyertünk, melyek fenotípusos tulajdonságaik alapján kilenc faj között oszlottak meg (2. táblázat) (3. ábra). A két leggyakoribb fajba, a *Thermomyces lanuginosus*-ba és a *Chaetomium thermophilum*-ba 47, illetve 42 izolátum tartozott.

Alapul véve azt a hipotézist, hogy a természetes ökoszisztémákban a szaprotróf gombák túlnyomó többségének a talaj a rezervoárja, meglepőnek kell tekintenünk, hogy vizsgálataink során az avarból több termofil gombafaj tenyésztett ki, mint a talajból. Az eredmény okát abban látjuk, hogy – bár a talaj valóban rezervoárja a termofil gombafajoknak is – mennyiségük ott a mikrobiológiai tenyésztés kimutathatósági határa ( $10^2$  CFU/g) alatt lehetett. További okként szerepelhet az avar időnkénti felmelegedése is. A termofil gombák mennyiségére és a közösségek fajösszetételére vonatkozó eredményeink többségükben tenyésztési mikrobiológiai módszerrel születtek. Ezen fajok felfokozott anyagcseréjéből következően a szükséges tenyésztési idő nagymértékben lerövidül, ami a tenyésztési munka hatékonyságát növeli. A populációikban meglevő elégséges egyedszám, a kellően reprezentatív értékű fajszám, a termőhelynek megfelelő ökofiziológiai potenciál, párosulva az alkalmazható módszerek előnyeivel, valószínűsíti a feltételezésünket, mely szerint érdemes további bizonyítékokat szerezni arra vonatkozóan, hogy a természetes ökoszisztémák termofil gombaközösségei használható indikátorok lesznek az illető termőhely teljes szaprotróf mikótáját jellemző biodiverzitás megállapítása során.

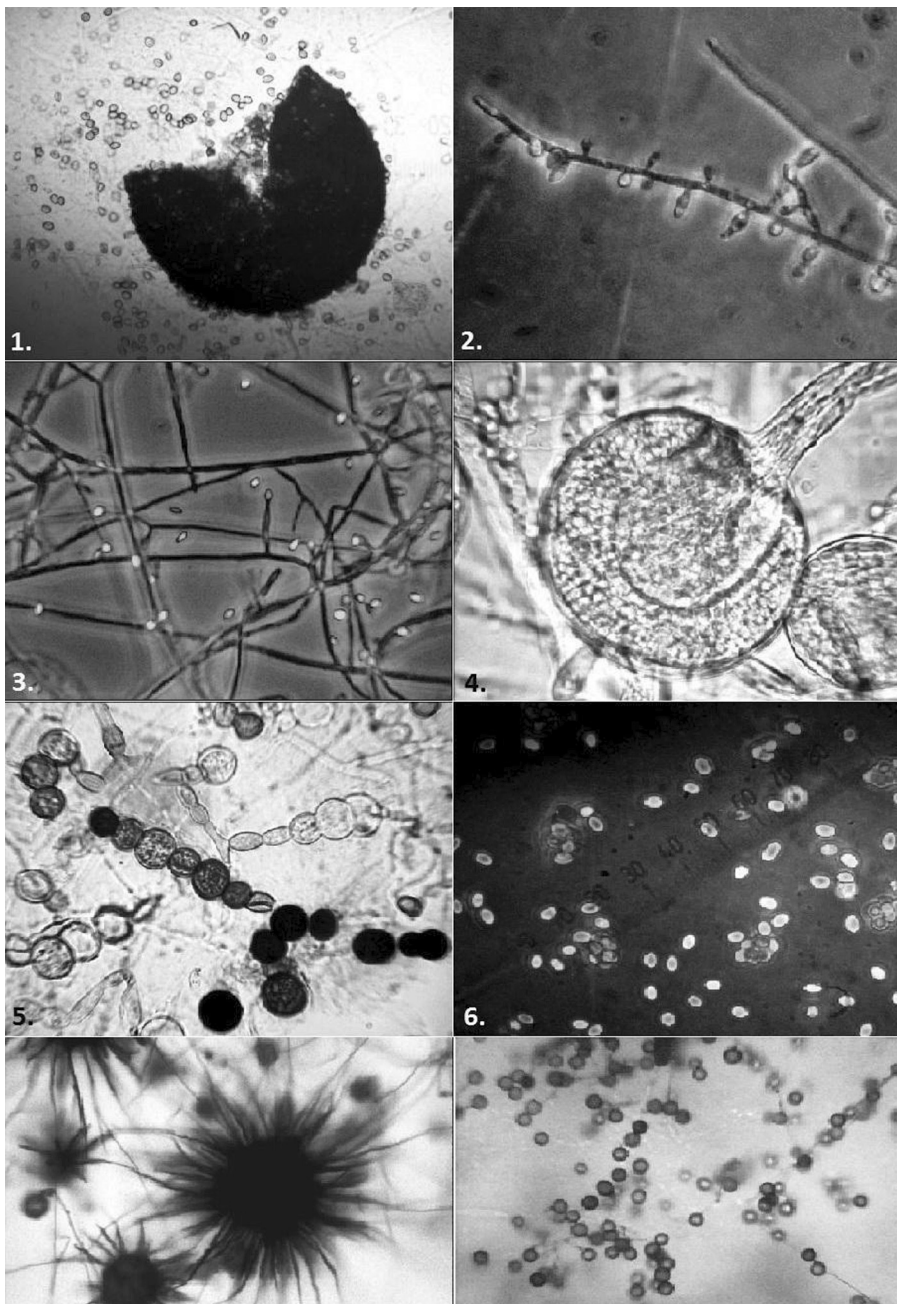
2. táblázat Avarról izolált termofil gombafajok előfordulási gyakorisága  
Table 2. Incidence of thermophilic fungi isolated from litter

Faj	Izolátumok száma	Gyakoriság (%)
<i>Thermomyces lanuginosus</i>	47	29,2
<i>Chaetomium thermophilum</i>	42	26,1
<i>Rhizomucor pusillus</i>	21	13,1
<i>Paecilomyces</i> sp.	17	10,6
<i>Rhizomucor miehei</i>	16	9,9
<i>Thermoascus aurantiacus</i>	10	6,2
<i>Malbranchea cinnamomea</i>	5	3,1
<i>Melanocarpus albomyces</i>	2	1,2
<i>Talaromyces</i> sp.	1	0,6

## A termofil gombatörzsek ökofiziológiai tulajdonságai

Az erdőrezervátum talajaiból és az avarmintákból izolált termofil gombatörzsek ökofiziológiai tulajdonságai között a különböző irányú katabolikus aktivitásokat tartottuk legjelentősebbeknek. Többségük nagy aktivitással bontotta a legerjedtebb növényi vázanyag, a lignocellulóz komponenseit. A vizsgált törzsek többsége, a *Rhizomucor pusillus* kivételével, jól vagy igen jól növekedett a cellulózt egyedüli szénforrásként tartalmazó,

3. ábra Az izolált termofil gombák termőtestjei és konidiumképzése. 1. *Melanocarpus albomyces*, 2. *Myceliophthora thermophila*, 3. *Acremonium thermophilum*, 4. *Rhizomucor pusillus*, 5. *Scytalidium thermophilum*, 6. *Thermoascus aurantiacus*, 7. *Chaetomium thermophilum*, 8. *Thermomyces lanuginosus*  
 Figure 3. Fruiting bodies and conidiophores of the isolated thermophilic fungi. 1. *Melanocarpus albomyces*, 2. *Myceliophthora thermophila*, 3. *Acremonium thermophilum*, 4. *Rhizomucor pusillus*, 5. *Scytalidium thermophilum*, 6. *Thermoascus aurantiacus*, 7. *Chaetomium thermophilum*, 8. *Thermomyces lanuginosus*



úgynevezett mikrokristályos-cellulóz agaron. Valamennyi vizsgált törzs, a cellulózhoz hasonlóan egyedüli szénforrásként hasznosította a hemicellulózoikat, azaz a xilánt és a mannánt is. A vizsgált törzsek többsége lignin bontására is képes volt, közülük a *Malbranchea cinnamomea*, a *Myceliophthora thermophila* és a *Talaromyces* sp. a lignint egyetlen szénforrásként tartalmazó tápagaron különösen erős ligninbontónak bizonyult. Tween-80 tartalmú tesztagaron tenyésztéssel vizsgálva valamennyi törzs zsírsavbontásra képesnek bizonyult. A *Rhizomucorok* mellett kiemelkedő volt ebből a szempontból a *Myceliophthora thermophila* és a *Thermomyces lanuginosus*. A Petri-csészés nedveskamrás tenyésztéssel, sterilizett galambtoll in situ bontásával tesztelt keratinbontó képességet 2 fajnál alacsonynak, az *Acremonium thermophilum* és a *Thermoascus aurantiacus* törzsek esetében közepesnek, a *Myceliophthora thermophila* esetében pedig erősnek regisztrálhattuk (3. táblázat).

A vizsgált 12 faj növekedési hőmérsékleti optimumai 46 és 51°C között voltak, növekedésük felső határa pedig 55 és 59°C közé esett.

A benomil nevű fungicidvegyület 100 ppm koncentrációja a táptalajban valamennyi törzs növekedését totálisan gátolta, vagyis a vizsgált fajok közül egy sem tartozhatott az erdei ökoszisztémákban egyébként uralkodó Basidiomycota divízióba.

A 12 termofil gombafaj ökofiziológiai tulajdonságai széles spektrumú szervesanyag-lebontó szerepet jeleznek. Ezt igazolja, hogy mind az Ascomycota divízió tagjai, mind a biológiailag hozzájuk tartozó konídiumos fajok a növényi vázanyag szénhidrátokat képviselő cellulózt, xilánt és mannánt könnyen és nagy sebességgel képesek voltak bontani. Bizonyos mértékig alacsonyabb arányú és mértékű, mindemellett széles körű ligninbontó képességet tapasztaltunk a vizsgált fajoknál. A biomassza-lebontás jelentős lépésének, az észterlipidok hidrolitikus bontásának – vizsgálati eredményeink tanúsága szerint – a termofil gombák feltétlenül főszereplői; természetesen magas hőmérsékletekkel jellemezhető niche-ekben, pl. a komposztálás termofil szakaszában válik ez uralkodó folyamattá. A szárazföldi gerincesek kultakarójául szolgáló vázfehérjét, a keratint, a mezofil lebontó szervezetek közül csak igen kevesek és azok is csak térben korlátozott módon képesek lebontani. Eredményeink, miszerint két termofil gombafajunk közepes mértékben, egy pedig erősen volt képes bontani a keratint, hozzájárulnak azon komposztálások kivitelezhetőségéhez, ahol a vágóhídi vagy a kommunális hulladékban keratin is nagy mennyiségben jelen van. Növekedési hőmérsékleti igényük következtében a különböző biotópokban csak kis arányban vannak ugyan jelen, viszonylag hosszan perzisztáló exoenzimjeik aktivitása azonban szerepüket még természetes ökoszisztémákban is növeli.

Tiszta tenyészeik rendkívül erős cellulóz-, hemicellulózs- és lipidbontó tulajdonságukból következően a hulladékgazdálkodásban egyre nagyobb teret nyerő komposztálás oltóanyagaként a jövőben várhatóan szerepet kapnak.

3. táblázat Erdőállományok talajából és avarról izolált termofil gombatorzsek ökofiziológiai jellemzői  
 Table 3. Ecophysiological characteristics of fungal strains isolated from soils and litter of forest sites

Gombafaj (izolátumszám)	Katabolikus aktivitás (bontás)						Növekedési hőmérséklet (°C)			Benomil érzékenység
	1	2	3	4	5	6	min.	optimum	max.	
<i>Acremonium thermophilum</i> (T198)	+	+	+	-	++	++	25	46	58	+++
<i>Chaetomium thermophilum</i> (Tb082)	+++	++	++	++	+	-	27	50	58	+++
<i>Malbranchea cinnamomea</i> (Tb064)	+	+	+	+++	++	+	41	48	52	+++
<i>Melanocarpus albomyces</i> (Tm049)	++	++	++	+	+	-	26	49	57	+++
<i>Myceliophthora thermophila</i> (T123)	+++	+++	+++	+++	+++	+++	26	50	56	++
<i>Paecilomyces</i> sp. (T147)	+++	+++	+++	++	++	-	25	47	56	+++
<i>Rhizomucor miehei</i> (Te021)	+	+	++	++	+++	-	20	48	55	+++
<i>Rhizomucor pusillus</i> (Tb102)	-	+	+	++	+++	-	27	51	57	+++
<i>Scytalidium thermophilum</i> (T126)	+++	+++	+++	+	+	-	39	51	57	+++
<i>Talaromyces</i> sp. (Te012)	+++	+++	+++	+++	++	-	27	47	58	+++
<i>Thermoascus aurantiacus</i> (Tb011)	+	++	++	++	++	++	22	51	55	+++
<i>Thermomyces lanuginosus</i> (Tb116)	++	+++	+++	+	+++	+	34	48	59	+++

1: cellulóz, 2: xilán, 3: mannán, 4: lignin, 5: zsírsav-észter, 6: keratin  
 (+++: erős; ++: közepes; +: gyenge; -: nincs)

### Köszönetnyilvánítás

Kutatásunkat a Jedlik Ányos Program 07-A2-130 számú, Biokomp4 azonosító jelű projekt támogatásával végeztük. Köszönjük Horváth Ferenc tudományos munkatársnak és Dr. Mázsa Katalin osztályvezetőnek az erdőrezervátumok ismeretéhez és a Vár-hegy Erdőrezervátumban végzett gyűjtőmunkánkhoz nyújtott segítségüket. Köszönjük továbbá Erdős Brigittának a kitűnő technikai segítséget.

### Irodalom

- ALEXOPOULOS, C. J., MIMS, C. W., BLACKWELL, M. 1996: Introductory Mycology, John Wiley & Sons, Inc., New York. p. 632.
- ANASTASI, A., VARESE, G. C., MARCHISIO, V. F. 2005: Isolation and identification of fungal communities in compost and vermicompost. *Mycologia*, 97: 33–44.
- CHRISTENSEN, M. 1989: A view of fungal ecology. *Mycologia*, 81: 1–19.
- COONEY, D. G., EMERSON, R. 1964: Thermophilic fungi: An account of their biology, activities and classification. W. H. Freeman, San Francisco, p. 188.
- HOCHBICHLER, E., O’SULLIVAN, A., VAN HEES, A., VANDEKERKHOVE, K. 2000: COST Action E4: Forest reserves research network. WG2 „Recommendations for data collection in forest reserves, with an emphasis on regeneration and stand structure” In: European Communities: *EUR 19550. COST Action E4. Forest reserves research network*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 135–181.
- HSU, T. S., LOCKWOOD, J. L. 1971: Responses of fungal hyphae to soil fungistasis. *Phytopathology*, 61: 1355–1362.
- JAKUCS E., VAJNA L. 2003: Mikológia, Agroinform Kiadó, Budapest, p. 477.
- JUHÁSZ P. 2006: Termőhely-térképezés a Várhegyi-erdőrezervátum területén. Diplomamunka NYME-EMK, Sopron, p. 74.
- KIDD, P., BARCELÓ, J., BERNAL, M. P., NAVARI-IZZO, F., POSCHENRIEDER, C., SHILEV, S., CLEMENTE, R., MONTERROSO C. 2009: Trace element behaviour at the root-soil interface: Implications in phytoremediation. *Environmental and Experimental Botany*, 67: 243–259.
- KIFFER, E., MORELET, M., 2000: The Deuteromycetes. Classification and generic keys. Science Publisher INC., Enfield, p. 273.
- MAGYAR ZS. 2002: Lombkorona-szerkezet légifelvételeken alapuló vizsgálata erdőrezervátumban. Diplomamunka. NYME-EMK, Sopron, p. 69.
- MOUCHACCA, J. 1997: Thermophilic fungi: biodiversity and taxonomic status. *Cryptogamie, Mycologie* 18: 19–69.
- MOUCHACCA, J. 2000: Thermophilic fungi and applied research: a synopsis of name changes and synonymies. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 16: 881–888.
- RITZ, K., YOUNG, I. M. 2004: Interactions between soil structure and fungi. *Mycologist*, 18: 52–59.
- TSIKLINSKY, P. 1899: Sur les mucédinées thermophiles. *Annales de l’Institut Pasteur, Paris*, 13: 500–505.
- WAINWRIGHT, M. 1992: The impact of fungi on environmental biogeochemistry. In Carroll, G. C., Wicklow, D. T. (1992) (eds.) *The fungal community: its organisation and role in the ecosystem*, Marcel Dekker, New York, 601–618.

TERMOPHILIC FUNGAL COMMUNITIES IN SOILS AND LITTER  
OF FOREST RESERVATION OF VÁR-HEGY

M. KÓSA-KOVÁCS<sup>1</sup>, F. SEBŐK<sup>1</sup>, S. SZOBOSZLAY<sup>1</sup>, B. KRISZT<sup>1</sup>, C. DOBOLYI<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management,  
Department of Environmental Protection and Safety  
H-2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: sebok.flora@kti.szie.hu

<sup>2</sup>Regional University Centre of Excellence in Environmental Industry  
Based on Natural Resources  
H-2100 Gödöllő, Páter K. u. 1.

**Keywords:** fungal communities, forest reservation, thermophilic fungi, soil fungi

The soils of three forest sites were examined by quantitative microbiological culturing, with the use of four mycological media at 50°C. From the soil of the association *Quercetum petraeae-cerris* and *Carici pilosae-Carpinetum* we pointed out 10<sup>2</sup>-10<sup>3</sup> CFU/g fungal elements. In the rendzina soil of *Cotinetum-querquetum pubescentis* requiring warmer climate, according to our investigations, 10<sup>3</sup>-10<sup>4</sup> CFU/g thermophilic fungi live. *Rhizomucor pusillus*, *Thermomyces lanuginosus* and *Myceliophthora thermophila* occurred as the most common species. The populations of thermophilic fungi showed a definite seasonality in soils of the different forest sites. The residual parts of different herbaceous and arboreal plants were colonised by several thermophilic fungal species. Incubating them in wet chamber we obtained nine thermophilic species on the surface of twigs. The most common species belonging to different taxons were *Rhizomucor miehei*, *Chaetomium thermophilum* and *Thermomyces lanuginosus*. We made axenic cultures into a culture collection for further investigations.



## ORIVS VIRÁGPOLOSKA FAJOK (HETEROPTERA: ANTHOCORIDAE) ELŐFORDULÁSÁT BEFOLYÁSOLÓ TÉNYEZŐK VIZSGÁLATA A JÁSZSÁGI PAPRIKAHAJTATÓ KÖRZETBEN

VERES Andrea<sup>1</sup>, KOTÁN Attila<sup>1</sup>, FETYKÓ Kinga<sup>2</sup>, OROSZ Szilvia<sup>3</sup>, SZALAI Márk<sup>1</sup>,  
Otto STEFAN<sup>4</sup>, Bohan DAVID<sup>5</sup>, Claire LAVIGNE<sup>6</sup>, TÓTH Ferenc<sup>1</sup>

<sup>1</sup>SzIE, Növényvédelmi Intézet

2100 Gödöllő, Páter K. út 1., e-mail: veres.andrea@mkk.szie.hu

<sup>2</sup>Növényvédelmi Intézet, ATK MTA, 1525 Budapest, Pf. 102.

<sup>3</sup>Nemzeti Élelmiszerlánc-biztonsági Hivatal,

Növény-, Talaj- és Agrárkörnyezet-védelmi Igazgatóság, 1118 Budaörsi út 141–145.

<sup>4</sup>CNR, Institute of Agro-Environmental and Forest Biology

Viale dell Università 16, 35020 Agripolis, Legnaro (PD), Olaszország.

<sup>5</sup>INRA, UMR 1347 Agroécologie, AgroSup/INRA/uB, pôle Ecolour

17 rue Sully, BP 86510, 21065 Dijon, Franciaország

<sup>6</sup>INRA, UR 1115 Plantes et Systèmes de culture Horticoles

F-84000 Avignon, Franciaország

**Kulcsszavak:** élőhely, GIS, hajtattott paprika, tripsz, biológiai növényvédelem,

**Összefoglalás:** A hajtattott paprikán károsító tripszek (nyugati virágtipsz, *Frankliniella occidentalis*, dohánytripsz, *Thrips tabaci*) ellen hatékony biológiai védekezési módszer a kereskedelmi forgalomban lévő *Orius* ragadozó poloskák alkalmazása. Az őshonos *Orius* fajok azonban spontán is betelepülhetnek a külső környezetből a termesztő-berendezésekbe. Kutatásunk során azokat a tényezőket vizsgáltuk, amelyek befolyásolhatják az *Orius* fajok előfordulását a tájban; azt feltételeztük, hogy ha nem véletlenszerűen fordulnak elő, akkor ott gyakoribbak, ahol több a feltermesztetes élőhely. Kiegészítő módszertani vizsgálatot is végeztünk, melynek alapján a bürköt (*Conium maculatum* L.) megfelelőnek tartottuk az *Orius* populáció táji léptékű vizsgálatához. Megállapítottuk, hogy a biológiai növényvédelem szempontjából jelentős *O. niger* a meleg 2007-es évben a tájnak azon a részén csoportosult, ahol kevesebb feltermesztetes terület volt. Mindebből arra következtettünk, hogy a telelést követő tenyészidőszakban az extenzíven művelt mezőgazdasági táblák nyújtják a fő táplálkozási és szaporodási lehetőséget, így ezek élőhely-minősége is meghatározó, annak ellenére, hogy a feltermesztetes területek jelentősek az *Orius* fajok számára, mivel ott vészeltetik át azokat az időszakokat, amikor a mezőgazdasági táblák nem megfelelő élőhelyek számukra (pl.: téli időszak, betakarítás, talajművelés, kaszálás). A termelők szempontjából fontos, hogy az *Orius* fajok betelepülésére elsősorban a meleg évszakokban lehet számítani, illetve, hogy az extenzíven művelt területek közelsége előnyös.

### Bevezetés

Magyarországon a hajtattott paprika egyik kiemelt termesztési körzete a Jászság, ahol elsősorban családi vállalkozásokban, kisüzemi körülmények között folyik a termesztés, általában konvencionális növényvédelmi technológiával. A fóliasátrak belterületen vagy a szántóföldek közelében találhatóak. A paprikán károsító tripszek (nyugati virágtipsz, *Frankliniella occidentalis*, dohánytripsz, *Thrips tabaci*) elleni védekezés egyik hatékony módszere a biológiai védekezés, azaz elsősorban kereskedelmi forgalomban lévő *Orius* ragadozó poloskák, *O. laevigatus* és *O. majusculus* kijuttatása (Ocskó 2010). Az őshonos *Orius* fajok azonban a környezetből spontán is betelepülhetnek a termesztőberendezésekbe (Bosco et al. 2008, BÁN et al. 2009), ezért fontos az *Orius* fajokat biztosító forrás élőhelyek szerepének tisztázása.

Az *Orius* fajok leggyakrabban virágzó növényeken fordulnak elő, ahol ízeltlábúakat és a virágport fogyasztanak (PÉRICART 1972, RÁCZ 1989). Terjedésükről viszonylag kevés irodalmi adat áll rendelkezésre, a diszperziós távolságot is csak becsülni tudjuk. Általában mobil fajok, az irodalom kivételként említi az *O. minutus* nőtényeket, melyek a hímekkel ellentétben nem szívesen repülnek, vagy csak alacsonyan (1–3 m) és kis távolságra (SOUTHWOOD 1960). Aktívan keresik fel a fertőzési góccokat, de a zsákmányállatok kis egyedszáma esetén hamar el is hagyják azokat (MONTSERRAT et al. 2004). A szabadban élő *Orius* egyedek, szemben a laboratóriumban tenyésztett fajtársaikkal, képesek felismerni a tripszszel fertőzött növény által kibocsátott illatanyagokat (CARVALHO et al. 2011), emiatt jelentőségük is a felszaporodott kártevő-populáció csökkentésében lehet, nem a megelőzésben. Nem csak a ragadozók, hanem a zsákmányállataik viselkedését is befolyásolják az illatanyagok. VENZON et al. (2000) kimutatták, hogy a tripsz lárvák elmenekülnek, ha olyan *Orius* egyedek vannak a közelben, melyek korábban tripszeket fogyasztottak, a kizárólag pollennel táplált *Orius* egyedek jelenlétére azonban nem reagálnak, így különböztetve meg a számukra veszélyes ragadozót az ártalmatlantól.

A jászági paprikatermesztő körzetben, a fóliasátrakban és a környezetükben is az *O. niger* fordul elő a legnagyobb egyedszámban (VERES et al. 2008, BÁN et al. 2009, BÁN és TÓTH 2009, VERES et al. 2010a). Az *O. niger* előszeretettel fogyasztja a nyugati virágotripszet és a dohánytripszet (DELIGEORGIDIS 2002), amelyeket előnyben részesít az atkákkal szemben, ellentétben a szintén gyakori *O. minutus*-szal (FATHI 2009). Az *Orius* fajok jól tűrik a zavarást, almaültetvényben egyedszámukat nem a növényvédelmi stratégia, hanem a takácsatkák egyedszáma határozza meg (JENSER et al. 2006). Szabadföldi paprikán inszekticides kezeléseket alkalmazva is azt tapasztalták, hogy az *O. insidiosus* rövid időn belül újra megtelepült (RAMACHANDRAN et al. 2001). A művelés intenzitásának táji léptékben is hatása van az *Orius* populációra (WHALON és CROFT 1986). Egy intenzív almatermesztő körzetben és egy extenzív szántóföldi növénytermesztő körzetben (USA) konvencionális és felhagyott almaültetvényeket mintázva azt tapasztalták, hogy az *Orius* egyedek nagyobb egyedszámban voltak jelen az extenzív régióban, sőt az extenzív régió konvencionális ültetvényeiben mért egyedszám is nagyobb volt, mint amit az intenzív régió felhagyott ültetvényeiben mértek.

A nőtények ott raknak tojást, ahol táplálkoznak, nem keresnek külön erre alkalmas élőhely-foltot. Egy élőhelyen belül azonban azokat a növényeket választják tojásrakásra, amelyeknek vékony az epidermisze, így a fiatal lárvák az ilyen növényi szövetekből könnyebben jutnak táplálékhoz (LUNDGREN et al. 2008, LUNDGREN et al. 2009). A megtermékenyített nőtények telelnek át avarban vagy más védett helyen, elsősorban a kevésbé bolygatott féltermészetes élőhelyeken (PÉRICART 1972). GYÖRFFY (1977) szerint a hazai *Orius* fajok tavasszal a tábla szegélynövényzetén táplálkoznak, egyedszámuk kicsi, majd innen repülnek át a paprikára (meleg időjárás esetén már júniusban), ahol tovább szaporodnak. Az első kifejlett generáció imágó egyedei tehát migrálnak, a második generáció lárvái pedig július közepén kelnek ki a kultúrnövényen. Gyomszegélyek és az adott kultúrában előforduló gyomok is hatással vannak az *Orius* populációra. ATAKAN (2010) nagyobb imágó és nimfa egyedszámot mutatott ki gyomos parcellában, illetve szegély jelenlétében, mint gyommentesben, ahol a szegélyt is beszántották.

Az élőhelyek minősége mellett a klimatikus viszonyok is befolyásolják az *Orius* fajok populációját, mivel a termékenység, a generációs idő és az egy szezonban kifejlődő generációk száma nagyban függ a hőmérséklettől és a fotoperiódustól (RÁCZ 1989, SAULICH és

MUSOLIN 2009). E tekintetben az *O. niger* és az *O. minutus* faj biológiája valamelyest eltér egymástól. Az *O. minutus* egyedfejlődése a többi *Orius* fajjal ellentétben kevésbé függ a hőmérséklettől, mint a fotoperiódustól (SAULICH és MUSOLIN 2009), az *O. niger* generációs ideje viszont lerövidül, a nemzedékek száma pedig megnő a magasabb hőmérséklet hatására. RÁCZ (1989) továbbá megállapította, hogy mennyiségi összefüggés van az *Orius* imágók és lárvák egyedszáma, valamint a kukoricatáblában mért összes ízeltlábú egyedszáma között, illetve mindkettő függ a hidrotermikus hányadostól, tehát az évjáráthatás alatt a táplálék mennyiségét és a klimatikus viszonyokat együttesen érthetjük.

Az *Orius* fajok ökológiájának ismeretében tehát feltételezhető, hogy a féltermészetes területek befolyásolják a populációjukat táji léptékben. Több tanulmány igazolta, hogy a kártevők természetes ellenségei nagyobb egyedszámban fordulnak elő a termesztett kultúrákban, és hatékonyabban csökkentik a kártevőket, ha a féltermészetes élőhelyek (MÉTA, Magyarország Élőhelyeinek Térképi Adatbázisa) aránya nagyobb a tájban (BIANCHI et al. 2006, TSCHARNTKE et al. 2007, VERES et al. 2010b, VERES et al. 2011). Feltételeztük, hogy a fenti megállapítások az *Orius* fajokra is igazak, azaz (1) nem véletlenszerűen fordulnak elő a környezetben, hanem (2) ott gyakoribbak, ahol több a féltermészetes élőhely. A táji léptékű vizsgálat mellett kiegészítő vizsgálatot is végeztünk azzal a céllal, hogy módszertani szempontból értékeljük a bürökről (*Conium maculatum* L.) történő gyűjtést.

## Anyag és módszer

### Táji léptékű vizsgálat

Az *Orius* egyedeket foltos bürök (*Conium maculatum* L.) virágzatáról gyűjtöttük öt szomszédos járszági település területén (Boldog, Jászfényszaru, Jászfelsőszentgyörgy, Pusztamonostor és Szentlőrincváta, VERES et al. 2010a). A növényeket véletlenszerűen választottuk ki a közutak mentén, legalább 200 m távolságot tartva a mintavételi pontok között. A mintavételi helyek koordinátáit GPS-szel rögzítettük. A gyűjtéseket 2007-ben, a foltos bürök virágzásához időzítve három napon keresztül végeztük (2007. június 18–20.). 2007-es év szélsőségesen meleg, a tél pedig kifejezetten enyhe volt (évi átlaghőmérséklet 11,75°C BIHARI et al. 2008). Összesen 138 mintát gyűjtöttünk. A mintavételi egység pontonként egy növény volt, melynek virágzatáról az ízeltlábúakat fűhálóba, illetve annak aljára szerelt fiolába ráztuk. Az abban összegyűlt ízeltlábúakat etil-alkohollal tartósítottuk, később sztereo-mikroszkóp alatt kiválogattuk, majd az *Orius* imágókat fajszinten meghatároztuk.

Az elemzéseket térinformatikai rendszer segítségével végeztük. A felszínborítási adatokat a CORINE 50 adatbázisból nyertük (BÜTTNER et al. 2000). A kutatási terület 50%-a nem öntözött nagytáblás szántó, 14%-a nem öntözött kistáblás szántó, 6%-a pedig komplex művelési szerkezet kategóriába tartozott. A terület további 8%-a lombos erdő ültetvény, valamint 4%-a fák és cserjék nélküli természetes gyepterület volt. Az adatbázisból leválogattuk a féltermészetes területeket, melyek a teljes mintaterület 20%-át tették ki, majd az egyes mintavételi pontok 1000 méteres körzetében összegeztük a területüket (a féltermészetes területek kódjai: Intenzív legelők és erősen degradált gyepterületek bokrok és fák nélkül 2311, Intenzív legelők és erősen degradált gyepterületek bokrokkal és fákkal 2312, Mezőgazdasági területek túlsúlyban szántókkal és jelentős természetes vegetáció-

val 2431, Mezőgazdasági területek túlsúlyban intenzív legelőkkel és jelentős természetes vegetációval 2432, Mezőgazdasági területek túlsúlyban szórt megjelenésű természetes vegetációval 2433, Erdők és természetközeli területek 3, Vizenyős területek 4). Ezt a távolságot az *Orius* fajok terjedési képessége és a mintavételi pontok sűrűsége alapján határoztuk meg. Ezt követően a SADIE statisztikai program (PERRY 1995) segítségével megvizsgáltuk egyrészt azt, hogy az *Orius* fajok egyedszáma véletlenszerűen oszlik-e el a tájban ( $I_a$ , aggregációs index, *aggregation index*), másrészt összehasonlítottuk az *Orius* egyedek térbeli eloszlását a féltermészetes élőhelyek térbeli eloszlásával ( $\chi$ , asszociációs index, *association index*). Az eredmények ábrázolásához Kriging interpolációt használtunk Surfer 8.04 (GOLDEN-SOFTWARE INC., 2004) szoftverkörnyezetben.

### Helyi léptékű módszertani vizsgálat

A fenti gyűjtési módszerrel ugyanazon a vizsgálati területen, három kiválasztott helyszínről (1 Jászfelsőszentgyörgy, 2 Pusztamonostor, 3 Jászfényszaru, 1./A ábra) a bürök virágzás teljes időtartama alatt is végeztünk gyűjtéseket. A helyszíneket úgy választottuk ki, hogy a féltermészetes élőhelyek összterülete az egyes helyszínek 1000 m-es körzetében jelentősen eltérjen. A legtöbb féltermészetes terület az 1-es helyszínen, Jászfelsőszentgyörgy közelében, a legkevesebb pedig a 3-as helyszínen, Jászfényszaru közelében volt ( $T_1=0,8877$  km<sup>2</sup>, 2.  $T_2=0,5275$  km<sup>2</sup>, 3.  $T_3=0,0005$  km<sup>2</sup>). Az egy hónapos virágzási időszak alatt négy alkalommal vettünk mintát (június 19., június 28., július 2., július 12.) a bürök bimbós virágzatáról, teljes virágzatáról és termésben lévő virágzatáról egyaránt (27 db/I. időpont, 17 db/II. időpont, 16 db/III. időpont, 20 db/IV. időpont). Az első időpont egybeesett a táji léptékű felvételezés időpontjával. A mintákból a poloskák, bogarak és pókok rendjébe tartozó egyedeket kiválogattuk, majd faj, nemzetség vagy család szinten meghatároztuk (a listákat lásd 1. melléklet, 2. melléklet, 3. melléklet). Az adatokat statisztikailag az *Orius* fajok szempontjából értékeltük. Az egyedszám adatok természetes alapú logaritmusát vettük, majd az egyes helyszínek, illetve az egyes időpontok közötti különbséget faktoriális ANOVA teszttel vizsgáltuk (STATSOFT 2007).

### Eredmények és megvitatásuk

Táji léptékű vizsgálat során öt *Orius* fajt gyűjtöttünk (összesen 3601 egyed), melyek közül az *O. niger* fordult elő a legnagyobb egyedszámban (87%, 826 nőstény, 1402 hím). Az *O. niger* mellett az *O. minutus* (10%) is jelentős volt. Az *O. majusculus* (26 egyed), az *O. vicinus* (4 egyed) és az *O. horvathii* (6 egyed) fajokból viszont csak néhány példányt gyűjtöttünk, ezért térbeli eloszlásukat statisztikailag nem tudtuk értékelni (1/B ábra, 1/C ábra, 1/D ábra). Az *O. majusculus* egyedszámát térképen ábrázolva megállapítottuk, hogy Jászfelsőszentgyörgy és Szentlőrinc-káta közelében fordultak elő (1./B ábra).

A helyi léptékű módszertani vizsgálat során három fajt gyűjtöttünk (összesen 1715 egyed), a domináns *O. niger*-t (86%), a szintén gyakori *O. minutus*-t (12%) és az *O. majusculus*-t (11 egyed, statisztikailag nem értékelhető). A táji léptékű vizsgálatához hasonlóan az *O. majusculus* a 3. helyszínen volt a leggyakoribb (9 egyed, Jászfelsőszentgyörgy, 1./A ábra, 1. melléklet), ott ahol a legtöbb féltermészetes terület volt. A helyszín és az időpont is befolyásolta az *O. niger* ( $F_{\text{helyszín}}$  (df=2, p=0,029);  $F_{\text{időpont}}$  (df=3, p=0,013))

és az *O. minutus* ( $F_{\text{helyszín}}$  (df=2, p=0,000);  $F_{\text{időpont}}$  (df=3, p=0,073)) egyedszámát. Mindkét fajból a 3-as helyszínen gyűjtöttük a legtöbbet, ott ahol a legkevesebb volt a féltermészetes terület. Az *O. niger*-t az I. és IV. időpontban gyűjtöttük legsikeresebben, míg az *O. minutus* egyedszáma a II. időpontban volt a legnagyobb. Az *O. minutus* esetében a két faktor interakciója is szignifikáns volt,  $F_{\text{helyszín*időpont}}$  (df=6, p=0,044). Az I., II. III. időpontban a 3. helyszínen gyakrabban fordultak elő, mint a másik két helyszínen, míg a IV. időpontban már nem volt különbség. A helyi léptékű módszertani vizsgálat alapján megállapítottuk, hogy a bürökről való gyűjtéssel hatékonyan vizsgálható elsősorban a mozgékony *O. niger* faj egyedszáma a tájban, valamint kapcsolata az egyes felszínborítási elemekkel. A táji léptékű vizsgálatok jellegéből adódóan el kell vonatkoztatni bizonyos részletektől, mind a rovarok mintavételezési módszere, mind a felszínborítási adatok gyűjtése során. Ezzel a módszerrel ugyan elhanyagoltuk az adott egyedszámot helyi szinten befolyásoló tényezőket, a következők miatt mégis alkalmasnak tartottuk a vizsgálatra: (1) tipikus növénytársulás eleme (útszéli ruderalia), így a közvetlen környezete a táj különböző pontjain hasonló; (2) jól mintázható, a mintavétel standardizálható; (3) egy hónapon keresztül virágzik, közel azonos időpontban igazodva az időjárási viszonyokhoz; (4) az *O. niger* nagy számban megtalálható rajta. Javasoljuk a vizsgálatot a bürök virágzásának elején végezni, mivel a helyszínek közötti különbségek a virágzási időszak végére eltűnnek.

A táji léptékű vizsgálat eredményei szerint a domináns *O. niger* faj térbeli eloszlása nem véletlenszerű a tájban, hanem lehatárolhatók csoportosulások és üresedések ( $I_a=2,656$ ; p=0,003, 3/A. ábra). Az *O. minutus* faj esetében azonban nem tudunk lehatárolni kitüntetett helyeket ( $I_a=0,5737$ ; p=0,881). További szignifikáns kapcsolatot találtunk, amikor az *O. niger* egyedszámát a féltermészetes élőhelyek területének viszonyában vizsgáltuk. A SADIE asszociációs teszt eredménye szerint az *O. niger* térbeli eloszlása komplementer a féltermészetes területek térbeli eloszlásával, miszerint minél kevesebb féltermészetes élőhely volt, annál nagyobb volt az egyedszám ( $\chi^2 = -0,2467$ , p=0,997, 3/B. ábra). A helyi léptékű vizsgálat eredményével egybehangzóan az *O. niger* egyedek a táj egy másik részén, Jászfényszaru közelében csoportosultak, nem ott, ahol a féltermészetes élőhelyek voltak (2/A. ábra, Jászfelsőszentgyörgy környéke). Az *O. niger*-től eltérően az *O. minutus* egyedek térbeli eloszlása független volt a féltermészetes területek térbeli eloszlásától ( $\chi^2=0,033$ ; p=0,390), ellentétben a helyi léptékű vizsgálat eredményével.

Vizsgálataink során azt tapasztaltuk, hogy a generalista ragadozó *O. niger* virágpoloska faj nagy egyedszámban fordult elő a Jászságnak ezen a tipikus, extenzív szántóföldi növénytermesztéssel jellemezhető mezőgazdasági területén. A szakirodalmi adatokkal ellentétben (RÁCZ 1989) az *O. minutus* és az *O. majusculus* fajok kis egyedszámban fordultak elő, amely azzal is magyarázható, hogy az *O. niger* a legmozgékonyabb, így gyakoribb az útmenti növényzeten. Ebből adódóan az *O. minutus* és az *O. majusculus* táji előfordulására vonatkozóan nem tudunk megalapozott következtetéseket levonni, ehhez további vizsgálatok szükségesek. Az *O. niger* faj ökológiájából adódóan is jelentősebb a hajtott paprika biológiai növényvédelme szempontjából, mivel a legnagyobb egyedszámban települ be a környezetből a fóliasátrakba (BÁN et al. 2009, BOSCO et al. 2008), és mozgékonyaságából adódóan hatékonyan képes reagálni a mezőgazdasági élőhelyeken rendelkezésre álló táplálék mennyiségének gyors változásaira. Eredményeink szerint egyedszámának alakulása a tájban nem véletlenszerű, feltehetően a számára fontos erőforrásoknak (táplálékforrás, áttelelésre és szaporodásra alkalmas terület) megfelelően csoportosul. Ezt a feltételezést támasztja alá az is, hogy a természetben előforduló virág-

poloskák a fertőzött növények által kibocsátott illatanyagok alapján aktívan keresik fel az élőhelyeket (CARVALHO et al. 2011), és a zsákmányállatok kis egyedszáma esetén hamar el is hagyják azokat (MONTERRAT et al. 2004). Jelentősen befolyásolja a virágpoloskák egyedszámát és előfordulását az évjáráthatás is (SAULICH és MUSOLIN 2009), ami közvetlenül az időjárás (hőmérséklet és csapadék viszonyok), közvetve a zsákmányállatok és a táplálék mennyiségét jelenti (RÁCZ 1989). A 2007-es év szélsőségesen meleg, a tél pedig kifejezetten enyhe volt (évi átlaghőmérséklet 11,75 °C BIHARI et al. 2008), ami feltehetően felgyorsította az *Orius* fajok egyedfejlődését és megnövelte populációjukat.

Eredményeink és a szakirodalmi adatok alapján valószínű (GYÖRFFY 1977, WISSINGER 1997), hogy az *Orius* fajok imágóként áttelelnék ugyan a bolygatatlan féltermészetes területeken, de innen szétterjednek a mezőgazdasági területekre. A melegebb évjáratokban (összefüggés a hőösszeggel ld. RÁCZ 1989) elsősorban az *O. niger* a telelőhelyek közeléből áttelepül a táj más területeire, és ott felszaporodik, feltehetőleg a virágpóban és zsákmányállatokban gazdag művelt területeken. A felszínborítási adatbázis szerint a területen az ültetvények aránya nem éri el az 1%-ot, így a művelt területek alatt nagyrészt nem öntözött szántót érthetünk. Habár az egyes termesztett növények vetésterületéről nem áll rendelkezésünkre térbeli adatbázis, mégis azt feltételezzük, hogy az *Orius* fajok ezeken az extenzíven művelt szántóterületeken szaporodnak fel, mert gyakoriak a termesztett növényeken (RÁCZ 1989), és mert a szántó területek többségén 1–2 inszekticidus állománykezelésnél többet nem alkalmaznak (VASILEIADIS et al. 2011). Bár a tenyészidőszakban a nem művelt területek is az *Orius* fajok élőhelyei, a kisebb területarányuk és a kisebb erőforrás-kapacitás miatt nem alkalmasak a tömeges felszaporodásra.

Erre az évre vonatkozóan BÀN et al. (2009) kimutatták, hogy a lakott területen kívüli fóliasátrakba az *O. niger* nagyobb egyedszámban települt be Jászfényszarun ( $0,12 \pm 0,10$  egyed/virág), mint Jászfelsőszentgyörgyön ( $0,01 \pm 0,02$ ), amely egybevág az általunk mért *Orius*-egyedszám eloszlásával a tájban. További vizsgálatok szükségesek azonban a fóliasátrak külső környezetében mért *Orius* egyedszám és a betelepülés közötti kapcsolat, illetve a felszínborítás és a tripszpopulációt szabályozó képesség közötti kapcsolat feltárásához, valamint egy erre alapozott előrejelző modell felállításához. Az *Orius* fajok esetében a migrációs tényező feltehetően nagy, ennek mértékéről azonban nem állnak rendelkezésre kvantitatív adatok, így még ha ismert vagy becsülhető is az egyes felszínborítási foltokon az *Orius* populáció nagysága, nehezen meghatározható, hogy mennyi egyed települ be egy fóliasátorba. Egyes élőhelyek megszűnnek a vegetációs periódus alatt (pl. gabona), így az *Orius*-ok kénytelenek elhagyni azokat, más élőhelyek azonban (pl a kukorica) az egész vegetációs időszakban táplálékforrást biztosítanak a virágpoloskák számára.

Az *Orius* fajok közül tehát a biológiai növényvédelem szempontjából jelentős *O. niger* nem véletlenszerűen fordul elő a tájban, és a vegetációs időben ott fordul elő nagyobb egyedszámban, ahol kevesebb a féltermészetes területek aránya. Fontos számára a féltermészetes élőhelyek jelenléte, mivel itt vészjelheti át azokat az időszakokat, amikor a mezőgazdasági táblák nem megfelelő élőhelyek (pl.: téli időszak, betakarítás, talajművelés, kaszálás), a tenyészidőszak során viszont az extenzíven művelt mezőgazdasági táblák nyújthatják a fő táplálkozási és szaporodási lehetőséget. Más ragadozó ízeltlábúakhoz hasonlóan a féltermészetes élőhelyek és az extenzíven művelt táblák tehát együttesen járulhatnak hozzá ahhoz, hogy a virágpoloskák egyedsűrűsége elérhesse a növényvédelmi

szempontból szükséges szintet (WISSINGER 1997, VERES et al. 2010b). A termelők szempontjából fontos, hogy az *Orius* fajok betelepülésére elsősorban a meleg évjáratokban lehet számítani, illetve, hogy az extenzíven művelt területek közelsége előnyös.

### Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozom a Földmérési és Távérzékelési Intézet munkatársainak, különösen Maucha Gergőnek és Pataki Róbertnek a felszínborítási adatok elemzésében nyújtott segítségért. Köszönöm Urbánné Rác Verának a Heteroptera fajok határozásában végzett munkáját. A kutatás a GAK ALAP-00052/2004, az ENDURE Network of Excellence EU 6 keretprogram és a TÁMOP-4.2.1.B-11/2/KMR-2011-0003 támogatásával készült.

### Irodalom

- ATKAN, E. 2010: Influence of weedy field margins on abundance patterns of the predatory bugs *Orius* spp. and their prey, the western flower thrips (*Frankliniella occidentalis*), on faba bean. *Phytoparasitica* 38: 313–325.
- BÁN G., TÓTH F. 2009: Tripszek és levéltetvek elleni védekezés vegyes izeltlábú-együttessel hajtott paprikában. *Növényvédelem* 45: 5–14.
- BÁN G., TÓTH F., OROSZ SZ. 2009: Diversifying arthropod assemblages of greenhouse pepper – preliminary results. *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica* 44: 101–110.
- BIANCHI, F., BOOIJ, C.J.H., TSCHARNTKE, T. 2006: Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society of London Series B*. 273: 1715–1727.
- BIHARI Z., LAKATOS M., SZALAI S., SZENTIMREY T. 2008: Magyarország éghajlatának néhány jellemzője 2005–2007, OMSZ Kiadvány, www.met.hu
- BOSCO, L., GIACOMETTO, E., TAVELLA, L. 2008: Colonisation and predation of thrips (Thysanoptera: Thripidae) by *Orius* spp (Heteroptera: Anthocoridae) in sweet pepper greenhouses in Northwest Italy. *Biological Control* 44: 331–340
- BÜTTNER G., BIRÓ M., MAUCHA M., PETRIK O. 2000: Land Cover mapping at scale 1:50.000 in Hungary: Lessons learnt from the European CORINE programme, 20th EARSeL Symposium, 14–16 June 2000, In: A decade of Trans-European Remote Sensing Cooperation, 25–31.
- CARVALHO, L. M., BUENO, V. H. P., CASTANE, C. 2011: Olfactory response towards its prey *Frankliniella occidentalis* of wild and laboratory-reared *Orius insidiosus* and *Orius laevigatus*. *J. Appl. Entomol.* 135: 177–183.
- DELIGEORGIDIS, P. N. 2002: Predatory effect of *Orius niger* (Wolf.) (Hem., Anthocoridae) on *Frankliniella occidentalis* (Pergande) and *Thrips tabaci* Lindeman (Thysan., Thripidae). *J. Appl. Ent.* 126: 82–85.
- FATHI, S. A. A. 2009: The abundance of *Orius niger* (Wolf.) and *O. minutus* (L.) in potato fields and their life table parameters when fed on two prey species. *J. Pest Sci.*, 82: 267–272.
- GOLDEN-SOFTWARE INC. 2004: Surfer 8.04 (Surface Mapping System). www.goldensoftware.com. Golden, USA.
- GYÖRFFY, B. 1977: Predatory insect populatons in the host-plant community of the red pepper (Capsicum). *Acta Biologica Szeged* 23, 125–131.
- JENSER, G., BALÁZS, K., MARKÓ, V., HALTRICH, A. 2006: Lessons of the changes in the arthropod population composition in the Hungarian apple orchard in the last six decades. *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica* 41, 165–176.
- LUNDGREN, J., FERGEN, J. K., RIEDELL, W. E. 2008: The influence of plant anatomy on oviposition and reproductive success of the omnivorous bug *Orius insidiosus*. *Anim. Behaviour* 75: 1495–1502.
- LUNDGREN, J., G., WYCKHUIS, K., A., G., DESNEUX, N. 2009: Population responses by *Orius insidiosus* to vegetational diversity. *BioControl* 54: 135–142
- MÉTA, Magyarország Élőhelyeinek Térképi Adatbázisa <http://www.novenyeterkep.hu/?q=magyar/node/368>
- MONTERRAT, M., ALBAJES, R., CASTANE, C. 2004: Behavioral responses of three plat-inhibiting predators to different prey densities. *Biol. Control* 30: 256–264.

- OCSKÓ Z. 2010: Növényvédelmi szerek, terménővelő anyagok I. Budapest: Reálszisztéma Dabasi Nyomda Zrt., 557.
- PÉRICART, J. P. 1972: Hemipteres, Anthocoridae, Cimicidae et Microphysidae del'ouest-paleartique. Faunedel'Eur-opeet du BasinMediterraneen, No.7.Massonetie edituers, Paris.
- PERRY, J.N. 1995: Spatial analysis by distance indices. Journal of Animal Eco. 64: 303–314.
- RÁCZ V. 1989: Poloskák (Heteroptera) szerepe magyarországi kukoricások életközösségében. Kandidátusi értekezés, Budapest
- RAMACHANDRAN, S., FUNDERBURK, J., STAVISKY, J., OLSON, S. 2001: Population abundance and movement of *Frankliniella species* and *Orius insidiosus* in field pepper. Agricult. and Forest Entom. 3, 129–137.
- SADIE, Spatial Analysis for distance Indices, [http://www.rothamsted.ac.uk/pie/sadie/SADIE\\_home\\_page\\_1.htm](http://www.rothamsted.ac.uk/pie/sadie/SADIE_home_page_1.htm)
- SAULICH, A., KH., MUSOLIN, D., L. 2009: Seasonal development and ecology of Anthocorids (Heteroptera, Anthocoridae). Entom. Review 89: 501–528.
- SOUTHWOOD, T. R. E. 1960: The flight activity of Heteroptera. Transaction of the Royal Entomological Society London 112: 173–220.
- STATSOFT Inc., 2300 East 14<sup>th</sup> Street, Tulsa, OK 74104. <http://www.statsoft.com>. Accessed: July 23, 2007.
- TSCHARNTKE, T., BOMMARCO, R., CLOUGH, Y., CRIST, T. O., KLEIN, D., RAND, T. A., TYLIANAKIS, J. M., NOUHUYS, S. V., VIDAL, S. 2007: Conservation biological control and enemy diversity on a landscape scale. Biological Control 43: 294–309.
- VASILEIADIS, V. P., SATTIN, M., OTTO, S., VERES, A., PÁLINKÁS, Z., PONS, X., KUDSK, P., VAN DER WEIDE, R., CZEMBOR, E., MOONEN, C., KISS, J. 2011: Crop protection in European maize-based cropping systems: current practices and recommendations for innovative Integrated Pest Management. Agricultural Systems 104: 533–540.
- VENZON, M., JANSSEN, A., PALLINI, A., SABELIS, M. W. 2000: Diet of a polyphagous arthropod predator affects refuge seeking of its thrips prey, Animal Behaviour, 60: 369–375.
- VERES, A., TÓTH, F., OROSZ, Sz., KRISTÓF, D., FETYKÓ, K. 2008: Spatial analysis of greenhouse density in relation to western flower thrips (*Frankliniella occidentalis*), onion thrips (*Thrips tabaci*) and minute pirate bug (*Orius spp.*) population in greenhouses. IOBC 34: 129–132.
- VERES, A., KOTAN, A., FETYKO, K., OROSZ, Sz., TÓTH, F. 2010a: Innovative methods for measuring Orius spp. (Anthocoridae) abundance at a landscape scale. IOBC wprs Bulletin 56: 135–138.
- VERES A., LAVIGNE C., PETIT S., CONORD C., MOONEN C., BOHAN D., KISS J., TÓTH F., SZALAI M. 2010b: Élőhelyek növényvédelmi szerepe a mezőgazdasági tájban. Növényvédelem 46: 481–491.
- VERES, A., PETIT, S., CONORD, C., LAVIGNE, C. 2011: Does landscape composition affect pest abundance and their control by natural enemies? A review. Agriculture Ecosystems and Environment (in press DOI: 10.1016/j.agee.2011.05.027)
- WHALON, M. E., CROFT, B. A. 1986: Immigration and colonization of portable apple trees by arthropod pests and their natural enemies. Crop Prot. 5: 376–384.
- WISSINGER, S. A. 1997: Cyclic colonization in predictably ephemeral habitats: A template for biological control in annual crop systems. Biol. control 10: 4–15.

FACTORS INFLUENCING THE ABUNDANCE OF PREDATORY ORIUS SPECIES  
(HETEROPTERA: ANTHOCORIDAE) IN THE LANDSCAPE

A. VERES<sup>1</sup>, A. KOTÁN<sup>1</sup>, K. FETYKÓ<sup>2</sup>, SZ. OROSZ<sup>3</sup>, M. SZALAI<sup>1</sup>, S. OTTO<sup>4</sup>, D. BOHAN<sup>5</sup>,  
C. LAVIGNE<sup>6</sup>, F. TÓTH<sup>1</sup>

<sup>1</sup>SZIE, Plant Protection Institute  
H-2100 Gödöllő, Péter K. Str. 1. Hungary

<sup>2</sup>Plant Protection Institute, Centre for Agricultural Research, Hungarian Academy of Science  
H-1525 Budapest, Pf. 102. Hungary

<sup>3</sup>Directorate of Plant Protection and Soil Conservation  
H-1118 Budaörsi út 141–145.

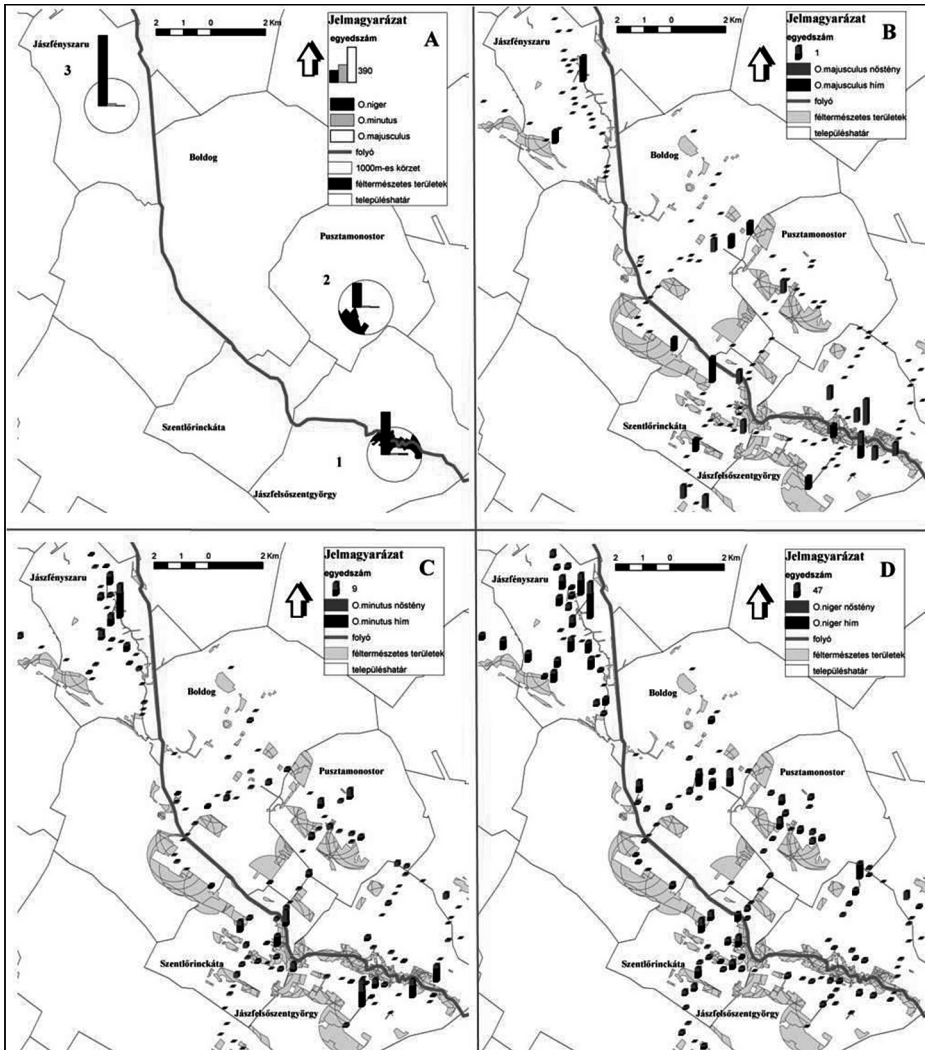
<sup>4</sup>CNR, Institute of Agro-Environmental and Forest Biology  
Viale dell Università 16, 35020 Agripolis, Legnaro (PD), Italy

<sup>5</sup>Rothamsted Research, Department of Plant and Invertebrate Ecology  
Harpenden, Hertfordshire, AL5 2JQ. UK

<sup>6</sup>INRA-Unité PSH Domaine ST Paul site Agroparc, 84914 Avignon cedex 9, France

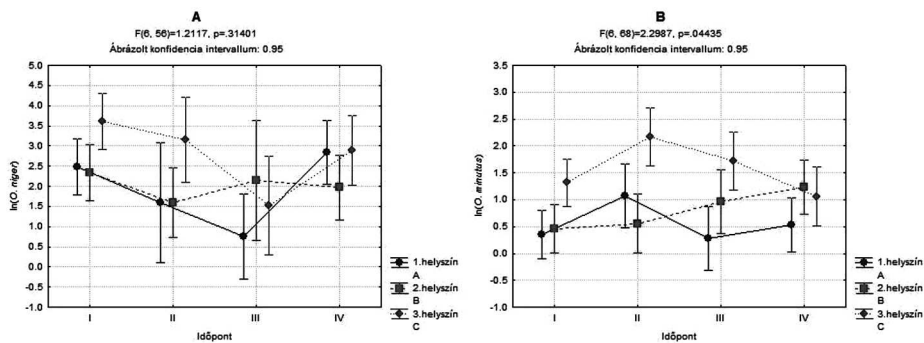
**Keywords:** habitat, GIS, greenhouse sweet pepper, thrips, conservation biological control

Introduction of *Orius* predators is an efficient tool to control thrips species (western flower thrips, *Frankliniella occidentalis*, onion thrips, *Thrips tabaci*) in greenhouse sweet pepper. However, indigenous *Orius* species living in the surroundings can colonize greenhouses spontaneously. In our study we aimed to investigate the factors, that might influence the abundance of *Orius* species in the landscape. We hypothesized that *Orius* adults do not occur randomly in the landscape, and if so, the abundance is higher in adjustment to seminatural areas. Furthermore, we carried out a methodology study, which confirmed that sampling of poison hemlock (*Conium maculatum* L.) is a suitable method to estimate *Orius* abundance at landscape scale. We found *O. niger* to be dissociated to semi-natural areas in the extremely hot study year, and was aggregated in other part of the landscape. Our results and literature data suggest that although it overwinters in seminatural areas, it spreads out to cultivated areas in the growing season, and profit there from high amount of their resources. *O. niger* might be relevant for biological control especially in hot seasons and in greenhouses surrounded by extensive arable fields.

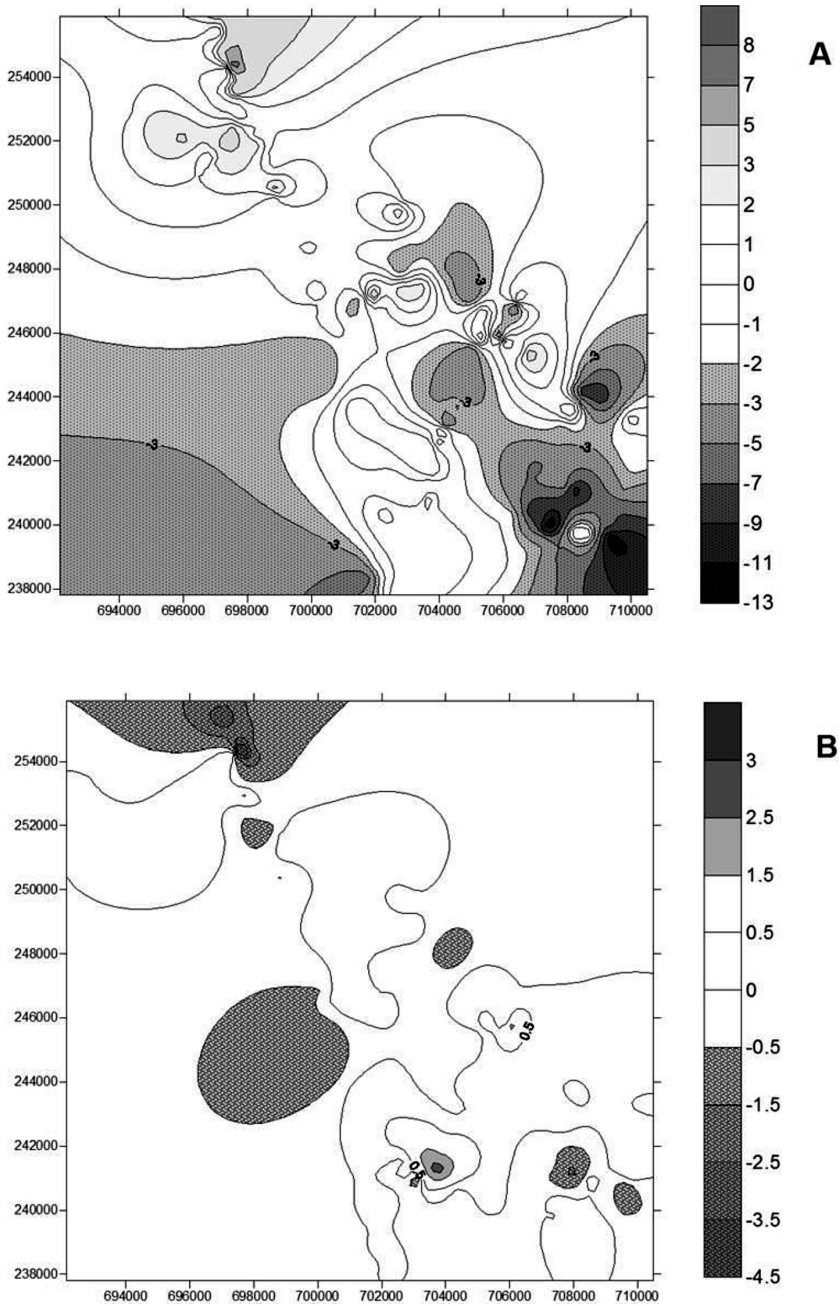


1. ábra A helyi léptékű vizsgálat során gyűjtött *Orius* fajok (A), illetve a táji léptékű vizsgálat során gyűjtött *O. majusculus* (B), *O. niger* (C) és *O. minutus* (D) fajok egyedszáma bürkön (*Conium maculatum* L.), Jászág, 2007

Figure 1. *Orius* species abundance on poison hemlock (*Conium maculatum* L.) of the local study (A), and of the landscape scale study, where *O. majusculus* (B), *O. niger* (C), and *O. minutus* (D) abundance is shown, Region Jászág Hungary 2007



2. ábra Az *O. niger* (A) és az *O. minutus* (B) egyedszáma, valamint a felvételezés időpontja és helyszíne közötti kapcsolat, Faktoriális ANOVA vizsgálat eredményei, Jászág (2007)  
 2. Figure *O. niger* (A) and *O. minutus* (B) abundance in relation to the variables date (I., II., III., IV.) and site (A, B, C), results of factorial ANOVA test, Region Jászág Hungary (2007)



3. ábra Az *Orius niger* térbeli eloszlása (A, aggregációs index,  $I_a$ ) és a féltermészetes területek térbeli eloszlásához való viszonyuk (B, asszociációs index,  $\chi$ ), 2007 Jászság  
 Figure 3. The spatial distribution of *O. niger* (A, aggregation index,  $I_a$ ) and its association to semi-natural area pattern (B, association index,  $\chi$ ), Jászság Hungary 2007

1. melléklet A bürkön (*C. maculatum* L.) előforduló bogarak, pókok és poloskák listája az 1. felvételezési helyszínről (Jászfelsőszentgyörgy), Jászság 2007.  
Appendix 1. List of Coleoptera, Aranae, Heteroptera on poison hemlock (*C. maculatum* L.) at location 1. (Jászfelsőszentgyörgy), Region Jászság 2007

<i>Coleoptera</i>	db	<i>Aranae</i>	db	<i>Heteroptera</i>	db
<i>Anaspis</i> sp.	5	<i>Araneus</i> sp.	12	<i>Deraeocoris ruber</i>	1
<i>Anogcodes rufiventris</i>	1	<i>Araniella</i> sp.	1	<i>Eurydema</i> sp.	1
<i>Anthonomus rubi</i>	1	<i>Cheirachantium</i> sp.	30	<i>Graphosoma lineatum</i>	78
<i>Anthrenus olgae</i>	2	<i>Clubiona</i> sp.	1	<i>Heteroptera</i> sp	11
<i>Bruchidium cinerascens</i>	1	<i>Dictyna</i> sp.	1	<i>Miridae</i> sp	72
<i>Ceutorhynchus nanus</i>	1	<i>Leptyphantes</i> sp.	1	<i>Nabis ferus</i>	1
<i>Corticara gibbosa</i>	20	<i>Linyphiidae</i> sp.	1	<i>Notostira erratica</i>	1
<i>Hippodamia variegata</i>	1	<i>Misumena</i> sp.	4	<i>Nysius senecionis</i>	1
<i>Malachius</i> sp.	1	<i>Misumenops</i> sp.	73	<b><i>Orius majusculus</i></b>	<b>9</b>
<i>Meligethes aeneus</i>	121	<i>Pardosa</i> sp.	1	<b><i>Orius niger</i></b>	<b>446</b>
<i>Mordellistena</i> sp.	4	<i>Philodromus</i> sp.	8	<b><i>Orius minutus</i></b>	<b>29</b>
<i>Notoxus</i> sp.	1	<i>Pisaura</i> sp.	3	<i>Orthops basalis</i>	5
<i>Oedemera femorata</i>	4	<i>Singa</i> sp.	2	<i>Orthops campestris</i>	54
<i>Propylea</i> <i>quatordecimpunctata</i>	1	<i>Tenuiphantes</i> sp.	1	<i>Orthops kalmi</i>	2
<i>Psyllobora</i> <i>vigintiduopunctata</i>	6	<i>Theridion</i> sp.	5	<i>Orthops</i> sp.	18
<i>Rhagonycha fulva</i>	121	<i>Tibellus</i> sp.	11	<i>Oxycarenus pallens</i>	1
<i>Scymnus</i> <i>rubromaculatus</i>	1	<i>Xysticus</i> sp.	43	<i>Plagiognathus</i> <i>chrysanthemi</i>	15
<i>Spermophagus sericeus</i>	1				
<i>Titthaspis</i> <i>sedecimpunctata</i>	1				

2. melléklet A bürkön (*C. maculatum* L.) előforduló bogarak, pókok és poloskák listája a  
2. felvételezési helyszínről (Pusztamonostor), Jászszág, 2007  
Appendix 2. List of Coleoptera, Araneae, Heteroptera on poison hemlock (*C. maculatum* L.)  
at location 2. (Pusztamonostor), Region Jászszág 2007

<i>Coleoptera</i>	<i>db</i>	<i>Araneae</i>	<i>db</i>	<i>Heteroptera</i>	<i>db</i>
<i>Agriotes ustulatus</i>	4	<i>Araneus</i> sp.	6	<i>Deraeocoris ruber</i>	1
<i>Anaspis</i> sp.	1	<i>Cheirachantium</i> sp.	5	<i>Graphosoma lineatum</i>	45
<i>Chrysolina fastuosa</i>	1	<i>Enoplognatha</i> sp.	12	<i>Heteroptera</i> sp.	11
<i>Coccinula quatordecimpustulata</i>	1	<i>Linyphiidae</i> sp.	3	<i>Lygus gemellatus</i>	1
<i>Corticaria gibbosa</i>	17	<i>Mangora</i> sp.	1	<i>Lygus rugulipennis</i>	2
<i>Malachius</i> sp.	1	<i>Misumena</i> sp.	2	<i>Lygus</i> sp.	1
<i>Meligethes aeneus</i>	21	<i>Misumenops</i> sp.	22	Miridae sp.	101
<i>Mordellistena</i> sp.	1	<i>Philodromus</i> sp.	23	<b><i>Orius majusculus</i></b>	<b>2</b>
<i>Oedemera femorata</i>	1	<i>Pisaura</i> sp.	6	<b><i>Orius minutus</i></b>	<b>46</b>
<i>Phyllothreta</i> sp.	1	<i>Theridion</i> sp.	9	<b><i>Orius niger</i></b>	<b>265</b>
<i>Psylliodes</i> sp.	1	<i>Thomisus</i> sp.	1	<i>Orthops basalis</i>	2
<i>Psyllioides</i> sp.	1	<i>Tibellus</i> sp.	3	<i>Orthops campestris</i>	17
<i>Psyllobora vigintiduopunctata</i>	9	<i>Xysticus</i> sp.	33	<i>Orthops</i> sp.	18
<i>Rhagonycha fulva</i>	43			<i>Plagiognathus chrysanthemii</i>	9
<i>Scymnus rubromaculatus</i>	13				9

3. melléklet A bürkön (*C. maculatum* L.) előforduló bogarak, pókok és poloskák listája  
 az 3. felvételezési helyszínről (Jászfényszaru), Jászság, 2007  
 Appendix 3. List of Coleoptera, Aranae, Heteroptera on poison hemlock (*C. maculatum* L.)  
 at location 2. (Jászfényszaru), Region Jászság 2007

<i>Coleoptera</i>	db	<i>Aranae</i>	db	<i>Heteroptera</i>	db
<i>Agriotes sputator</i>	1	<i>Araneus</i> sp.	6	<i>Anthocoris nemoralis</i>	1
<i>Agriotes ustulatus</i>	3	<i>Araniella</i> sp.	2	<i>Deraeocoris ruber</i>	1
<i>Ceutorhynchus nanus</i>	1	<i>Cheirachantium</i> sp.	21	<i>Graphosoma lineatum</i>	62
<i>Ceutorhynchus</i> <i>obstrictus</i>	1	<i>Clubiona</i> sp.	2	<i>Heteroptera</i> sp.	8
<i>Coccinella</i> <i>septempunctata</i>	1	<i>Erigone</i> sp.	1	<i>Lygaeus equestris</i>	9
<i>Corticaria gibbosa</i>	40	<i>Misumena</i> sp.	24	<i>Lygus rugulipennis</i>	3
<i>Cteniopus flavus</i>	5	<i>Misumenops</i> sp.	223	Miridae sp.	68
<i>Diabrotica virgifera</i>	1	<i>Philodromus</i> sp.	3	<i>Nabis brevis</i>	1
<i>Meligethes aeneus</i>	80	<i>Synaema</i> sp.	4	<i>Nabis ferus</i>	1
<i>Mordellistena</i> sp.	4	<i>Theridion</i> sp.	4	<i>Notostira erratica</i>	1
<i>Notoxus</i> sp.	2	<i>Tibellus</i> sp.	4	<b><i>Orius niger</i></b>	<b>774</b>
<i>Olybrus</i> sp.	1	<i>Xysticus</i> sp.	46	<b><i>Orius minutus</i></b>	<b>144</b>
<i>Phyllotreta</i> sp.	4			<i>Orthops basalis</i>	9
<i>Platynaspis luteorubra</i>	1			<i>Orthops campestris</i>	42
<i>Psylliodes</i> sp.	1			<i>Orthops kalmi</i>	4
<i>Psyllobora</i> <i>vigintiduopunctata</i>	1			<i>Orthops</i> sp.	33
<i>Rhagonycha fulva</i>	83			<i>Plagiognathus</i> <i>chrysanthemi</i>	11
<i>Scymnus rubromaculatus</i>	6				
<i>Spermophagus</i> <i>calystegiae</i>	1				
<i>Titthaspis</i> <i>sedecimpunctata</i>	1				

