

## GERMINATION OF *ERYSIMUM PIENINICUM* AND *ERYSIMUM ODORATUM* SEEDS AFTER VARIOUS STORAGE CONDITIONS

Péter CSONTOS<sup>1</sup>, Anna RUCINSKA<sup>2</sup>, Jerzy T. PUCHALSKI<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Research Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry of the Hungarian Academy of Sciences, Herman O. út 15, Budapest, H-1022, Hungary, e-mail: cspeter@rissac.hu

<sup>2</sup> Botanical Garden, Center for Biological Diversity Conservation of the Polish Academy of Sciences, Prawdziwka 2, 02-973 Warszawa 76, Poland

**Keywords:** cold treatment, germination, liquid nitrogen, seed storage, protected species, endemic species, wallflower.

### Abstract

*Erysimum pieninicum* and *E. odoratum* have similar morphology and habitat preference, however biogeography of the two species is contrasting. *E. pieninicum* is a narrow endemic, expressing a very limited distribution in SE Poland, whereas *E. odoratum* is rather frequent in Hungary and the surrounding countries. The aim of this paper is to investigate the germination behaviour of the two species and to highlight if the differences in the germination of the two species could be related with their distribution patterns.

Prior to germination tests, seeds of the two species were subjected to three different storage conditions: 1) room temperature (RT); 2) room temperature followed by 40 days at +4 °C before germination test (CT); 3) eight years storage in liquid nitrogen (LN) (for *E. pieninicum* only). After surface sterilisation of the seeds germination tests in Petri-dishes were initiated on 5th March 2009, and were terminated after 25 days.

The studied *Erysimum* species germinated very fast showing a germination pattern of “*Erysimum wittmannii* type” sensu CZARNECKA and WŁADYKA (2007). *E. odoratum* expressed a relatively low rate of total germination percentage (around 20%) that does not correspond previous reports. The very high germination rate of *E. pieninicum* (around 97% and 99%) found in RT and CT treatments, respectively, agrees with results of CZARNECKA and WŁADYKA. Cold treatment did not influence germination of the studied *Erysimum* species. In case of the LN treatment *E. pieninicum* retained a high rate of germination (81.65%).

Considering the results of the present study and also the published results of other researchers, germination behaviour of *E. pieninicum* does not seem to be a limiting factor for the distribution of this species. According to their seed biological characteristics (preserved viability in seed gene banks for long time and sudden germination without the need of dormancy breaking treatments) *E. pieninicum* and *E. odoratum* are promising candidates for nature conservation and habitat restoration projects.

### Introduction

*Erysimum* L. is a relatively species rich genus counting about 58 species in the flora of Europe (BALL 2002), of which eight species are present in Hungary (SIMON 2000) and nine (incl. 3 ephemerophytes) are found in Poland (MIREK et al. 1995). The ecological amplitude of the genus is wide, ranging from agricultural weeds like *E. repandum* Höjer to the narrow endemic *E. pieninicum* (Zapał.) Pawł. (PIEKOŚ-MIRKOWA and MIREK 2003).

According to their morphology annual herbs and partially wooded sub-shrubs are the extremities. One of the typical growth forms within *Erysimum* is the erect tall-herb biannual or perennial form. Within this group there are some closely related species of which we selected *Erysimum pieninicum* and *E. odoratum* Ehrh. Their ecology is very similar, both species prefers calcareous bedrocks, where they often grow in cracked rocky walls, fissures of cliffs or under semi-closed canopy of bush-forests on steep slopes of hilly landscapes.

In spite of their very similar morphology and habitat preference, biogeography of the two species is contrasting. *Erysimum pieninicum* is a narrow endemic, expressing a very limited distribution in SE Poland (PIEKOŚ-MIRKOWA and MIREK 2003), whereas *E. odoratum* is rather frequent in the Central Hungarian Mountain Range and the surrounding countries including also Poland (SOÓ 1968, BARINA 2009). In accordance with its rarity *E. pieninicum* received attention of researchers and was also included in genetic conservation programmes in Poland (CZARNECKA et al. 2006, CZARNECKA and WŁADYKA 2007, MACIEJEWSKA-RUTKOWSKA et al. 2007, PUCHALSKI and GAWRYS 2007), whereas *E. odoratum* was much less studied (MICHALKOVA 2000, CSONTOS and SIMKÓ 2008). Nevertheless, the reasons of the contrasting distribution success of the two species are not yet understood. Differences in their reproductive success can be considered among the potential causes. Therefore, the aim of this paper is to investigate the germination behaviour of the two species. Under this aim the following questions were posed: What are the germination characteristics of the two species? Are there any differences in the germination of the two species? Can these differences be related with the distribution patterns? How the germination capacity of *E. pieninicum* seeds is retained during long-term storage, i.e. can we rely in liquid nitrogen storage for species conservation?

### Materials and Methods

Seeds of *E. odoratum* were collected at full-ripened stage, in the Budai Mts., Hungary (47° 31' 15" N, 18° 58' 35" E, alt.: 242 m) on 7<sup>th</sup> September 2008. The sampled population was formed about 500 individuals of which seeds about 50 specimens were harvested.

Seeds of *E. pieninicum* were harvested in the Botanical Garden of the Polish Academy of Sciences at Powsin (52° 06' 26" N, 21° 05' 48" E, alt.: 120 m), on 1<sup>st</sup> September, 2008, for experiments B1 and B2, and at Czorsztyn Castle in Pieniny National Park, Poland (49° 26' 32" N, 20° 25' 45" E, alt.: 500–550 m) on 8<sup>th</sup> August, 2001, for experiment B3 (liquid nitrogen treatment). About 10 individuals were harvested in the Botanical Garden, whereas 50 individuals at the Czorsztyn Castle.

Using these seeds five different germination experiments were initiated (Table 1). Prior to germination tests all seed lots were subjected to surface sterilisation for 10 minutes in 5% NaOCl solution. After the surface sterilisation seeds were washed in distilled water.

Germination tests were initiated on 5<sup>th</sup> March 2009, and were terminated after 25 days. Germinated and non-germinated seeds were counted at 3–4 days intervals; numbers of seeds or seedlings with fungal infections were also registered.

Table 1. Basic parameters of the germination experiments of the studied *Erysimum* species

Code	Species name	Storage conditions prior to germination tests	Nr of seeds	Germination medium	Germination environment
RT-o	<i>Erysimum odoratum</i>	room temperature (RT)	288	1% agar in Petri-dishes	natural daylight regime at 22°C
CT-o	<i>Erysimum odoratum</i>	RT, then 40 days at +4 °C before germination test	225	1% agar in Petri-dishes	natural daylight regime at 22°C

Table 1, continued

RT-p	<i>Erysimum pieninicum</i>	room temperature (RT)	206	1% agar in Petri-dishes	natural daylight regime at 22°C
CT-p	<i>Erysimum pieninicum</i>	RT, then 40 days at +4 °C before germination test	196	1% agar in Petri-dishes	natural daylight regime at 22°C
LN-p	<i>Erysimum pieninicum</i>	liquid nitrogen, -193 °C for 8 years	218	1% agar in Petri-dishes	natural daylight regime at 22°C

## Results

Germination of the seed samples took place within 18 days, no further germination was observed during the last week of exposition (Table 2). Germination was especially intensive during the first few days of the experiment. By the fourth day 85.17%, 85.72% and 81.46% of the final germination was observed for treatments RT-o, CT-o and LN-p, respectively. Two samples of *E. pieninicum* (RT-p and CT-p) had to be terminated much earlier because of serious fungal infection after the fourth day of the experiment. Consequently, the ratio of 4th-day and “final-day” germination was not possible to calculate for these samples, however, their germination was almost completed by the fourth day, and the seedlings transplanted to flower pots recovered soon from fungal infection and developed into healthy young plants.

Table 2. Germination rates of the studied *Erysimum* species after various seed storage conditions  
RT= room temperature, CT= cold treatment, LN= liquid nitrogen, o= *Erysimum odoratum*,  
p= *Erysimum pieninicum*.

Species name	Treatment	Germination percentages on the inspection days (Number of days elapsed)					
		9 March (4)	12 March (7)	16 March (11)	19 March (14)	23 March (18)	30 March (25)
<i>E. odoratum</i>	RT-o	15.97	16.32	16.67	18.40	18.75	18.75
<i>E. odoratum</i>	CT-o	18.67	19.56	20.00	20.00	21.78	21.78
<i>E. pieninicum</i>	RT-p	98.54	-	-	-	-	-
<i>E. pieninicum</i>	CT-p	96.94	-	-	-	-	-
<i>E. pieninicum</i>	LN-p	66.51	67.43	68.81	73.85	81.65	81.65

Final germination rate of *E. odoratum* samples were around 20% (Table 2). Cold-treated samples (CT-o) resulted almost the same number of seedlings as the one kept at room temperature (RT-o) and also the germination speed of the two samples were very similar.

*Erysimum pieninicum* samples resulted much higher germination percentages than that of *E. odoratum* samples (Table 2). Germination rate of the one-year-old seeds was extreme high: 98.54% and 96.94% for RT-p and CT-p samples, respectively. The sample

kept in liquid nitrogen for 8 years (LN-p) produced somewhat less number of seedlings (81.65%), but - similarly to the other two *E. pienenicum* samples - it was still significantly higher than the germination rate of *E. odoratum* samples. Within the *E. pienenicum* treatments the LN-p sample showed somewhat lower initial germination rate (observed on the 4th day) than that of the other two samples.

## Discussion

The studied *Erysimum* species germinated very fast approaching their maximum values of germination strength within very short time, thus showing a germination pattern of “*Erysimum wittmannii* type” sensu CZARNECKA and WŁADYKA (2007). *E. odoratum* is newly classified into this group whereas our results for *E. pienenicum* reinforce earlier observations (CZARNECKA and WŁADYKA 2007).

Based on the sudden germination of both species and considering reports on potential persistence of their seeds in the soil (cf. CSONTOS and SIMKÓ 2008 for *E. odoratum*, and CZARNECKA and WŁADYKA 2007 for *E. pienenicum*) their soil seed banks seem to follow the disturbance broken strategy sensu GRUBB (1988).

*Erysimum odoratum* expressed a relatively low rate of germination (around 20%) that does not correspond previous reports. PÉREZ-GARCÍA et al. (2007) found 100% initial germination for this species, whereas 78–88% was reported by CSONTOS and SIMKÓ (2008). The latter study concerns the same *E. odoratum* population as used in the present study but refers to a different sampling year. Maternal effect on seed germinability and its interrelations with climatic and habitat factors are known from literature. In the present case more detailed experiments should be planned to detect the effect of climatic years on the seed production and viability of *E. odoratum*.

Cold treatment did not affect the germination rate of *E. odoratum*, and it corresponds to previous results (CSONTOS and SIMKÓ 2008).

The very high germination rate of *E. pienenicum* found in this study agrees with results of CZARNECKA and WŁADYKA (2007). Regarding the effect of cold treatment on germination – although we have only results of the 4<sup>th</sup> day – it seems that seeds of *E. pienenicum* do not require cold treatment for quick and mass germination. KARLSSON and MILBERG (2002) identified an increased germination of *E. cheiranthoides* L., an annual weed in Sweden, after cold stratification and concluded that this strategy contributes to avoid autumn germination what could be lethal for this weed considering the long Swedish winter. CSONTOS and SIMKÓ (2008) found the lack of such dormancy in *E. odoratum* as an adaptation to the mild winter on the Hungarian habitats of this species. The habitat of *E. pienenicum* in southern Poland is in between Swedish and Hungarian conditions, however its germination strategy is very close to that of *E. odoratum*. Considering the results of the present study and also the published results of other researchers, germination behavior of *E. pienenicum* does not seem to be a limiting factor for the distribution of this species.

*E. pienenicum* retained a high rate of germination (81.65%) in liquid nitrogen. For some other *Erysimum* species very long survival (38–39 years) in liquid nitrogen were documented (PÉREZ-GARCÍA et al. 2007) with varying rate of germination (*E. cheiri* (L.) Crantz, 97%; *E. odoratum*, 98%; *E. repandum*, 100% and *E. scoparium* (Brouss. ex Willd.) Wettst., 21%). As opposed to liquid nitrogen storage, seeds of *E. odoratum* were stored in

paper bags at room temperature for 6 years and it resulted very low germination rate (3.5–4.0%; CSONTOS and SIMKÓ 2008). From these records it is obvious that seed longevity of *Erysimum* species is much enhanced by liquid nitrogen storage. Without professional seed storage techniques their viability decline after few years, although a short term survival (for 1 or 2 years) is still possible under traditional storage circumstances, since CSONTOS and SIMKÓ (2008) reported 68.5% and 63.8% germination of *E. odoratum* seeds after 18 and 20 months storage at room temperature.

According to their seed biological characteristics (preserved viability in seed gene banks for long time and sudden germination without the need of dormancy breaking treatments) *E. pieninicum* and *E. odoratum* are promising candidates for nature conservation and habitat restoration projects.

#### Acknowledgements

We are grateful to Dr. ZOLTÁN BARINA (Hungarian Natural History Museum, Budapest) and Dr. ANDRÁS VOJTKÓ (Eszterházy Károly College, Eger) for discussions. Many thanks are due to Mrs. IWONA WRÓBEL (Pieniny National Park, Poland) for collecting seeds of *E. pieninicum* in 2001. This work was supported by the Hungarian Academy of Sciences and Polish Academy of Sciences within the frame of Bilateral Research Cooperation Program.

#### References

- BALL P. W. 2002: *Erysimum* L. - In: TUTIN, T. G. et al. (eds.) Flora Europaea 1., pp: 325–335.
- BARINA Z. 2009: Brassicaceae (Cruciferae) – Keresztesvirágúak családja, pp: 168–192, in: KIRÁLY G. (ed.) Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok. [New Hungarian Herbal. The Vascular Plants of Hungary. Identification key.] Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvafő. (in Hungarian)
- CSONTOS P., SIMKÓ H. 2008: A magyar repcsény (*Erysimum odoratum* Ehrh.) csírázásbiológiájának vizsgálata. Tájékológiai Lapok–Journal of Landscape Ecology 6(3): 247–253. (in Hungarian)
- CZARNECKA B., WLADYKA M. 2007: Ecological meaning of seed size and shape for seed persistence and germinability in some mountain plants from the collection of the Botanical Garden in Lublin. Bulletin of Botanical Gardens, Museums & Collections 16: 3–10.
- CZARNECKA B., WLADYKA M., FRANSZCZAK-BYĆ M. 2006: Flowering phenology of some mountain plants in the collection of the Botanical Garden in Lublin. Bulletin of Botanical Gardens, Museums & Collections 15: 79–86.
- GRUBB P. J. 1988: The uncoupling of disturbance and recruitment, two kinds of seed bank, and persistence of plant populations at the regional and local scales. Ann. Zool. Fennici 25: 23–36.
- KARLSSON L. M., MILBERG P. 2002: Stratification responses in the late-germinating summer annual weed *Erysimum cheiranthoides*. Journal of Applied Botany–Angewandte Botanik 76(5–6): 172–175.
- MACIEJEWSKA-RUTKOWSKA I., BEDNORZ L., FUJIKI T. 2007: SEM observations of pollen grains, fruits and seeds of the Pieniny Mountains (South Poland) endemic species *Erysimum pieninicum* (Zapal.) Pawl. (Brassicaceae). Acta Soc. Bot. Pol. 76(2): 127–132.
- MICHALKOVA E. 2000: Chromosome numbers of *Erysimum odoratum* (Brassicaceae) in Slovakia. Biologia 55(4): 381–385.
- MIREK Z., PIEKOŚ-MIRKOWA H., ZAJAC A., ZAJAC M. 1995: Vascular plants of Poland: a checklist. (Polish botanical studies, guidebook series; no. 15). W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Krakow, 303pp. (1 computer disk – ISBN 8385444386)
- PÉREZ-GARCÍA F., GONZÁLEZ-BENITO M. E., GÓMEZ-CAMPO C. 2007: High viability recorded in ultra-dry seeds of 37 species of Brassicaceae after almost 40 years of storage. Seed Science and Technology 35(1): 143–153.
- PIEKOŚ-MIRKOWA H., MIREK Z. 2003: Endemic taxa of vascular plants in the Polish Carpathians. Acta Soc. Bot. Pol. 72(3): 235–242.

- PUCHALSKI J. T., GAWRYS W. 2007: Collection of protected law and endangered plants and species protected by Bern Convention in Polish botanical gardens. Bulletin of Botanical Gardens, Museums & Collections 16: 47–184. (in Polish)
- SIMON T. 2000: A magyarországi edényes flóra határozója. Harasztok - virágos növények (4., átdolgozott kiadás). Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 976 pp. (in Hungarian)
- Soó R. 1968: Synopsis Systematico-Geobotanica Florae Vegetationisque Hungariae III. Akadémiai Kiadó, Budapest, 506+51 pp. (in Hungarian)

AZ *ERYSIMUM PIENINICUM* ÉS AZ *ERYSIMUM ODORATUM* MAGJAINAK  
CSÍRÁZÓKÉPESSÉGE KÜLÖNBÖZŐ TÁROLÁSI VISZONYOKAT KÖVETŐEN

CSONTOS P.<sup>1</sup>, A. RUCINSKA<sup>2</sup> és J. T. PUCHALSKI<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Magyar Tudományos Akadémia Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézete,  
Budapest, Herman O. út 15, H-1022, E-mail: cspeter@rissac.hu

<sup>2</sup> Botanical Garden, Center for Biological Diversity Conservation of the Polish Academy of Sciences,  
Prawdziwka 2, 02-973 Warszawa 76, Poland

**Kulcsszavak:** bennszülött faj, csírázás, folyékony nitrogén, hidegkezelés, magok tárolása, repcsény, védett faj.

**Összefoglalás:** Az *Erysimum pieninicum* és az *E. odoratum* alaktanilag, rendszertanilag és élőhely-preferenciákat tekintve is egymáshoz közelálló fajok, ugyanakkor biogeográfiai elterjedésük jelentősen különböző. Az *E. pieninicum* egy nagyon szűk elterjedésű endemikus faj, amely csak Lengyelország DK-i részén fordul elő, míg az *E. odoratum* nem különösebben ritka Magyarországon és több környező országból is ismerjük előfordulásait. Jelen dolgozatunk célja a két faj csírázási tulajdonságainak vizsgálata volt, valamint annak elemzése, hogy a csírázásukban mutatkozó különbségek kapcsolatba hozhatók-e az elterjedésükben megfigyelt különbséggel.

A csíráztatásokat megelőzően a magtétéleket háromféle kezelésben részesítettük: 1) tárolás szobahőmérsékleten (RT); 2) tárolás szobahőmérsékleten, majd 40 napos hidegkezelés +4 °C-on közvetlenül a csíráztatást megelőzően (CT); 3) nyolc év tárolás folyékony nitrogénben (LN) (csak az *E. pieninicum* esetében). Ezután a magok felületét sterilizáltuk, majd azokat 1%-os agarral töltött Petri-csészékben csíráztattuk 25 napon át, 22 °C-os állandó hőmérsékleten, természetes megvilágítás mellett.

Mindkét *Erysimum* faj nagyon gyors csírázásának bizonyult és megfigyeléseink alapján CZARNECKA és WŁADYKA (2007) rendszerében az „*Erysimum wittmannii*-típusú” csírázási csoportba sorolhatóak. Az *E. odoratum* minták a maximális csírázási érték tekintetében viszonylag alacsony (20% körüli) eredményt értek el, ami elmarad a korábban publikált irodalmi adatoktól. Az *E. pieninicum* igen magas csírázási eredményei (mintegy 97% és 99% az RT ill. CT kezeléseket esetén) megfelelnek a CZARNECKA és WŁADYKA által közölt eredményeknek. A hidegkezelés (CT) a vizsgált fajok csírázási eredményeit nem befolyásolta. A folyékony nitrogénben tárolt *E. pieninicum* magok jól megőrizték életképességüket, és nyolc év után 81,65 százalékos eredménnyel csíráztak.

Tekintetbe véve a jelen dolgozatban közölt eredményeket, valamint más szerzők által publikált adatokat, az *E. pieninicum* csírázási viselkedése vélhetően érdemben nem hozható összefüggésbe a faj szűk földrajzi elterjedtségével. Az *E. pieninicum* és az *E. odoratum* magbiológiai tulajdonságai (génbanki viszonyok között a magok hosszan megőrződő életképessége, valamint a gyors, hidegkezelést sem igénylő csírázása) arra utalnak, hogy mindkét faj jó eséllyel sikeresen bevonható természetvédelmi és élőhely-restaurációs programokba.

## TERMÉSZETVÉDELMI CÉLÚ GYEPESÍTÉS A GYAKORLATBAN: MENNYIBE KERÜL EGY HEKTÁR GYEP?

DEÁK Balázs, KAPOCSI István

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

E-mail: deakb@hnp.hu

**Kulcsszavak:** gyeptelepítés, gyepesítés módszertan, spontán szukcesszió, magvetés, szénarárhordás, felülvetés, természetvédelmi kezelés

**Összefoglalás:** Hazánkban a természetvédelem aktuális feladatai közé tartozik a természetközeli gyepek területének növelése a megmaradt állományok megőrzése és az arra alkalmas területeken féltermészetes gyepek létrehozása által. A gyepesítés kivitelezésre a természetvédelmi és mezőgazdasági gyakorlatban számos módszer áll rendelkezésre. A legelterjedtebbek a spontán szukcesszió támogatása, a szénarárhordás és az alacsony vagy magas diverzitású magkeverékek vetése. A spontán szukcesszió támogatása egy költséghatékony módszer, amely kis technikai háttérrel igényel. Leginkább olyan felhagyott szántók gyepesedésének elősegítésére alkalmas, melyek közelében jó természetességű gyeppek találhatóak, így rendelkezésre áll a megfelelő propagulum forrás. Hátránya, hogy a folyamat lassú és a gyep megrekedhet egy gyomok dominálta állapotban. A szénarárhordás mellett, hogy alkalmas a spontán szukcesszió felgyorsítására, hatékony módszer lehet egy fajgazdag gyep létrehozására. A szénarárhordás bár az egyik legköltségesebb módszer, kis eszközigényű és nem igényel bonyolultabb előkészítő munkálatokat. Alkalmazása esetén a legnagyobb nehézséget a megfelelő minőségű és mennyiségű széna beszerzése jelentheti. Magkeverékek vetésével rövid idő alatt, költséghatékony módon, nagyobb összefüggő területeken lehet záródott, természetes fajokból álló gyepet létrehozni. Attól függően, hogy csupán vázfajokból álló vagy egy diverzebb fajkészletű gyep létrehozása a cél, alkalmazható a csak a vázfajok propagulumáiból álló alacsony- vagy a színező elemek magvait is tartalmazó magas diverzitású magkeverék. A módszer hátránya, hogy nagy eszközigényű, komoly technikai tudást igényel és problémás lehet a szaporítóanyag beszerzése. A telepített gyeppek természetvédelmi szempontú kezelésére számos lehetőség áll rendelkezésre, ilyenek a kaszálás, legeltetés és a kontrollált égetés.

### Bevezetés

Európában a mezőgazdasági céllal hasznosított területek 38,1%-a, mintegy 180,8 millió hektáryi terület gyep művelési ágba tartozik. Az intenzív mezőgazdasági művelés kiterjedése Európa szerte a természetközeli állapotú gyeppek területének drasztikus csökkenését eredményezte (PULLIN et al. 2009). A gyeppek jelentős szerepet játszanak mind a faji sokféleség, mind a táji diverzitás megőrzésében és fenntartásában (NÖSBERGER és RODRIGUEZ 1996). Számos olyan értékes és ritka növény és állatfaj él Európa szerte, melyek életük legalább egy szakaszában (táplálkozás, szaporodás) gyeppekhez kötődnek. Ilyenek például a Habitat Direktíva mellékleteiben is szereplő tűzok, ürge és a kékvércse. Hazánkban számos a Direktívában feltüntetett gyepársulás is megtalálható (pannon szikések, homoki gyeppek, lőszszippek, kékperjés láprétek, hegyi kaszálórétek stb.), melyeket gyakran a védett státuszuk ellenére is fenyegeti a megszűnés, degradálódás veszélye.

A gyepterületek degradálódásának és a diverzitás csökkenésének megállítására, illetve a megmaradt gyepfoltok közötti átjárhatóság biztosítására kézenfekvő lehetőség a felhagyott szántóterületek gyepesítése (VIDA et al. 2008). A szántóföldek helyén történő gyepesítés Európa szerte a leggyakrabban használt élőhely-rekonstrukciós beavatkozások közé tartozik (CRAMER és HOBBS 2007).

A gyepek létrehozásának számos célja lehet. A gazdasági célú gyepesítések esetében általában egy magas produktivitású, takarmányozásra legmegfelelőbb fajokból álló kaszálót vagy legelőt hoznak létre. Bizonyos esetekben azonban más gazdasági szempontok is érvényesülnek, mint például az energiatermelésben felhasznált energiafü (*Agropyron elongatum*) vetésekor. Egyes esetekben a gyepesítést területrendezési okokból hajtják végre. A felszámolt nyomvonalas létesítmények (csatorna, árok, út) vagy telephelyek (hulladék-lerakóhely, lebontott épületek) helyén keletkezett tájsebek eltüntetésekor kézenfekvő megoldás lehet a gyepesítés. Széles körben alkalmazzák a gyepesítést környezetvédelmi, illetve természetvédelmi célok megvalósításánál. A leggyakrabban egy új élőhely létrehozása a cél, azonban számos esetben a létrehozott gyep egy meglévő, jó természetességű élőhely megóvását segíti. A létrehozott féltermészetes gyepek alkalmasak a természetes élőhelyek körül pufferzónák kialakítására, vízgyűjtő területek helyreállítására, valamint a fragmentált élőhelyeket összekötő zöld folyosók létrehozására. Mezőgazdasági területeken is egyre gyakrabban alkalmazzák a természetvédelmi szempontú gyeptelepítéseket, mint például a sorközök, mezsgyék gyepesítését, valamint a rovarteleltető bakhátak létrehozása során.

A gyepesítés kivitelezésére számos módszer áll rendelkezésre, melyek alkalmazása függ a (i) termőhelyi viszonyoktól, (ii) a gyepesítés megkezdése előtti kiindulási állapottól (utolsó szántóföldi kultúra), (iii) az elérni kívánt célállapottól, (iv) a rendelkezésre álló anyagi és emberi erőforrásoktól, valamint (v) a kitűzött célállapot megvalósításához rendelkezésre álló időtől (VIDA et al. 2008). Gyepterületek létrehozása során az egyik lehetőség az, ha vagy (1) kizárólag a spontán szukcesszió folyamataira támaszkodunk (CSECSERITS et al. 2007, TÖRÖK et al. 2008b, 2009a, 2009b, PRACH és PYŠEK 2001, RUPRECHT 2005, 2006, JONGEPIEROVÁ et al. 2007, KELEMEN et al. 2010), vagy ezeket némiképp gyorsítjuk, támogatjuk, (2) szénaráhordással (KIEHL et al. 2006, DONATH et al. 2007), (3) eltérő diverzitású magkeverékek vetésével (HÖLZEL és OTTE 2003, TÖRÖK et al. 2008a, 2010, LEPSŠ et al. 2007). Hazánkban ritkán alkalmazott módszer a feltalaj, illetve egy teljes gyepterület áthelyezése (PYWELL et al. 2002, ALDRICH 2002). A felsorolt módszerek kiegészítéseként szolgálhat a létrehozott féltermészetes gyep felülvetése, valamint növénygyedek (ritkább kísérő fajok) utólagos ültetése.

A nemzetközi gyakorlatban és egyre gyakrabban hazánkban is a természetvédelmi gyepesítés során alkalmazott módszerek részletesebb leírása megtalálható VIDA et al. (2008) cikkében. Jelen tanulmányban a módszerek megvalósítása során felmerülő gyakorlati problémák és költségek tárgyalására szorítkozunk. Az alábbiakban ismertetésre kerülő költségek és módszertani leírások főként alföldi száraz és mezofil termőhelyeken zajlott gyepesítések tapasztalatain alapulnak. Magyarországon a legtöbb szántóterület ilyen termőhelyeken található, így az itt leírtak széles érdeklődésre tarthatnak számot, hiszen a jelenlegi és a jövőbeli gyepesítési programok zöme ezekre a területekre koncentrálódik. A kivitelezés költségeinek számolásánál a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság működési területén alkalmazott díjszabásokat, a szaporítóanyag és a széna árának megállapításakor pedig az országos átlagot vettük figyelembe. Természetesen az ország egyes területein, a helyi viszonyoknak megfelelően, eltérhetnek a megvalósítás költségei, azonban az itt feltüntetett költségek irányadóak lehetnek a későbbi gyepesítések megkezdése előtti tervezési fázisban.



### Módszerek és költségeik

A gyepek létrehozásának egyik lehetséges módszere a szántóterületek felhagyását követő **spontán szukcesszió** folyamatainak támogatása kaszálás, legeltetés, illetve szárazítás segítségével. A spontán szukcesszió egyes estekben beavatkozások nélkül is képes egy nagyjából természetközeli állapotú gyep létrehozására (TÖRÖK et al. 2008b, 2009a, 2009b), azonban megfelelő természetvédelmi kezelés hiányában nagyobb eséllyel áll meg a folyamat egy kedvezőtlen állapotban és a gyep fejlődése is jelentősen lassabb lehet. A regenerálódás sebessége jelentős mértékben függhet attól is, hogy korábban milyen növényt természetkezelt az adott szántóterületen (KELEMEN et al. 2010). A fentiek miatt érdemes figyelmet és anyagi forrásokat fordítani a megfelelő beavatkozások elvégzésére. A spontán szukcesszió folyamatainak támogatása esetében a felmerülő költségeket a tisztítókaszálás és az első években esetleg szükségessé váló szárazítás jelenti (hektáronként 10 évre mintegy 95 000 Ft). A spontán módon regenerálódó gyep minőségének javítására és/vagy a gyep kialakulásának gyorsítására felületvés is alkalmazható, melynek költségét a vonatkozó résznél ismertetjük. A regeneráció sikerességét és a folyamat gyorsaságát nagymértékben elősegítheti a rendszeres legeltetés is.

A **szénaráhordás** hazánkban még kevésbé, ám a nyugat-európai gyakorlatban annál gyakrabban alkalmazott megoldás (HÖLZEL és OTTE 2003, KIEHL et al. 2010). Megfelelő módszer szántóterületeken gyepok létrehozására, de alkalmas a spontán szukcesszió és a magvetéses gyepvetés kiegészítőjeként a fajgazdagság növelésére és a gyomok visszaszorítására (RASRAN et al. 2006). A jó természetességű gyepokból származó, megfelelő időpontban betakarított széna segítségével egy diverz, tájbaillő fajkészletű gyepet lehet létrehozni. A talajfelszínre juttatott széna amellet, hogy (1) propagulum-forrásként szolgál, (2) véd az eróziótól és deflációtól, (3) kedvező mikroklímát biztosít a célfajok csíranövényeinek, (4) gátolja a fényigényes gyomfajok csírázását, továbbá (5) a talajfelszínen élő állatok számára is kedvező (DONATH et al. 2007). Alkalmazása során nehézséget jelenthet, hogy a gyepesítendő területet jelentősen meghaladó méretű természetes gyep szükséges a megfelelő mennyiségű széna begyűjtésére (ez az arány akár 1:10 is lehet, ALDRICH 2002, KIEHL et al. 2006).

A szénaráhordás során a főbb műveleti lépések (1) a széna begyűjtése/beszerzése és a területre juttatása, (2) talaj-előkészítés, (3) a széna terítése és (4) az utókezelési munkálatok. A széna kaszálható saját területről vagy vásárolhatunk bálákat is. A szénaráhordásos gyepesítés alkalmazása esetén a megfelelő propagulum-tartalmú széna beszerzése a legkritikusabb pont. A rossz időpontban betakarított szénában a célfajok magvai már csak kis mennyiségben vagy egyáltalán nincsenek jelen. Különösen a fűfajok (pl. *Festuca* spp.) esetében az érést követően a magok, termések könnyen lehullnak, így a kései kaszáláskor csak propagulum-mentes szénát lehet betakarítani (DEÁK et al. 2008). A túl korai kaszálással éretlen magokat tudunk begyűjteni. Amennyiben a célfajok magérlelése különböző időpontokra esik, szükség lehet a többszöri kaszálásra az adott vegetációs perióduson belül. A megfelelő fajösszetétel kialakítása során azonban nem csupán a természetvédelmi szempontból értékes fajok propagulumainak meglétére szükséges koncentrálni, hanem arra is, hogy a kivitelezés során ne juttassunk be gyomfajokat a területre. A kaszált növényi anyagot frissen vagy szárítás és tárolás után is ki lehet juttatni a területre. A kijuttatott szénát hozzávetőleg 10–15 cm vastag rétegben (DONATH et al. 2007) vagy 2 kg/m<sup>2</sup> sűrűségben kell szétteríteni (KIEHL et al. 2006). A széna kijuttatására a kora őszi időszakot

tartjuk a legmegfelelőbbnek, ugyanis ekkor a legmegfelelőbbek a környezeti paraméterek (csapadékos, mérsékelt meleg időjárás) a legtöbb vázfa fajmagjainak csírázásához.

Tapasztalataink alapján egy hektárnyi terület gyepesítéséhez átlagosan 80 darab 250 kg-os szénabála szükséges. Amennyiben bálákat vásárolunk a gyepesítéshez, biztosnak kell lennünk abban, hogy megfelelő helyről származnak, meg kell győződnünk a széna megfelelő összetételéről és tárolásáról (penészesedés). Amennyiben a szénát saját területről kaszáljuk és a kaszálást követően azonnal kijuttatjuk a célterületre, az egy hektár-ra jutó költség nagyságrendekkel alacsonyabb, mint a széna vásárlása esetén. Abban az esetben, ha a lekaszált növényi anyag nem juttatható közvetlenül a célterületre, akkor szükséges lehet a szárítás, forgatás és bálázás, melyek költségei hozzáadódnak az előbbi összeghez. Ezeket a költségeket növelheti a megfelelő körülmények közötti tárolás, és rakodás költsége, abban az esetben, ha a szénát nem a kaszálás időpontjában, hanem kedvezőbb csírázást biztosító időjárási körülmények között (szeptember-október) juttatjuk ki a területre. További költséget jelenthet még a széna szállítása is. Amennyiben nincs rendelkezésre álló természetes gyeperület a széna begyűjtésére, a megfelelő gyepterület bérleti díjával (kb. 8 000 Ft/ha) is számolni kell (1. táblázat).

1. táblázat Szénarhordással történő gyepesítés költségei. A számolásnál 2 kg/m<sup>2</sup>-es szénaborítást és a rekonstruálni kívánt és donor terület 1:5 arányát vettünk alapul. A táblázatban szereplő összegek az egyes tételek egy hektárra vonatkozó költségét jelölik forintban, amihez hozzászámítottuk az első évi kezelés költségét is.

A megvalósítás módjainak jelölései: A: Vásárolt szénával történő gyepesítés;

B: Saját betakarítású szénával történő gyepesítés; C: Saját betakarítású szénával történő gyepesítés, a széna azonnali terítésével. \*Csak bértárolás esetén fellépő költség. \*\*500 Ft/órás munkadíjat alapul véve.

Table 1. The costs of grassland restoration by transferring plant material. Cost calculations are for 2 kg/m<sup>2</sup> amount of hay/raw material used and with a ratio of 1:5 between restored site/donor site. Amounts related to each item are calculated for 1 hectare. The costs were calculated for three method variants: Type A: Using bought hay-bales; Type B: Using bales originated from own land; Type C: Using mown raw plant material for restoration. \* This cost occurs only when the hay bales are stored in a rent depot \*\* Based on a wage of 500 Ft/hour.

Munkafolyamat	A	B	C
<b>Széna beszerzés</b>			
Körbála vásárlás	800 000	–	–
Kaszálás	–	35 000	35 000
Forgatás, rendsodrás	–	19 000	–
Bálázás	–	5 500	–
<b>Talajmunkák</b>			
Könnyűtárcsázás	7 000	7 000	7 000
<b>Szállítás, tárolás</b>			
Szállítási költség (<10km)	7 000	7 000	7 000
Bálák tárolása (3 hónap)	72 000*	72 000*	–
<b>Széna terítése</b>			
Gépi vagy kézi	5 000 / 20 000**	5 000 / 20 000**	5 000 / 20 000**
<b>Utókezelés</b>			
Kaszálás, szárzúzás	16 000	16 000	16 000
<b>Összköltség</b>	907 000–922 000	166 500–181 500	70 000–85 000

A széna kiterítése előtt célszerű előkészíteni a talajt, ami általában könnyűtárcsázást jelent. Egyes esetekben, a múltban intenzíven hasznosított szántókon érdemes a talaj felső részét eltávolítani, mivel ezzel csökkenthető a talaj foszfor, nitrogén és káliumtartalma, továbbá ez által a szántóföldi gyomok magkészletének jelentős része is eltávolítható. A széna terítése történhet géppel és kézi erővel is. A gépi erővel (szervestrágya-szóró) történő terítés jelentősen gazdaságosabb, mint a széna kézi erővel történő kijuttatása. Ha a szénaráhordást kisebb területen alkalmazzuk, a módszer hatékonyságát növelhetjük, ha aprított szénát juttatunk ki az előkészített talajra, majd a felületet gyűrűshengerrel lezárjuk. A létrehozott gyepet e módszer alkalmazása esetén is legeltetéssel, kaszálással kell kezelni.

A gyepesítés során alkalmazott módszerek közül a **magkeverékek vetése** jelenleg a legelterjedtebb. Az egyes módszerek ismertetése előtt szükségesnek tartjuk hangsúlyozni, hogy a természetvédelmi célú gyeptelepítések kivitelezésénél minden esetben gondot kell fordítani arra, hogy a szaporítóanyagban a termőhelynek megfelelő fajok magvai legyenek jelen, és ezek megfelelő helyről származzanak. A megfelelő fajösszetételű magkeverék összeállításánál figyelembe kell venni azt, hogy milyen fajok jellemzőek az adott tájban, adott termőhelyi viszonyok között. Ezek közül érdemes kiválasztani azokat, amelyek képesek arra, hogy a gyepfejlődés első fázisában sikeresen megtelepedjenek, majd szaporodjanak. Erre általában a gyep vázát alkotó kompetítor, vegetatíván is jól szaporodó fűfajok a legmegfelelőbbek. Érdemes figyelmet fordítani arra, hogy a szaporítóanyagot helyi forrásból szerezzük be, mivel így a fajok megfelelő ökotípusát tudjuk vetni. A megfelelő genetikai állományú (ökotípusú) szaporítóanyag alkalmazásával a helyi körülményekhez legjobban adaptálódott egyedekből álló gyepet hozhatunk létre (MUNSBRUGGE et al. 2010). Idegen genetikai állománnyal rendelkező szaporítóanyag alkalmazása esetén az ökotípusok kereszteződése révén ronthatjuk a helyi, természetes állományokban előforduló ökotípusok genetikai állományát (EDMANDS 2007). Az idegen ökotípus invazívként is viselkedhet, elnyomva az őshonos ökotípust. Az ilyen típusú invázió gyakran észrevétlen marad, mivel itt ugyanazon faj egyedei telepednek meg, fenotípusos eltérés ritkán fordul elő (HUFFORD és MAZER 2003, SALTONSTALL 2002). Az idegen ökotípus alkalmazásának további veszélye, hogy az eltérő genetikai állománynak köszönhetően az egyes fenofázisok időbeli megjelenése a megszokottól eltérő lehet. Ilyen például a korábbi vagy későbbi virágzási vagy termésérlelési időpont, amely negatív hatással van azokra a rovar és madárfajokra, melyek táplálkozási, reprodukciós fázisaiban a helyi ökotípus fenofázishoz adaptálódtak (SMITH 2007).

A magvetéses gyepesítés részletes módszertani leírását DEÁK et al. (2008) ismerteti. A magkeverékben található fajok száma alapján megkülönböztetünk alacsony (2–8 faj, LEPŠ et al. 2007, PYWELL et al. 2002, TÖRÖK et al. 2010, VALKÓ et al. 2010a) és magas diverzitású magkeveréket (9–40 faj, JONGEPIEROVÁ et al. 2007, PYWELL et al. 2002). Az alacsony diverzitású magkeverék összeállítása során elsődleges szempont a tájra és élőhelyre jellemző őshonos fűfajokból álló úgynevezett vázgyep létrehozása, melyet leginkább erőteljes növekedésű, jó kompetíciós képességű fajok magvaiból érdemes összeállítani (pl. *Festuca pseudovina*, *F. rupicola*, *F. pratensis*, *F. arundinacea*, *Poa pratensis*, *P. angustifolia*, *Bromus inermis*). Színezőelemként pillangós fajok (*Trifolium* spp., *Lotus corniculatus*, *Lathyrus* spp., *Vicia* spp.) vetése a legcélszerűbb. A magas diverzitású magkeverékekbe a fent felsorolt fajokon túl számos színezőelem is kerülhet. Mindkét esetben a vetéshez ajánlott mennyiség 20–40 kg/ha. A továbbiakban a költséghatékonysági elem-

zés során az általunk számos területen (>800 ha) kipróbált és alkalmasnak talált 25 kg/ha-os magmennyiséggel számolunk.

A magvetéssel történő gyepesítés esetén három fő munkafázist különítünk el: (1) a vetőmag/szaporítóanyag beszerzése, begyűjtése, (2) a vetéssel járó talajmunkák és a vetés (3) az utókezelési munkálatok (2. táblázat). Az eltérő diverzitású magkeverékekkel történő gyepesítés a költségeket tekintve csupán az első munkafázisban tér el. Alacsony diverzitású magkeverékek esetén, ha a vetőmagot vásároljuk, a költségek több mint ötször magasabbak, mint a saját területről aratott magkeverék alkalmazása esetén (2. táblázat). Bár a kereskedelmi forgalomban számos gazdasági célú gyepesítéshez ajánlott magkeverék található, ezek gyakran nem az adott tájnak, élőhelynek megfelelő fajokat tartalmazzák. Ezen felül a keverékbe gyakran a fajok külföldről (Hollandia, Dánia) importált, a Kárpát-medencében nem őshonos ökotípusát keverik bele. Az első fázis költségei jelentősen csökkenthetők, ha a magkeverékek összeállításához szükséges magokat nem vetőmag/szaporítóanyag vásárlással, hanem saját, illetve bérelt területről, aratással gyűjtjük be. A mag aratásának egyik nagy előnye a kedvező árfekvés mellett, hogy a szaporítóanyagba kerülő fajok biztosan a megfelelő ökotípusba tartoznak. A saját kivitelezésű magaratás hátránya, hogy az aratás munkaigényes és kedvezőtlen időjárású években a learatható magmennyiség a szokásos években aratott mennyiség töredéke lehet. Amennyiben a gyepesítést több éven keresztül végezzük, és van lehetőség a korábban már gyepesített területről történő aratásra, érdemes ezeket a területeket előnyben részesíteni, mivel hozamuk az első években akár 200 kg/ha-t is elérheti, ellentétben a természetes gyepekben jellemző kb. 50 kg/ha-os hozammal *Festuca* fajok esetében végzett vizsgálat alapján (DEÁK et al. 2008). A hozam számolásakor figyelembe kell venni azt is, hogy a legtöbb gyepesítést egykori szántóterületeken végzik, ahol jellemzően magas a talaj tápanyag-szolgáltató képessége, ami a természetes gyepekhez képest általában magasabb maghozamot eredményez. Amennyiben a vetőmag aratásához a gyepterületet bérelni szükséges, az hektáronként hozzávetőleg 8 000 Ft-tal növelheti a költségeket. A magas diverzitású magkeverékek esetén az első fázisban mindenképpen számolnunk kell a kézi maggyűjtés költségeivel, mivel a szükséges fajok magjait a kereskedelemben igen ritkán vagy egyáltalán nem lehet megvásárolni. Így csupán arra nyílik lehetőség, hogy kereskedelmi forgalomból a gyeptalajt alkotó fűmagokat szerezzük be.

A második és harmadik fázis munkafolyamatait és költségeit tekintve azonos az eltérő diverzitású magkeverékek alkalmazása esetén. A talajmunka során az előkészítési fázisban könnyű- vagy nehéztárcsával (szükség esetén szántással) és simítóval műveljük el a talajt. A vetőágy előkészítése középnéhez fogással vagy kombinátorral történik. Ezt követi a magvetés, a magtakarás könnyű fogással, valamint a vetőágy lezárása gyűrűshengerrel. Az utókezelés leggyakrabban kaszálást vagy szárazúzást jelent. A gyepesítést követő első három évben célszerű évente legalább kétszer kaszálni, illetve szükség esetén szárazúzást alkalmazni (májusban a gyomok magérlelési fázisa előtt, valamint augusztus végén – szeptember elején tisztítókaszálás jelleggel). Kiegészítésként érdemes lehet legeltetni a területet, mivel ez a hasznosítási forma amellest, hogy jelentős mennyiségű fitomasszát távolít el a területről, segít a mozaikosság kialakításában, felnyitja a gyeptalajt a színezőelemek számára, és segíti azok propagulumainak bejutását a területre. A gyeptalaj fenntartása szempontjából természetesen a fent említett három éven túl is kívánatos a kaszálás vagy a legelés folyamatos fenntartása a létrehozott gyeptalajra.

## 2. táblázat Alacsony- és magas diverzitású magkeverékek vetésével történő gyepesítés költségei.

A számolásnál az alacsony diverzitású magkeverék esetén 25 kg/ha fűmag mennyiséggel (3 faj), a magas diverzitású magkeverék esetén 15 kg/ha fűmag- (3 faj) és 10 kg/ha kétszikű mag (15 faj) mennyiséggel számoltunk. A táblázatban szereplő összegek az egyes tételek egy hektárra vonatkozó költségét jelölik forintban, amihez hozzászámítottuk az első évi kezelés költségét is. Jelmagyarázat: A: Alacsony diverzitású magkeverék használata, a szaporítóanyag vásárlása esetén. B: Alacsony diverzitású magkeverék használata, saját betakarítású szaporítóanyaggal. C: Magas diverzitású magkeverék használata, a fű szaporítóanyagának vásárlása és a kétszikűek saját betakarítása esetén. D: Magas diverzitású magkeverék használata, saját betakarítású szaporítóanyaggal. \*A kombájn bérlési díját (25.000 Ft/ha) és egy átlagos 50 kg/ha-os hozamot alapul véve.

\*\*500 Ft/órás munkadíjat alapul véve.

Table 2. The costs of grassland restoration by sowing variously diverse seed mixtures. The costs were calculated for low diversity seed mixture (3 species) with 25 kg grass seed/ha and for high diversity seed mixture (18 species – 3 grass species and 15 forb species) with 15 kg grass seed/ha and 10 kg forb seed/ha. Amounts relating to each item are calculated for 1 hectare. The costs were calculated for four method variants: Type A: Sowing low diversity seed mixture with bought seeds; Type B: Sowing low diversity seed mixture with seeds from own harvest; Type C: Sowing high diversity seed mixture with bought grass seeds and forb seeds from own harvest; Type D: Sowing high diversity seed mixture with grass and forb seeds from own harvest.

\* Based on the rent of the harvester (25 000 Ft/ha) and an average yield of 50 kg/ha.

\*\* Based on a wage of 500 Ft/hour.

Munkafolyamat	A	B	C	D
<b>Vetőmag, szaporítóanyag beszerzése</b>				
Fű-vetőmag vásárlása	80 000	–	48 000	–
Fű-szaporítóanyag betakarítása és cséplése	–	12 500*	–	7 500*
Kétszikűek kézi begyűjtése	–	–	47 500**	47 500**
Szaporítóanyag tisztítása, zsákolása	–	500	–	500
Tárolási költségek (3 hónap)	1 500	1 500	1 500	1 500
<b>Talajmunkák</b>				
Nehéz vagy könnyűtárcsázás	7 000	7 000	7 000	7 000
Simítózás	5 500	5 500	5 500	5 500
Vetőágy készítés	6 000	6 000	6 000	6 000
Magvetés	4 000	4 000	4 000	4 000
Magtakarás könnyű fogással	5 000	5 000	5 000	5 000
Felszín tömörítése gyűrűshengerrel	4 500	4 500	4 500	4 500
<b>Utókezelés</b>				
Kaszálás és szárzúzás	16 000	16 000	16 000	16 000
<b>Összesen</b>	<b>129 500</b>	<b>62 500</b>	<b>145 000</b>	<b>105 000</b>

## Kiegészítő megoldások

A spontán szukcesszió felgyorsítására, valamint a fent felsorolt módszerek kiegészítéseként gyakran alkalmazott módszer a **felülvetés**, melynek során egy féltermészetes gyepbe egy egyszerűbb talaj-előkészítést követően a kívánt fajok magjait juttatjuk be (3. táblázat). Előnye, hogy kis költséggel járó beavatkozás, egyszerű kivitelezni, gyors és igen hatékony. Alkalmazása során általában a gyep fejlődésének gyorsítása a cél, azonban olyan esetekben, amikor a rekonstruálni kívánt gyep környezetében nem található természetes

propagulum forrás, a felülvetés az egyetlen eszköz arra, hogy segítsük a színezőelemek megtelepedését. A felülvetés során az első lépés a talajelőkészítés, melyet célszerű középnehéz fogással végezni. Tapasztalataink szerint a középnehéz fogas mellett, hogy alkalmas arra, hogy a gyepet a szaporítóanyag számára szükséges mértékben felnyissa, a féltermészetes gyepekben a gypalkotókat csak kis mértékben károsítja. Az elérni kívánt célállapottól függően többféle mintázatban is történhet a felülvetés. Amennyiben a teljes gyepterület fajkészletének általános javítása a cél (pl. egy hiányzó vázfaj betelepítése) érdemes a teljes területet felülvetni. Ebben az esetben az ajánlott mennyiség 20 kg/ha. A vetést követően a vetést gyűrűshengerrel kell lezárni. Bizonyos esetekben, amikor a gyp váza már megfelelő, és csupán a termőhelynek megfelelő színezőelemek visszatelepítése a cél, nem szükséges az egész gyepet érintő felülvetést végezni. Ilyenkor célszerű a betelepíteni kívánt fajokat foltokban vetni. Ebben az esetben a talajt természetes módon is előkészíthetjük, amelyre a legalkalmasabb módszer a legeltetés, mivel ez a gypben felnyílt foltokat hoz létre.

3. táblázat Felülvetés költségei. A számolásokat 20 kg/ha fűmag mennyiségre végeztük el. A számolásnál az alacsony diverzitású magkeverék esetén 20 kg/ha fűmag mennyiséggel (3 faj), a magas diverzitású magkeverék esetén 12 kg/ha fűmag- (3 faj) és 8 kg/ha kétszikű mag (15 faj) mennyiséggel számoltunk. A táblázatban szereplő összegek az egyes tételek egy hektárra vonatkozó költségét jelölik forintban, amihez hozzászámítottuk az első évi kezelés költségét is. Jelmagyarázat: A: Alacsony diverzitású magkeverék használata, a szaporítóanyag vásárlása esetén. B: Alacsony diverzitású magkeverék használata, saját betakarítású szaporítóanyaggal. C: Magas diverzitású magkeverék használata, a fű szaporítóanyagának vásárlása és a kétszikűek saját betakarítása esetén. D: Magas diverzitású magkeverék használata, saját betakarítású szaporítóanyaggal. \*A kombájn bérlési díját (25.000 Ft/ha) és egy átlagos 50 kg/ha-os hozamot alapul véve. \*\*500 Ft/órás munkadíjat alapul véve.

Table 3. The costs of grassland restoration by overseeding. The costs were calculated for low diversity seed mixture (3 species) with 20 kg grass seed/ha and for high diversity seed mixture (18 species – 3 grass species and 15 forb species) with 12 kg grass seed/ha and 8 kg forb seed/ha. Amounts related to each item are calculated for 1 hectare. The costs were calculated for four method variants: Type A: Sowing low diversity seed mixture with bought seeds; Type B: Sowing low diversity seed mixture with seeds from own harvest; Type C: Sowing high diversity seed mixture with bought grass seeds and forb seeds from own harvest; Type D: Sowing high diversity seed mixture with grass and forb seeds from own harvest. \* Based on the rent of the harvester (25 000 Ft/ha) and an average yield of 50 kg/ha. \*\* Based on a wage of 500 Ft/hour.

Munkafolyamat	A	B	C	D
<b>Vetőmag, szaporítóanyag beszerzése</b>				
Fű-vetőmag vásárlása	64 000	–	48 000	–
Fű-szaporítóanyag betakarítása és cséplése	–	10 000	–	6 000
Kétszikűek kézi begyűjtése	–	–	38 000	38 000
Szaporítóanyag tisztítása, zsákolása	–	500	–	500
Tárolási költségek (3 hónap)	1 000	1 000	1 000	1 000
<b>Talajmunkák</b>				
Fogasolás (középnehéz)	5 000	7 000	7 000	7 000
Felszín tömörítése gyűrűshengerrel	4 500	4 500	4 500	4 500
<b>Összesen</b>	<b>74 500</b>	<b>23 000</b>	<b>98 500</b>	<b>57 000</b>

A felülvetéshez hasonlóan a **szénaráhordás** is alkalmas felhagyott szántókon és fajszegény gyepterületeken zajló vegetáció-fejlődés segítésére, a színezőelemek betelepítésére, valamint a gyomok visszaszorítására. Amennyiben a szénaráhordást csupán kiegészítő módszerként alkalmazzuk, a talajelőkészítést el lehet hagyni, illetve a széna mennyisége is csökkenthető. A gyep mozaikosságának kialakításához elegendő lehet a széna foltokban történő kihelyezése.

Végül meg kell említenünk azt a módszert, amikor egyes **növényegyedeket ültetünk be** a gyepbe. Ez a módszer a ritka színezőelemek betelepítésére szolgál, és bár eredménye gyepgazdálkodási szempontból irreleváns, fontos természetvédelmi jelentősége van. Költségei nagyban függenek a betelepíteni kívánt faj mesterséges szaporításának költségeitől, a beültetendő egyedek számától és attól, hogy a későbbiekben a beültetett növényegyedek igényelnek-e utólagos gondozást (pl. öntözés).

### Utókezelések

Mint azt minden egyes módszernél említettük, a gyeptelepítés sikerességéhez elengedhetetlen a folyamatos utókezelés. Ez leggyakrabban kaszálást, szárzúzást jelent, de gyakran javasolt a legeltetés alkalmazása is. A **kaszálást**, illetve a **szárzúzást** egyszerűbb kivitelezni, mivel az ehhez szükséges géppark könnyen elérhető. Egyik legnagyobb előnyük, hogy segítségükkel nagy mennyiségű holt és élő fitomasszát lehet eltávolítani a területről (BILLETTER et al. 2007, TÖRÖK et al. 2007, 2009c, 2009d, VALKÓ et al. 2009, 2010b). A gyepesedés kezdeti szakaszában (első 2–3 év) érdemes évente akár többször is kaszálni, illetve szükség esetén szárzúzni. Az első kaszálás időpontját a gyomfajok termésérlelése előtti időpontra (általában május vége – június eleje) célszerű tervezni, így megakadályozható, hogy a gyomfajok magjai a magkészletbe jussanak. Az időpont megállapításakor ügyelni kell arra is, hogy egyes gyomfajok (pl. *Cirsium arvense*, *Capsella bursa-pastoris*) magjai akkor is képesek beérni, ha zöldérés állapotában kaszálták le a növényt. A kaszálékot érdemes minél hamarabb eltávolítani a területről, hiszen a levágott fitomassza elsősorban árnyalása révén hátráltatja a gyep fejlődését, és a benne található gyomfajok magjai beérhetnek. A szárzúzás abban az esetben szükséges, ha a magasabb, erőteljesebb növekedésű kétszikű fajok (*Matricaria inodora*, *Carduus acanthoides*, *Cirsium arvense*, *Onopordum acanthium*) fitomasszája magas a területen. A kaszálás hátránya, hogy nem megfelelő alkalmazása esetén homogenizálja a gyepet (ZECHMEISTER et al. 2003) és károsíthatja a talajt (talajtömörödés, keréknyomok: SCHÄFFER et al. 2007).

A **legeltetés** jelentős infrastruktúrát igényel, azonban hatékonyan elősegíti a gyep fejlődését, és segítheti a mozaikosabb vegetáció-struktúra kialakulását (BAKKER et al. 1983). Legeltetés során ekto- és endozoochoria révén számos faj propaguluma bejuttatható a területre (BONN és POSCHLOD 1998). A gyep természetes úton történő felnyitásával megfelelő mikro-élőhelyek jönnek létre, amelyek segítik a színező elemek megtelepedését (BISSELS et al. 2006), illetve hozzájárulnak egy diverzebb gerinctelen és gerinces fauna kialakulásához (SÁNDOR et al. 2004). A gyepesítést követő években ajánlatos a legeltetést kaszálással és szárzúzással kombinálva alkalmazni, azonban később, amikor a gyep váza kialakult a legeltetés már önmagában is alkalmas a gyepterület kezelésére (PENKSZA et al. 2008, SZENTES et al. 2008, 2009a, 2009b, 2009c). A legeltetés alkalmazása esetén fontos az adott gyeptípust jól hasznosító fajta és a megfelelő legelési intenzitás kiválasztása (KE-

NÉZ et al. 2007). A legeltetés hátránya lehet, hogy a szelektív legelés hatására a gyepek feldúsulhatnak a szúrós gyomok, cserjék, valamint a legelő állatok által nem fogyasztott mérgező növények.

A felhalmozódott avar eltávolítására kiegészítő módszerként a terület könnyű **fogaslása** is megfelelő lehet, ám ennek alkalmazását csak szükségmegoldásként javasoljuk.

Egyes társulások esetén (például szikes pusztai társulások), ahol a múltban a gyepek természetes fejlődéséhez és dinamikájához hozzátartozott a tűz általi zavarás, a **kontrollált égetés** alkalmas módszer lehet a felhalmozódott avar eltávolítására, valamint a színezőelemek betelepülése számára szükséges nyílt foltok létrehozásához. Fontos megjegyezni, hogy jelenleg igen kevés adat áll rendelkezésre az égetés alkalmazási körülményeiről, illetve a gyepek közösségekre gyakorolt hatásairól, ezért alkalmazása további vizsgálatokat, illetve nagy körültekintést igényel (VONA et al. 2006). Véleményünk szerint az égetéssel történő kezelésre az októberi időpont a legalkalmasabb, mivel ilyenkor a gyepek növény és állatvilága már nyugalmi állapotban van. Az égetést célszerű olyan időpontban elvégezni, amikor az avar száraz, ám a talaj nedvességtartalma magas, mivel így megakadályozható a talajban élő állatok, növényi részek és mikroorganizmusok károsodása. Szükséges kihangsúlyozni, hogy az égetés nem minden típusú gyepekben alkalmazható, valamint területtől függően kell megállapítani a kezelés gyakoriságát. Nehézséget okozhat még az égetés engedélyeztetése, amelyet a területileg illetékes Természetvédelmi Hatóságnál kell kezdeményezni.

### A gyepezítés kivitelezéséhez igénybe vehető támogatások

A korábbi gyakorlattal szemben, napjainkban a természetvédelmi szempontból is előnyös gazdálkodási módok, így a megfelelő gyepegzálkodás, alkalmazását nem csak a korábban alkalmazott szankciók segítségével szabályozzák (pl. korlátozások a kaszálás időpontjával, kivitelezésével kapcsolatban, gyepefeltérés tiltása). Természetvédelmi szempontból megfelelő gyepegzálkodás folytatása esetén számos támogatást is igénybe lehet venni, amely kompenzálja a korlátozások miatt bekövetkező esetleges bevételkiesést. Ennek köszönhetően a természetvédelmi szempontú gyepegzálkodás gazdasági szempontból is rentábilis lehet, a természetvédelem és a gazdálkodók érdekei valamilyen szinten találkoznak. Ezt mutatja az is, hogy az EU-ban a mezőgazdasági területek 20%-án már olyan agrár-környezetvédelmi szempontú gazdálkodást folytatnak, amely figyelembe veszi a gazdasági és a természetvédelmi szempontokat is (ROUNSEVELL et al. 2005). A természetvédelmi célú gazdálkodás elősegítésére igénybe vehető támogatások egy része az egész ország területén igénybe vehető (horizontális támogatások), más részük az ország természetvédelmi szempontból kiemelt térségeire koncentrál (zonális támogatások). Zonális támogatások például a Natura2000 és az MTÉT (Magas Értékű Természetvédelmi Területek, korábban ÉTT) és a kedvezőtlen adottságú területeken igényelhető támogatás. Hazánkban jellemzően ezekben a kiemelt térségekben található a természetes és természetközeli gyepterületek nagy része, és azon védett állatfajok (pl. tűzok) döntő többsége is, melyek léte a gyepek fennmaradásától függ. A támogatásokat a természetközeli gyepek létrehozására és fenntartására is igénybe lehet venni, így a meglévő és telepített gyepek folyamatos fennmaradása is biztosított. A felsorolt támogatásokról a Függelékben található rendeletek nyújtanak bővebb információt. Fontosnak



tartjuk azonban megjegyezni, hogy amellet, hogy a gyepok létesítése és fenntartása jelenleg a kompenzációs eszközök révén gazdaságilag is előnyös lehet, alapvető lenne egy megfelelő nagyságú állatállomány megteremtése és fenntartása, amely alkalmas lenne a gyepgazdálkodás során keletkezett takarmány és legelőterület kihasználására. Ezáltal ez a gazdálkodási forma önállóan, a támogatások nélkül is versenyképes lenne.

### Alkalmazási javaslatok

Mint láthattuk a gyepesítések kivitelezésére számos módszer áll rendelkezésre, így a tervezési fázisban az első lépés a megfelelő módszer kiválasztása. Ennek során figyelembe kell venni a termőhelyi viszonyokat, a területen jelen lévő vegetációt, a rendelkezésre álló anyagi forrásokat, azt, hogy milyen gyorsan szeretnénk elérni az eredményt valamint azt, hogy mi a gyepesítés célja (vázfajokból álló vagy diverz fajkészletű gyep létrehozása, gazdasági szempont, pufferezóna létrehozása stb.).

A spontán szukcesszió folyamatainak támogatása a kisebb (<10 ha) területeken, illetve a vonalas létesítmények felszámolása esetén számít hatékony módszernek. Itt van lehetőség arra, hogy a külső propagulum forrásokból belátható időn belül az egész területre eljussanak a célfajok magvai, illetve a szántó szélein az arra képes fajok vegetatívan betervejdenek. A módszer alkalmazása főleg olyan területeken javasolható, ahol a korábban termesztett növény megakadályozza a gyomosodást, de nem akadályozza gyepi fűfajok betelepülését (pl. egykori lucernatáblák helyén, KELEMEN et al. 2010). A felhagyott szántókon kiegészítő kezelések alkalmazása mellett is megjelenhetnek, és onnan tovább terjedhetnek az agresszív kompetítor és invazív fajok (pl. *Asclepias syriaca*, *Solidago* spp.). A felsoroltak miatt ezt a módszert kifejezetten az olyan természetvédelmi célzatú gyeptelepítéseknel javasoljuk, ahol inváziós fajok meglepedésére nem vagy csak alig kell számítani (pl. szikések), és a gyepesedésre rendelkezésre álló idő nem meghatározó tényező.

A szénaráhordást kisebb területek (<1 ha) gyepesítéséhez, valamint a spontán szukcesszió felgyorsítására ajánljuk, mivel alkalmazása esetén limitáló a megfelelő minőségű és mennyiségű széna. Ha a kivitelezéshez nem állnak rendelkezésre olyan saját területek, ahol be lehet gyűjteni a szükséges szénát, a módszer alkalmazása komoly anyagi befektetést igényel. Mindezek figyelembevételével a módszer igen gyors és hatékony valamint kis eszközigényű. Önálló alkalmazása esetén is, akár 3-5 év alatt, egy záródott, egyszikűek által dominált gyepet lehet létrehozni (HÖLZEL és OTTE 2003). A szénaráhordás, akár gyep létrehozására, akár kiegészítő módszerként a fajgazdagság növelésére, főként természetvédelmi szemléletű projektekben alkalmazható. A befektetett jelentős anyagi források a gyors eredmény mellett főként a gyep természetes fajösszetételében és fajgazdagságában térülnek meg.

Az alacsony diverzitású magkeverékek vetése egy költséghatékony gyepesítési módszer. Ez a módszer a legalkalmasabb arra, hogy rövid idő alatt nagyobb összefüggő területeken (>1 ha) egy vázfajokból álló, zárt gyepet hozzunk létre. Az alacsony diverzitású magkeverék vetése javasolt abban az esetben is, ha a spontán gyepesedéshez nem állnak rendelkezésre lokális propagulum források. Előnye, hogy segítségével gyors és megbízható eredmény érhető el: 2–3 éven belül egy záródott, vázfajokból álló gyepet lehet létrehozni, melyben a szántóföldi gyomfajok már nem vagy csak alacsony részesedéssel

vannak jelen (TÖRÖK et al. 2008a, 2010, DÉRI et al. 2009). Alkalmazása mind a természetvédelmi, mind a gazdasági célú gyepesítések esetében javasolt, mivel rövidtávon biztos eredményeket lehet elérni általa. Hátránya, hogy nagy eszközigényű, a megfelelő szaporítóanyag beszerzése egyes esetekben problémás lehet, illetve a színezőelemek spontán betelepődése általában lassú.

Magas diverzitású magkeverék vetését azokban az esetekben ajánljuk, amikor kis területen, viszonylag rövid idő alatt kívánunk létrehozni egy fajgazdag gyepet. Az alacsony diverzitású magkeverék vetéséhez hasonlóan nagy eszközigényű módszer, de alkalmazása esetén a legfőbb nehézséget a ritka fajok magjainak beszerzése okozza. A magkeverék összeállítására már kis mennyiségben is problémás lehet, ezért a módszer csak korlátozott mértékben és területen alkalmazható, így főként természetvédelmi célú gyepesítésekben javasolható.

### Köszönetnyilvánítás

A szerzők köszönik Tóth Sándornak, Müllerné Kovács Tündének és Molnár Attilának, (Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság), Lontay Lászlónak (Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság), illetve Tóthmérész Bélának, Török Péternek és Valkó Orsolyának (DE TTK Ökológia Tanszék) a cikk megírása során nyújtott hasznos tanácsait.

### Irodalom

- ALDRICH J. H. 2002: Factors and benefits in the establishment of modest-sized wildflower plantings: A review. *Native Plant Journal* 3: 67–86.
- BAKKER J. P., DE LEEUW W., VAN WIEREN S. E. 1983: Micro-patterns in grassland vegetation created and sustained by sheep grazing. *Vegetatio* 55: 153–161.
- BILLETER R., PEINTINGER M., DIEMER M. 2007: Restoration of montane fen meadows by mowing remains possible after 4–35 years of abandonment. *Botanica Helvetica* 117: 1–13.
- BISSELS S., DONATH T. W., HÖLZEL N., OTTE A. 2006: Effects of different mowing regimes on seedling recruitment in alluvial grasslands. *Basic and Applied Ecology* 7: 433–442.
- BONN S., POSCHLOD P. 1998: *Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas*. Quelle & Meyer Verlag, Wiesbaden.
- CRAMER V. A., HOBBS R. J. (eds.). 2007: *Old fields: dynamics and restoration of abandoned farmland*. Island Press.
- CSECSERITS A., SZABÓ R., HALASSY M., RÉDEI T. 2007: Testing the validity of successional predictions on an old field chronosequence in Hungary. *Community Ecology* 8: 195–207.
- DEÁK B., TÖRÖK P., KAPOCSI I., LONTAY L., VIDA E., VALKÓ O., LENGYEL SZ., TÓTHMÉRÉSZ B. 2008: Szik- és löszgyep-rekonstrukció vázfajokból álló magkeverék vetésével a Hortobágyi Nemzeti Park területén (Egyek-Pusztakócs). *Tájökológiai Lapok* 6: 323–332.
- DÉRI E., LENGYEL SZ., LONTAY L., DEÁK B., TÖRÖK P., MAGURA T., HORVÁTH R., KISFALI M., RUFF G., TÓTHMÉRÉSZ B. 2009: Természetvédelmi stratégiák alkalmazása a Hortobágyon: az egyek-pusztakócsi LIFE-Nature program eredményei. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 89–102.
- DONATH T., BISSELS S., HÖLZEL N., OTTE A. 2007: Large scale application of diaspore transfer with plant material in restoration practice- Impact of seed and microsite limitation. *Biological Conservation* 138: 224–234.
- EDMANDS S. 2007: Between a rock and a hard place: Evaluating the relative risks of inbreeding and outbreeding for conservation and management. *Molecular Ecology* 16: 463–475.
- HÖLZEL N., OTTE A. 2003: Restoration of a species-rich flood meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. *Applied Vegetation Science* 6: 131–140.
- HUFFORD K., MAZER S. J. 2003: Plant ecotypes: Genetic differentiation in the age of ecological restoration. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 147–155.
- JONGEPIEROVÁ I., MITCHELY J., TZANOPOULOS J. 2007: A field experiment to recreate species rich hay meadows using regional seed mixtures. *Biological Conservation* 139: 297–305.

- KELEMEN A., TÖRÖK P., DEÁK B., VALKÓ O., LUKÁCS B. A., LENGYEL SZ., TÓTHMÉRÉS B. 2010: Spontán gyepregeneráció extenzíven kezelt lucernásokban. Tájökológiai Lapok 8: 33–44.
- KENÉZ Á., SZEMÁN L., SZABÓ M., SALÁTA D., MALATINSZKY Á., PENKSZA K., BREUER L. 2007: Természetvédelmi célú gyephasznosítási terv a pénzésgyőr-hárskúti hagyásfás legelő élőhely védelmére. Tájökológiai Lapok 5: 35–41.
- KIEHL K., THORMANN A., PFADENHAUER J. 2006: Evaluation of initial restoration measures during the restoration of calcareous grasslands on former arable fields. Restoration Ecology 14: 148–156.
- KIEHL K., KIRMER A., DONATH T., RASRAN L., HÖLZEL N. 2010: Species introduction in restoration projects – Evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe. Basic and Applied Ecology 11: 285–299.
- LEPŠ, J., DOLEŽAL J., BEZEMER T. M., BROWN V. K., HEDLUND K., IGUAL ARROYO M., JORGENSEN H. B., LAWSON C. S., MORTIMER S. R., PEIX GELDART A., RODRIGUEZ BARRUECO C., SANTA REGINA I., ŠMILAUER P., VAN DER PUTTEN, W. H. 2007: Long-term effectiveness of sowing high and low diversity seed mixtures to enhance plant community development on ex-arable fields. Applied Vegetation Science 10: 97–110.
- MIJNSBRUGGE V., K., BISCHOFF A., SMITH B. 2010: A question of origin: Where and how to collect seed for ecological restoration. Basic and Applied Ecology 11: 300–311.
- NÖSBERGER J., RODRIGUEZ M. 1996: Increasing biodiversity through management. Grassland science in Europe 1: 949–956.
- PENKSZA K., TASI J., SZENTES SZ., CENTERI CS. 2008: Természetvédelmi célú botanikai, takarmányozástani és talajtani vizsgálatok a Tapolcai és Káli-medence szürkemarha és bivaly legelőin. Gyepgazdálkodási Közlemények 6: 47–53.
- PENKSZA K., SZENTES SZ., CENTERI CS., TASI J. 2009: Juhlegelő természetvédelmi célú botanikai, takarmányozástani és talajtani vizsgálata a Káli-medencében I. AWETH 5(1): 49–62.
- PRACH K., PYŠEK P. 2001: Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. Ecological Engineering 17: 55–62.
- PULLIN A. S., BÁLDI A., CAN O. E., DIETERICH M., KATI V., LIVOREIL B., LÖVEI G., MIHÓK B., NEVIN O., SELVA N., SOUSA-PINTO I. 2009: Conservation focus on Europe: Major conservation policy issues that need to be informed by conservation science. Conservation Biology 23: 818–824.
- PYWELL R. F., BULLOCK J. M., HOPKINS A., WALKER K. J., SPARKS T.H., BURKE M. J. W. PEEL S. 2002: Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment. Journal of Applied Ecology 39: 294–309.
- RASRAN L., VOGT K., JENSEN K. 2006: Seed content and conservation evaluation of hay material of fen grasslands. Journal for Nature Conservation 14: 34–45.
- ROUNSEVELL M. D. A., EWERT, F., REGINSTER, I., LEEMANS, R., CARTER, T. R. 2005: Future scenarios of European agricultural land use – II. Projecting changes in cropland and grassland. Agriculture, Ecosystems & Environment 107: 117–135.
- RUPRECHT E. 2005: Secondary succession in old-fields in the Transylvanian Lowland (Romania). Preslia 77: 145–157.
- RUPRECHT E. 2006: Successfully recovered grassland: a promising example from Romanian old-fields. Restoration Ecology 14: 473–480.
- SALTONSTALL K. 2002: Cryptic invasion by a non-native genotype of the common reed, *Phragmites australis*, into North America. Proceedings of the National Academy of Sciences 99: 2445–2449.
- SÁNDOR I., ECSEDI Z., ARADI CS. 2004: A madárvilágot befolyásoló gazdálkodás és legeltetés a Hortobágyon. In: ECSEDI Z. (szerk.) A Hortobágy madárvilága. Hortobágy Természetvédelmi Egyesület, Winter Fair, Balmazújváros - Szeged. pp. 45–52.
- SCHÄFFER B., ATTINGER W., SCHULIN R. 2007: Compaction of restored soil by heavy agricultural machinery - Soil physical and mechanical aspects. Soil & Tillage Research 93: 28–43.
- SMITH B. M. 2007: The importance of seed origin in grassland restoration schemes. Aspects of Applied Biology 82: 31–37.
- SZENTES SZ., PENKSZA K., TASI J., MALATINSZKY Á. 2008: A legeltetés természetvédelmi vonatkozásai a Tapolcai- és Káli medencében. AWETH 4(2): 829–835.
- SZENTES SZ., WICHMANN B., HÁZI J., TASI J., PENKSZA K. 2009: Vegetáció és gyep produkció havi változása badacsonytördemici szürkemarha legelőkön és kaszálón. Tájökológiai Lapok 7: 11–20.
- SZENTES SZ., TASI J., HÁZI J., PENKSZA K. 2009: A legeltetés hatásának gyepgazdálkodási és természetvédelmi vizsgálata Tapolcai- és Káli-medencei lólegelőn (2008.) Gyepgazdálkodási Közlemények 7: (in press)

- TÖRÖK P., ARANY I., PROMMER M., VALKÓ O., BALOGH A., VIDA E., TÓTHMÉRÉSZ B., MATUS G. 2007: Újrakezdtetett kezelés hatása fokozottan védett kékperjés láprét fitomasszájára, faj- és virággazdagságára. *Természetvédelmi Közlemények* 13: 187–198.
- TÖRÖK P., DEÁK B., VIDA E., LONTAY L., LENGYEL SZ., TÓTHMÉRÉSZ B. 2008a: Tájléptékű gyeprekonstrukció lőszős és szikes fűmagkeverékekkel a Hortobágyi Nemzeti Park (Egyek-Pusztaköcs) területén. *Botanikai Közlemények* 95: 115–125.
- TÖRÖK P., MATUS G., PAPP M., TÓTHMÉRÉSZ B. 2008b: Secondary succession of overgrazed Pannonian sandy grasslands. *Preslia* 80: 73–85.
- TÖRÖK P., MATUS G., PAPP M., TÓTHMÉRÉSZ B. 2009a: Seed bank and vegetation development of sandy grasslands after goose breeding. *Folia Geobotanica* 44: 31–46.
- TÖRÖK P., MATUS G., PAPP M., TÓTHMÉRÉSZ B. 2009b: Nyírségi homoki gyepék lúdlegelést követő regenerálódása és magkészlete. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 134–146.
- TÖRÖK P., ARANY I., PROMMER M., VALKÓ O., BALOGH A., VIDA E., TÓTHMÉRÉSZ B., MATUS G. 2009c: Vegetation, phytomass and seed bank of strictly protected hay-making Molinion meadows in Zemplén Mountains (Hungary) after restored management. *Thaiszia* 19: 67–77.
- TÖRÖK P., KELEMEN A., VALKÓ O., MIGLÉCZ T., VIDA E., DEÁK B., LENGYEL SZ., TÓTHMÉRÉSZ B. 2009d: Avar-felhalmozódás szerepe a gyesesítést követő vegetáció-dinamikában. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 134–146.
- TÖRÖK P., DEÁK B., VIDA E., VALKÓ O., LENGYEL SZ., TÓTHMÉRÉSZ B. 2010: Restoring grassland biodiversity: Sowing low diversity seed mixtures can lead to rapid favourable changes. *Biological Conservation* 148: 806–812.
- VALKÓ O., TÖRÖK P., VIDA E., ARANY I., TÓTHMÉRÉSZ B., MATUS G. 2009: A magkészlet szerepe két hegyi kaszálórét közösség helyreállításában. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 147–159.
- VALKÓ O., VIDA E., KELEMEN A., TÖRÖK P., DEÁK B., MIGLÉCZ T., LENGYEL SZ., TÓTHMÉRÉSZ B. 2010a: Gyeprekonstrukció napraforgó- és gabonátáblák helyén alacsony diverzitású magkeverék vetésével. *Tájaközületek Lapok* 8: 53–64.
- VALKÓ O., TÖRÖK P., TÓTHMÉRÉSZ B., MATUS G. 2010b: Restoration potential in seed banks of acidic fen and dry-mesophilous meadows: Can restoration be based on local seed banks? *Restoration Ecology* in press, DOI: 10.1111/j.1526-100X.2010.00679.x
- VIDA E., TÖRÖK P., DEÁK B., TÓTHMÉRÉSZ B. 2008: Gyepék létesítése mezőgazdasági művelés alól kivont területeken: a gyesesítés módszereinek áttekintése. *Botanikai Közlemények* 95: 101–113.
- VONA M., FALUSI E., PENKSZA, K. 2006: Examination of the soil-plant relations on the Galgahévíz peaty meadow (Hungary), effects of nature conservation measures on the vegetation. *Thaiszia* 16: 109–121.
- ZECHMEISTER H. G., SCHMITZBERGER I., STEURER B., PETERSEIL J., WRBKA T. 2003: The influence of land-use practices and economics on plant species richness in meadows. *Biological Conservation* 114: 165–177.

### Függelék

#### Gyeptelepítések kivitelezéséhez és gyepék fenntartásához igénybe vehető támogatások

##### Subsidies provided for establishing and maintaining grasslands

128/2007. (X. 31.) FVM rendelet az Európai Mezőgazdasági Vidékfejlesztési Alapból a Natura 2000 gyepterületeken történő gazdálkodáshoz nyújtandó kompenzációs támogatás részletes szabályairól

61/2009 (V.14.) FVM rendelet az Európai Mezőgazdasági Vidékfejlesztési Alapból nyújtott agrár-környezetgazdálkodási támogatások igénybevételének részletes feltételeiről

Magas Értékű Természetvédelmi Területek Programja 2009

33/2008. (III. 27.) FVM rendelet az Európai Mezőgazdasági Vidékfejlesztési Alapból nem termelő mezőgazdasági beruházásokhoz nyújtandó támogatások részletes feltételeiről

137/2004. (IX. 18.) FVM rendelet

Kedvezőtlen adottságú területek kompenzációs támogatása

28/ 2005 (IV. 1.) FVM rendelet Egyszerűsített területalapú támogatás

## GRASSLAND RESTORATION IN PRACTICE: HOW MUCH IS A HECTARE?

B. DEÁK, I. KAPOCSI

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

E-mail: deakb@hnp.hu

**Keywords:** grassland restoration, spontaneous succession, seed sowing, seed mixtures, hay removal, over-seeding, management

To increase the extension of natural grasslands by preserving their remaining stands and by creating seminatural grasslands in proper sites has high priority in nature conservation in Hungary. In the nature protectional and agricultural practice the most frequently applied methods for grassland restoration are facilitating spontaneous succession, hay removal and sowing low or high diversity seed mixtures. Facilitating spontaneous succession is cost effective and requires a low level of technical background. It should be applied on abandoned arable fields where grasslands with high natural value are present in the neighbourhood which can act as propagules donor sites for revegetation. Disadvantages of this method are that the regeneration of the vegetation is slow, and the development can stick in a weed dominated stage. Hay removal can be used for accelerating the spontaneous succession and for establishing species rich grasslands as well. Although this is one of the most expensive techniques, it requires a low level of technical background and does not need complicated preparation works. The critical point of this method is to have the proper quality and quantity of the hay. Sowing seed mixtures is an appropriate method for restoring grasslands in a landscape level. Sowing is a fast and cost effective way for establishing a closed grassland with native species. Depending on the expected results and the available budget two types of seed mixtures can be applied. Low diversity seed mixture with the propagules of several native grass species is recommended when the goal is to establish grasslands in a several hectares extension. The high diversity seed mixture containing propagules of several forb species in addition is adequate for restoring a species rich grassland. Implementation of sowing seed mixtures requires a high technical knowledge and complex machinery. The purchase of the seeds can be problematic because the adequate species are usually cannot be bought from commercial sources. For management of restored grasslands grazing, mowing and controlled burning are needed.



## A SZÁLLÓ POR OKOZTA JÁRULÉKOS HALÁLOZÁS 22 HAZAI VÁROSBAN

SZUHI Attila

Eötvös Loránd Tudomány Egyetem, Környezet- és Tájföldrajzi Tanszék  
1117 Budapest, Pázmány Péter Sétány 1/A., email:szuhia@valaszuton.hu

**Kulcsszavak:** légszennyezés, PM10, mortalitás, egészséghatás-értékelés

**Összefoglalás:** A levegő szennyezettsége jelentősen emeli a mortalitást és a morbiditást. Kutatásunkban 2007-es adatokból kiindulva felbecsültük a szálló por okozta többlethalálozást. Az Országos Légszennyezettségi Mérőhálózat adatait alapul véve a WHO által ajánlott módszertant követve, a megfelelő expozíció-válasz függvény segítségével felbecsülhető a szálló por okozta járulékos halálozás. Számításaink szerint a 22 hazai városban, mely az ország népességének mintegy harmadát adja, összesen 4891 idő előtti halálozás következik be a légszennyezettség következtében. Eredményeink alapján megállapítható, hogy a légszennyezettség jelentős szerepet játszik a kedvezőtlen hazai halálozási statisztikákban. A hatások pontosítása, és a nem vizsgált területeken jelentkező hatások feltárása érdekében a jövőben emisszió katasztereken alapuló, a térbeli jellemzőket figyelembe vevő modellszámításokra van szükség

### Bevezetés

A városi környezet, mint sajátos táj és az itt jelentkező légszennyezettség, mint környezeti hatás tágabb értelemben véve része a tájökológiai vizsgálatoknak. Egy meghatározott területen élő populációra, a részben emberi hatásra módosult levegőkörnyezet jelentős hatással van. A megváltozott környezetben – jelen esetben a szennyezettebb levegőben – élő városi népességnél ezek a változások a mortalitási és morbiditási jellemzők megváltozásával jellemezhető. Noha az elmúlt közel két évtizedben jelentősen csökkent a kültéri levegő szennyezettsége, mind hazánkban, mind Európa legtöbb államában (WHO 2003), a szennyezettség jelenlegi szintje is aggodalomra ad okot.

Az elmúlt két évtized kutatásai egyértelmű kapcsolatot tártak fel a levegő szennyezettsége, valamint a mortalitás és morbiditás között (DOCKERY et al. 1993, POPE III et al. 1995) még a jelenlegi szennyezettségi szintek mellett is. Különösen az olyan szennyezőanyagok, mint a szálló por vagy a talajközeli ózon esetében lehetett egyértelmű kapcsolatot kimutatni a kitettség és az egészséghatások között (VAN ZELMA et al. 2008). A nemzetközi járványtani kutatásoknak köszönhetően pedig ma már számszerűsíthető a légszennyezettség növekedéséhez kapcsolódó relatív kockázat is.

Hazánkban az 1999/30/EK irányelv által előírt, PM10-re vonatkozó egészségügyi határértékek 2005. óta hatályosak, ezek betartása azonban komoly problémát jelent és nyolc légszennyezettségi zónában továbbra sem sikerült az irányelvnek érvényt szerezni. Ezek káros egészségi hatással járnak, amelynek számszerűsítését a közelmúltban elsősorban európai programok keretében végezték el. Így az APHEIS program részeként az Országos Környezet-egészségügyi Intézet (PÁLDY et al. 2003) Budapestre vonatkozóan tárta fel a légszennyezettség hatását, ugyanezen program keretében 2002-re vonatkozóan néhány vidéki város esetében is végeztek környezet-egészségügyi értékeléseket (Miskolc, Eger, Komló, Győr, Pécs)(BEREGSZÁSZI et al. 2005). A légszennyezettség egész országra vonatkozó hatásáról pedig az Európai Unió Clean Air For Europe (CAFE) programjának

számítása ad becslést, amely szerint hazánkban a 2000. évben a szálló por következtében évente 12 870 idő előtti halálozás következett (WATKISS et al. 2005).

A fentiekből látszik, hogy hazánkban a szálló porhoz kötődő légszennyezettség és az ennek következtében bekövetkező egészségi hatás komoly kihívást jelent. Ennek ellenére az eddigiekben elsősorban egy-egy városra vonatkozóan készültek vizsgálatok vagy mint a CAFE esetében nem mért adatokból, hanem modellezett imissziós értékekből indultak ki. Jelen tanulmányunkban a jelentősebb hazai városok mindegyikére elvégzett egészséghatás elemzés eredményeit mutatjuk be, köztük olyan településekre is, amelyek esetében ilyen jellegű vizsgálatot korábban nem végeztek.

### Anyag és módszer

A levegő szennyező anyagai közül számos rendelkezik egészségi hatással, ugyanakkor ezek hatásainak elkülönítése nehezen megoldható, és együttes figyelembevételük a hatások túlbecslését eredményezheti (KÜNZLI et al. 2000). Éppen ezért mi csak a szálló por ( $PM_{10}$ ) krónikus hatását vizsgáltuk.

Az egészség-hatás értékelés elvégzéséhez háromfajta adatra van szükségünk; ezek a expozíció-válasz függvények, a vizsgált egészségi kimenetel gyakorisága, valamint az expozíció mértéke.

#### Expozíciós adatok

A kitettségére vonatkozó adatokat az Országos Légszennyezettségi Mérőhálózat automata mérőhálózatának méréseiből nyertük<sup>1</sup>. A hálózat 52 automata mérőállomást üzemeltet, a kisebb településeken egy-egy állomást, míg a nagyobb településeken többet. Vizsgálatunk a  $PM_{10}$  hatásaira terjedt ki, ezeket a legtöbb állomás méri, azonban a 2007. évre vonatkozóan nem minden állomás esetében álltak rendelkezésre az adatok, illetve a mért napok száma nem volt minden egyes esetben megfelelő. Ezért a vizsgálatba végül 41 állomás adatait vontuk be, amelyek 22 településre vonatkozóan adnak információt. A vizsgálatba bevont mérőállomások adatait az 1. táblázatba foglaltuk össze.

Azon települések esetében, ahol több mérőállomás állt rendelkezésre, mindegyik állomás adatait figyelembe vettük, oly módon, hogy a település népességét arányosan elosztottuk a mérőállomások számával.

Az egészséghatás vizsgálat elvégzéséhez a mérőállomás egy éves adatsorából előállítottuk a  $PM_{10}$ -re vonatkozó éves-, illetve a téli, nyári maximum és átlagértékeket, valamint 95% és 5% percentiliseket. A napi átlagértékeket ezen túl  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -es intervallumokba osztottuk, hogy megkapjuk azon napok számát, amikor a levegő szennyezettsége a meghatározott intervallumokba esik. A fenti számításokat mind az 52 mérőállomás 2007. évi napi átlagértékein elvégeztük, és ezek alapján választottuk ki az adatok rendelkezésre állása alapján a vizsgálatba bevont településeket.

<sup>1</sup> <http://www.kvvm.hu/olm>



1. táblázat A vizsgálatba bevont mérőállomások adatai  
Table 1. The data of the examined monitoring stations

Település	Állomások jellege	Mért átlag koncentráció ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Adat rendelkezésre állása (%)
Ajka	városi háttér	23,8	98
Budapest	városi, háttér, közlekedési, ipari	35,8	95
Debrecen	ipar, városi háttér, közlekedési	28,8	98
Dorog	városi háttér	31,1	99
Dunaújváros	lakóterületi	24,9	100
Eger	városközpont	27,8	98
Esztergom	városi háttér	28,6	97
Győr	közlekedési, városi háttér	28	98
Kazincbarcika	lakóterületi	13,9	97
Miskolc	ipar, közlekedés, lakóterület	35,9	99
Nyíregyháza	közlekedési	24,7	92
Pécs	városi háttér, közlekedési	25,2	90
Putnok	lakóterületi	34,9	99
Sajószentpéter	ipari	29,2	98
Salgótarján	közlekedési-ipari	41,5	94
Sopron	városi háttér	29,5	100
Százhalombatta	lakóterületi-ipari, városi háttér	24,9	98
Szeged	közlekedési	42,7	99
Szolnok	közlekedési	20,5	94
Tatabánya	közlekedési, városi háttér	25,5	100
Várpalota	városközpont-közlekedési	37,9	97
Veszprém	lakóterületi	25,9	95

Mivel az általunk kiválasztott relatív kockázati érték olyan tanulmányból származik, amely során a  $\text{PM}_{10}$  mérésére gravimetrikus módszert alkalmaztak, ezért a hazai automata mérőállomások adatainak módosítására volt szükség, hogy figyelembe vehessük az illékony szerves vegyületek okozta veszteséget (BOLDO et al. 2006). Mi, helyi átalakítási tényező hiányában az EC Working Group on Particulate Matter (WILLIAMS et al. 2002) és a WHO (WHO 2004) által ajánlott 1.3-as, európai alapértelmezett átalakítási tényezőt alkalmaztuk az adatok helyesbítésére.

### Egészségügyi adatok

A légszennyezettségi adatokon túl az egészség hatás számításához a települések népesség és mortalitási adataira volt szükségünk, melyeket a KSH Tájékoztatói adatbázisából nyertük a 2007. évre vonatkozóan.

### Egészség-hatás számítása

A légszennyezettség és az egészségi kimenetel gyakorisága közötti összefüggést expozíció válasz függvényekkel szokták leírni, amely megadja valamely káros egészségi kimenetel gyakoriságának a növekedését a légszennyezőanyagok koncentrációjának meghatározott növekedése esetén. Vizsgálatunk során olyan függvényt alkalmaztunk (DOCKERY et al. 1993), amely  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  légszennyezőanyag koncentráció növekedés relatív kockázatát adja meg a PM10 krónikus hatásainak következményeként az összhalálozásra. A kiválasztott függvény jellemzőit a 2. táblázatban foglaltuk össze. Megjegyezzük, hogy a kiválasztott függvény eredetileg csak a 30 évesnél idősebb lakosságra vonatkozóan ad meg kockázati értékeket, ám az APHEIS 2 program során (MARTINEZ et al. 2003) és más tanulmányokban is (KÜNZLI et al. 2000) alkalmazták már ezt a függvényt a teljes lakosságra, így mi is élünk ezzel a módszerrel a megfelelő statisztikai adatok hiánya miatt.

2. táblázat A választott expozíció-válasz függvény jellemzői  
Table 2. The parameters of the selected exposition-response function

Egészség hatás:	Expozíció-válasz koefficiens (95% CI)	Forrás:
Krónikus mortalitás	0.043 (0.026-0.061)	DOCKERY et al.1993

Az egészséghatás számítására a WHO által leírt módszert alkalmaztuk (WHO 1999), melynek segítségével kiszámítható, hogy a településeken mért légszennyezettség mekkora járulékos halálozást okoz, egy kiválasztott referenciaértékhez képest (az általunk választott referenciaérték  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

A lakosság légszennyezettségnek való kitettsége és az általa okozott egészség hatás a járulékos kockázati hányad fogalmán nyugszik. A járulékos hányad (AP) az egészségkárosítás azon része, amely a légszennyező anyagoknak való kitettség miatt következik be az adott populációban meghatározott idő alatt:

$$AP = \text{SUM} ([RR(c) - 1] * p(c)) / \text{SUM}[RR(c) * p(c)] [1]$$

Ahol:

RR(c) - az egészségi kimenetel relatív kockázata a c típusú expozíció hatására

p(c) - a c típusú expozíciónak kitett népességhányad

Az expozíciónak kitett népességhányad jelen esetben azt jelenti, hogy a lakosság hány napig van kitéve a meghatározott intervallumba eső légszennyezettségnek, míg a relatív kockázat (**RR**) a kiválasztott expozíció-hatás függvényekből származtatható.

A mortalitás alapgyakoriságát (incidencia, I) a KSH adataiból nyertük, ennek segítségével az alábbi módon kiszámítható a kimenetel expozíciónak tulajdonítható gyakorisága (**IE**):

$$IE = I * AP [2]$$

Egy N méretű populációban ez átalakítható az expozíciónak tulajdonítható esetek becsült számává (*NE*):

$$NE = IE * N \quad [3]$$

Ebből pedig kiszámítható a kimenetel gyakorisága az expozícióktól mentes populációban (*INE*):

$$INE = I - IE = I * (1 - AP) \quad [4]$$

A fenti képletek azon a feltételezésen alapulnak, hogy az elemzésben használt RR becslés korrigálva van minden lehetséges zavaró tényezőre.

Ha az [1] képletbe az RR becslés konfidencia tartományának határait alkalmazzuk, megállapíthatjuk a vonatkozó becsült AP érték alsó és felső határát, valamint az expozíciónak tulajdonított populációs esetszám tartományt.

### **Egészség hatás vizsgálati eszközök**

A fenti számítás elvégzésére elkészítettünk egy EXCEL munkafüzetet, amely segítségével a szükséges expozíciós, egészségi és relatív kockázat bevitelével a légszennyezettség okozta járulékos halálozás kiszámítható. A számításokat a WHO AIRQ<sup>3</sup> szoftverével is ellenőriztük.

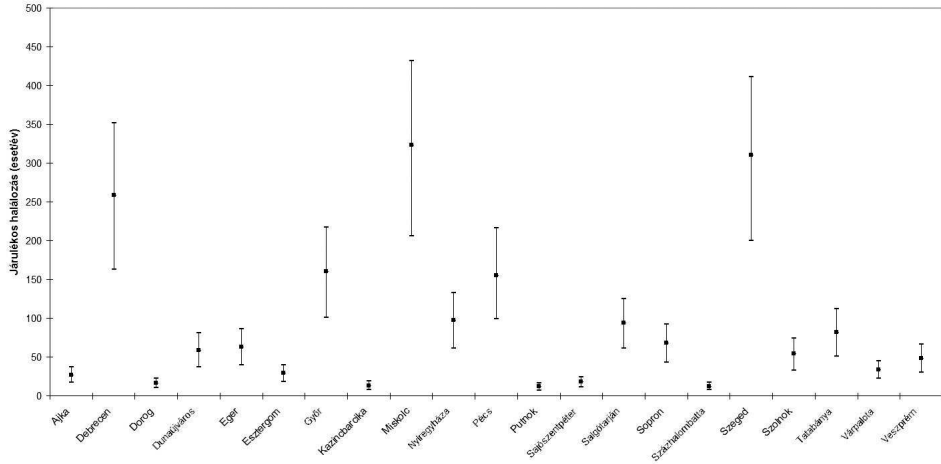
## **Eredmények**

Vizsgálatunk 22 hazai városra terjedt ki, amely összlakossága 3,2 millió fő, ez az ország népességének közel 1/3-a. A vizsgált településeken a szálló por koncentrációja 14 µg/m<sup>3</sup> (Kazincbarcika) és 43 µg/m<sup>3</sup> (Szeged) között alakult. Az 1. ábrán táblázatban bemutatjuk az érintett települések népességszámát és mortalitási adatait, amelyek számításaink kiindulópontjai voltak. Ezeket az adatokat felhasználva kaptuk meg az egyes településekre a PM<sub>10</sub> okozta járulékos halálozási adatokat. Az adatokat a 3. táblázatban mutatjuk be, a konkrét számértékeket pedig a 4. táblázatban közöljük a 95%-os megbízhatósági tartomány alsó és felső értékeivel együtt.

A kapott eredmények alapján a településeken egy évben összesen 4891 idő előtti halálozás következik be a szálló por szennyezettség következtében, ebből Budapesten 2958. Az adatokat 100 ezer főre vetítve a legkedvezőtlenebb helyzetben Salgótarján található 224 esettel, amit Miskolc (189) és Szeged (186) követ.

1. ábra A szálló por okozta járulékos halálozás a hazai városokban, középérték és 95%-os megbízhatósági tartomány.

Figure 1. The particulate matter caused excess death cases in the hungarian cities (middle value and 95% CI)



3. táblázat Települések népességszáma és mortalitási adatai  
Table 3. Population and mortality data of the selected cities

Település	Népességszám (2007)	Mortalitás (100.000 főre)
Ajka	29 998	1 093
Budapest	1 702 297	1 339
Debrecen	205 084	1 200
Dorog	12 353	1 150
Dunaújváros	49 183	1 330
Eger	56 082	1 130
Esztergom	30 523	1 261
Győr	128 808	1 227
Kazincbarcika	30 185	1 229
Miskolc	171 096	1 385
Nyíregyháza	116 874	1 029
Pécs	156 664	1 272
Putnok	7 229	1 231
Sajószentpéter	12 513	1 327
Salgótarján	41 936	1 459
Sopron	57 895	1 066

Százhalombatta	17 793	787
Szeged	167 039	1 132
Székesfehérvár	101 755	1 052
Szolnok	75 008	1 117
Tatabánya	70 388	1 283
Várpalota	20 835	1 152
Veszprém	62 286	967

4. táblázat Szálló por okozta halálozások száma a 95%-os megbízhatósági tartománnyal  
 Table 4. The particulate matter caused attributable death cases with the 95% CI

	<i>Halálozások száma</i>		
	<i>középérték</i>	<i>alsóérték</i>	<i>felsőérték</i>
Budapest	2958	1896	3959
Ajka	27	17	37
Debrecen	259	163	352
Dorog	16	10	22
Dunaújváros	59	37	81
Eger	63	40	86
Esztergom	29	18	40
Győr	160	101	217
Kazincbarcika	13	8	19
Miskolc	323	206	432
Nyíregyháza	97	61	133
Pécs	155	99	216
Putnok	12	7	16
Sajószentpéter	18	11	24
Salgótarján	94	61	125
Sopron	68	43	92
Százhalombatta	12	8	17
Szeged	310	200	411
Szolnok	54	33	74
Tatabánya	82	51	112
Várpalota	34	22	45
Veszprém	48	30	66
Összesen	4891	3122	6576

## Megvitatás

A kapott adatok világosan mutatják, hogy a légszennyezettség igen jelentős szerepet játszik a magas hazai halálozási adatokban, különösen az erősen szennyezett városi környezetben.

Az általunk számított 4891 járulékos halálozás, tekintve, hogy az a hazai népesség mintegy harmadát vontuk be vizsgálatunkba jó egyezést mutat a CAFE program során kapott 12 870 idő előtti halálozási adattal, az ugyanis a teljes népességet lefedte (WATKISS et al. 2005). Szintén az eredmények megalapozottságát támasztja alá az APHEIS program keretében végzett felmérés Budapest esetében, mely 1937 halálesetet jelez előre a szállópor hosszú távú hatása következtében (PÁLDY et al. 2003). Ez az adat esetünkben 2958, ám az APHEIS program keretében alkalmazott küszöbérték  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  volt.

A kapott adatok azonban óvatossággal kezelendők, a módszerben lévő számos bizonytalanság miatt. Elsőként kell megemlíteni, a választott függvény és a hazai adatsorok közötti meg nem felelést, ahogyan azt a módszertani részben már leírtuk, de meg kell említeni a függvényben magában rejlő bizonytalanságokat is.

Fontos hangsúlyozni azt is, hogy a járulékos esetszám nem értelmezhető, úgy mint a kitétség csökkentésével elkerülhető halálozás, mivel a relatív kockázat csökkenésével más tényezők szerepe megnő (MEDINA et al. 2005).

A kapott adatok felülbecslését eredményezheti az is, hogy az alkalmazott 1.3-as korrekciós faktor egyes adatok szerint kissé túlbecsült (BOLDO et al. 2006) és így a koncentrációadatok is magasabbak lehetnek a valósnál.

Ugyanakkor van számos olyan tényező, amely a halálesetek alulbecslését eredményezheti, ezek egyike, hogy a vizsgálat nem foglalkozott külön a szállópor magzatokra és újszülöttekre gyakorolt hatásával, és nem vette figyelembe az érzékeny csoportok magasabb relatív kockázatát sem. Fontos azt is hangsúlyozni, hogy jelen kutatásban csupán egyetlen szennyező anyagnak a hosszú távú hatását vizsgáltuk és nem foglalkoztunk a morbiditási hatásokkal, és a többi légszennyező anyaggal sem.

A választott expozíció-válasz függvény által alkalmazott relatív kockázat értéke sem tekinthető túl magasnak. Az újabb eredmények, melyek elsősorban a  $\text{PM}_{2.5}$  hatását vizsgálják, azt mutatják, hogy a szállópor okozta mortalitás növekedése a korábbiakban alkalmazott kockázati értékeknél lényegesen magasabb lehet (JERRETT et al. 2005, HOEK et al. 2002). Sajnos hazánkban csak néhány településen mérik a  $\text{PM}_{2.5}$  koncentrációját, de a jövőben ezek kiterjesztésére lenne szükség, mert sokkal jobban alkalmazhatóak az egészségügyi hatások felmérésére.

Fontos azt is megjegyezni, hogy a választott függvény amerikai vizsgálat eredménye. Az európai hatások részben különbözhetnek ettől, elsősorban az Európában, és hazánkban is nagyobb számban előforduló dízel járművek szállópor kibocsátása miatt.

Tekintetbe kell venni továbbá azt is, hogy az általunk végzett vizsgálatok, mint jellemzően az ilyen jellegű kutatások a nagyobb városokra koncentrálnak, ugyanakkor szinte teljesen figyelmen kívül hagyják a légszennyezettség vidéki Magyarországra gyakorolt hatását. Ezekre a jövőben nagyobb figyelmet kell fordítani.

A vizsgálat során gondot okozott az is, hogy több nagyobb település esetében is csak egy-egy mérőállomás adata állt rendelkezésünkre és a mérőállomások elhelyezkedése és környezete is erősen különböző volt (városi-háttértől a városközpontig) ez pedig egyes települések esetében a kockázat felül, illetve alulbecslését eredményezhette.

A jövőben feltétlenül szükségesnek tartanánk az emisszió katasztereken alapuló légszennyezettség modellezést a nagyobb városok, illetve légszennyezettségi zónák esetében, amely a légszennyezettség és így az expozíció pontosabb térbeli eloszlására vonatkozóan adhatna információt. A térbeli jellemzőket figyelembe vevő vizsgálatok elengedhetetlenek, hogy a légszennyezettség egészség hatásáról pontosabb képet kapjunk, ez pedig elengedhetetlen a térbeli folyamatokat átlátó szakemberek bevonása nélkül.

A további vizsgálatoktól függetlenül azonban az már most is leszögezhető, hogy a légszennyezettségnek nem elhanyagolható szerepe van a kedvezőtlen hazai halálozási statisztikákban. A részletesebb vizsgálatok elvégzése mellett azzal párhuzamosan szükségesnek tartjuk a légszennyezettség csökkentését, mely elsősorban energia-gazdálkodásunk ésszerűsítésével, a megújuló energiák alkalmazásának ösztönzésével érhető el (MUNKÁCSY 2009).

### Irodalom

- BEREGSZÁSI T., PÁLDY A., HANGYÁNE SZM., BOBVOVS J., VAMOS A. 2005: A légszennyezettség környezetegészségügyi értékelése Budapesten és néhány vidéki városban a 2002. évi adatok alapján. In Magyar Higiénikusok Társasága VIII. Nemzeti Kongresszusa Összefoglalók. Siófok. pp. 20–21.
- BOLDO E., M. S., LATERTE A., HURLEY F., MÜCKE HG., BALLESTER F., AGUILERA I., EILSTEIN D. 2006: Apheis: Health impact assessment of long-term exposure to PM<sub>2.5</sub> in 23 European cities. *Environmental Epidemiology*, 21: 449–458.
- DOCKERY W.D., ARDEN POPE C., XIPING X., SPENGLER J.D., WARE J.H., FAY M.E., FERRIS G.B., SPEIZER E.F. 1993: An Association between Air Pollution and Mortality in Six U.S. Cities. *The New England Journal of Medicine*, 329: 1753–1759.
- HOEK G., BRUNKEEF. B., GOLDBOHM S., FISCHER P., VAN DEN BRANDT P.A. 2002: Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. *Lancet*, 360: 1203–1209.
- JERRETT M., BUNRNETT. R., MA R. 2005: Spatial analysis of air pollution and mortality in Los Angeles. *Epidemiology*, 16: 727–736.
- KÚNZLI N., K. R., MÉDINA S.,STUDNICKA M. CHANEL O., FILLIGER P., HERRY M. HORAK F., PUYBONNIEUX-TEXIER V., QUÉNEL P., SCHNEIDER J., SEETHALER R., VERGNAUD J-C., SOMMER H. 2000: Public-health impact of outdoor and traffic related air pollution: a European assessment. *Lancet*, 356: 795–801.
- MARTINEZ M., BOLDO. E., ZORRILLA B. 2003: Madrid City Report. Madrid.
- MEDINA S., BOLDO. E., SAKLAD M., NICIU EM., KRZYZANOWSKY M., FRANK F., CAMBRA K., MUCKE HG., ZORRILLA B., ATKINSON R., LE TERTRE A., FORSBERG B. 2005: APHEIS Health Impact Assessment of Air Pollution and Communications Strategy. Third Year Report 2002–2003, Saint-Maurice: Institute de Veille Sanitaire, 232.
- MUNKÁCSY B. 2009: Prospects of Wind Power in a Sustainable Energy System in Hungary – The Spatial Aspect. In 5<sup>th</sup> Dubrovnik Conference on Sustainable Development of Energy Water and Environment Systems. Dubrovnik. September 29–October 3., 2009, Proceeding CD-ROM.
- PÁLDY A., ERDEI E.,BOBVOVS J. 2003: Budapest City Report. 25. Budapest: Országos Környezet-egészségügyi Intézet.
- POPE III, C. A., THUN, M.J., NAMBOODIRI, M.M., DOCKERY, D.W., EVANS, J.S., SPEIZER, F.E., HEATH JR, C.W. 1995: Particulate previous termairmext term pollution as a predictor of mortality in a prospective study of US adults. *Am. J. Resp. Crit. Care Med.* 151: 669–674.
- VAN ZELMA R., M. A. J. H., HENRI A. DEN HOLLANDERC, HANS A. VAN JAARSVELDD, FERD J. SAUTERE, JAAP STRUIJSB, HARM J. VAN WIJNENC AND DIK VAN DE MEENT 2008: European characterization factors for human health damage of PM<sub>10</sub> and ozone in life cycle previous impact assessment. *Atmospheric Environment*, 42: 441–453.
- WATKISS P., PYE S., HOLLAND M. 2005: CAFE CBA: Baseline Analysis 2000 to 2020. 122. AEA Technology Environment.
- WHO. 1999: Monitoring Ambient Air Quality for Health Impact Assessment, 216. WHO Regional Publications, European Series, No. 85., Copenhagen: WHO Regional Office for Europe

- WHO. 2003. Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide. 230. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe.
- WHO. 2004. Review of Methods for Monitoring of PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub>. Report on a WHO Workshop. 95. Berlin.
- WILLIAMS M., BRUCKMANN. P. 2002: EC Working Group Report on Particulate Matter Guidance to Member State on PM<sub>10</sub> Monitoring and Intercomparisons with Reference Methods.

#### THE PARTICULATE MATTER CAUSED EXCESS MORTALITY IN 22 HUNGARIAN CITY

A. SZUHI

Eötvös Loránd University, Department of Environmental and Landscape Geography,  
H-1117 Budapest, Pázmány Péter Sétány 1/A., e-mail:szuhia@valaszuton.hu

**Keywords:** air pollution, PM<sub>10</sub>, mortality, health impact assessment

Air pollution raise the mortality and morbidity. In our work we estimate the PM<sub>10</sub> caused excess mortality in 2007. On the base of the data of National Air Pollution Monitoring Network, using the method suggested by the World Health Organization, and chosing the proper exposition-response fuction it is possible to estimate the excess mortality caused by particulate matter. We calculated that 4891 excess mortality happen because of air pollution in 22 hungarian town, which give the 1/3 of the hungarian population. Our results show that air pollution has a considerable role in the unfavourable hungarian mortality statistics. In the future we need to use transmission modelling based on emission-inventories considering spatial parameters in order to refine the results and achive data from non-examined areas.



## FENNTARTHATÓ FÖLDHASZNÁLAT JELENE ÉS LEHETŐSÉGEI A HÓDMEZŐVÁSÁRHELYI KISTÉRSÉGBEN

KIS Krisztián, SZEKERESNÉ KÖTELES Rita

Szegedi Tudományegyetem, Vidékfejlesztési Munkacsoport  
6800 Hódmezővásárhely, Tanya 1431. e-mail: kriszkis@yahoo.co.uk

**Kulcsszavak:** vidéki erőforrások, táj, fenntarthatóság, földhasználat, felszínborítás, művelési ágak

**Összefoglalás:** A táj – mint többfunkciós erőforrás –, valamint annak fenntartható használata, fontos szerepet játszik a vidéki térségek fejlődésében, fejlesztésében. A fenntartható tájhasználat szempontrendszere minden esetben olyan földhasználat kialakítását igényli, melyben a társadalmi-gazdasági folyamatok hosszútávon összhangban vannak a természeti rendszerekkel. A táj a fenntartható használat, illetve hasznosítás eredményeként – összhangban az ökológiai, társadalmi és gazdasági szempontokkal – képes különböző funkcióinak ellátására. Az emberi tevékenység következményeként olyan nemkívánatos változások következtek be a táj, az élővilág és a környezeti elemek minőségében, amelyek tájhasználati konfliktusokat eredményeztek, s amelyek rövidebb-hosszabb távon kedvezőtlenül befolyásolják a társadalmi-gazdasági folyamatokat. Éppen ezért a földhasználatban a térség adottságaira, a táj szerkezetére és funkciójára valamint a környezeti terhelhetőségre figyelemmel kell lenni. Kutatásunk célja az 1990 utáni időszakban a társadalmi-gazdasági folyamatok eredményeként bekövetkezett földhasználati és felszínborítási változások vizsgálata a Hódmezővásárhelyi kistérségben. Dolgozatunkban röviden bemutatjuk, hogy a leíró adatok alapján észlelt földhasználati változások mennyiben magyarázzák a felszínborításban bekövetkezett változásokat. Mindezek alapján a fenntarthatóság szempontrendszerét szem előtt tartó földhasználati javaslatokat fogalmazunk meg a kistérségre vonatkozóan. Javaslataink között elsősorban – a terület homogén agrárjellegét figyelembe véve – a megmaradt tanyák megőrzését, fejlesztését, az erdősítést, az ökológiai gazdálkodás elterjesztését, valamint – a mesterséges térszínnek (települések, infrastruktúra stb.) földhasználatát kapcsán – a létesített ingatlanok tájba illesztését, s lehetőség szerint minimális környezetterhelését említjük, amely szempontok tájtervezés és tájrendezés hiányában nem érvényesíthetők.

### Bevezetés

A vidéki térségek fejlődésének egyik nagy kérdése, hogy az ott élők és az ott tevékenységet végző szervezetek milyen mértékben és milyen módon hasznosítják az adott térségben rendelkezésre álló, helyi vagy a térségen kívülről megszerezhető (működő tőke, fejlesztési források stb.) erőforrásokat. FEHÉR (2005) a vidékgazdaság erőforrásainak az általa hasznosítható emberi, természeti, pénzügyi, társadalmi, gazdasági és egyéb tényezőket, illetve az azok közötti viszonyokat tekinti, amelyek társadalmilag hasznos, gazdaságilag ésszerű, ökológiai szempontból is elfogadható (tehát fenntartható), időben és térben is változó célokat szolgálnak. A szerző a következőképpen csoportosítja a vidéki erőforrásokat: humán erőforrások (vidéki emberek és közösségeik), természeti erőforrások, táj- és tájképi erőforrások, települések, egyéb erőforrások. A táj és tájkép sajátos helyet foglal el a vidéki erőforrások között, írja FEHÉR (2005), részben mert a természeti erőforrásokra jellemző jegyekkel rendelkezik, részben pedig emberi munka eredménye, és az emberi szükségletekhez kapcsolódik.

A Vidéki Térségek Európai Kartája (European Charter for Rural Areas) szerint a vidéki térségek három alapvető funkciója: a gazdasági, ökológiai és társadalmi-kulturális funkció. A Karta a vidéki területek ökológiai funkcióinak betöltéséhez a következőket tartja szükségesnek: az élet természetes alapjainak (a föld, a víz és a levegő) megőrzése,

azok megfontolt és fenntartható használata; az élőhelyek és a zöld terek védelme; a táj fenntartása; a biodiverzitás, a genetikai diverzitás és a tájak sokszínűségének megóvása; valamint az élővilág ökológiai feltételeinek akár jogi eszközökkel való biztosítása is a vidék ökológiai funkciójához tartozik (COUNCIL OF EUROPE 2000). Az előbbieket is alátámasztják, hogy a táj mint többfunkciós erőforrás, illetve annak fenntartható használata fontos szerepet játszik a vidéki térségek fejlődésében, fejlesztésében.

A táj, mint vidéki erőforrás felhasználása igen sokrétű lehet, a szigorú táj- és természetvédelemtől a rekreáción át az alkalmazkodó mezőgazdaságig sokféle tevékenységet felölelhet. Az ember a táj potenciális adottságainak kihasználása érdekében környezetét folyamatosan alakítja, mindenkor pillanatnyi érdekei és a technikai eszközei szerint hasznosítja környezetét, alakítja a tájat. Mindenféle beavatkozás közvetlenül vagy közvetve hat az egyes elemekre, elemegyüttesekre, melynek eredményeként a táj folyamatosan változik (CSEMEZ 1996). A tájhasználat milyenségét és intenzitását CSEMEZ (1996) véleménye szerint a művelési ágak aránya tükrözi és ennek megfelelően a táj alakulását az egyes művelési ágak, területhasználatok változásával lehet nyomon követni. Itt jegyezzük meg, hogy a művelési ágakat, illetve azok szerkezetét alapvetően a területek mezőgazdasági használatának leírására, jellemzésére használják. Ez abból adódik, hogy a művelési ágak kategóriái elsősorban a területek mezőgazdasági hasznosításához – annak meglétéhez (mezőgazdasági művelés alatt álló terület: szántó, kert, gyümölcsös, szőlő, gyep; termőterület: a mezőgazdasági terület együtt az erdő, nádas, halastó területével) vagy éppen annak hiányához (művelés alól kivett terület) – kötődnek. Művelés alól kivett területnek minősülnek pl. a közutak, vasutak, közterek, gyárak és ipartelepek, bányák, hulladéklerakók, az épületek és építmények által elfoglalt területek, gazdasági udvarok, temetők, folyók, árkok, csatornák, természetes tavak, víztározók, sziklás, kavicsos, terméketlen területek. Az is igaz, hogy a vidéki térségekre jellemző a mezőgazdasági tájhasznosítás magas aránya, de a társadalmi-gazdasági folyamatok hatására változik a területhasználat és a mezőgazdaság mellett újabb területhasználatok, területhasználati módok is megjelennek. Mindezt jól tükrözi a művelés alól kivett területek folyamatos növekedése is, ami leginkább az infrastruktúra fejlesztésének és a települések által elfoglalt terület növekedésével (belterületbe vonás és beépítés) magyarázható (KIS 2009).

A művelési ágak, illetve azok szerkezete tehát kifejezik a földterületek használatának módját. KOROMPAI (2003) szerint a föld hasznosítása az adott térség területének valamilyen célra történő igénybevételét jelenti. Az előbbinél részletesebb meghatározást ad VERMES (2007), aki szerint a földhasználat a rendelkezésünkre álló föld (terület) nek, mint természeti erőforrásnak a különböző emberi/társadalmi célokra történő igénybevételét jelenti, amelynek legfontosabb formái közé tartozik a lakóterületi és közlekedési beépítés, a bányászat (nyersanyag-kitermelés), a mező- és erdőgazdálkodás céljára való használat (biomassza-termelés), a természeti és táji értékek megőrzését célzó fenntartás.

HAASE et al. (2007) Csemezhez hasonlóan azon a véleményen van, miszerint a tájak változnak, ami leginkább a földhasználat módjának változásában érhető tetten, és ami a táj szerkezetének átalakulását eredményezi. A földhasználatot és a földhasználat változását számos tényező egymásra ható folyamatai befolyásolják, melyből kiemelendő a biofizikai környezet és az emberi döntéshozatal (CLAESSENS et al. 2009). HEILIG (2002) véleménye szerint a földhasználatot sokkal inkább a gazdasági, társadalmi és politikai tényezők határozzák meg semmint a biofizikai jellemzők. Az Európai Környezetvédelmi Ügynökség (EEA 1999) kiadványa szerint a társadalmi-gazdasági és természeti tényezők,

valamint a politikai hatások eredőjeként változik a földhasználat (módja), ami rendszerint a felszínborítás változását eredményezi. A földhasználat és a felszínborítás nem azonosak. A felszínborítás ismerete nem magyarázza meg szükségszerűen a földhasználatot. Egy adott felszínborítási típushoz tartozó földhasználati mód ismerete mindenképpen szükséges, hogy megértsük a felszínborításban bekövetkező változásokat (PELOROSSO et al. 2009). FERANEC et al. (2007) szerint a felszínborítás kifejezi a táj biofizikai állapotát, ami természetes és átalakított (művelt), valamint mesterséges, művi elemekből áll. A földhasználat pedig arra vonatkozik, hogy melyik földterületet milyen célra hasznosítanak (funkció). PELOROSSO et al. (2009) szerint a felszínborítás nem más, mint a Föld felszínének megfigyelt (bio) fizikai takarója, míg a földhasználat arra vonatkozik, hogy az ember, a társadalom, hogyan, milyen módon használja ezt a biofizikai vagyont. Más megfogalmazásban a felszínborítás a Föld felszínének biofizikai állapota, míg a földhasználat a föld biofizikai tulajdonságainak befolyásolási módja (GULINCK et al. 2001). CSEMEZ (1996) szerint a tájváltozást a különböző időszakok, évek művelési ágankénti és felületszerű összehasonlításával célszerű áttekinteni, és így viszonyítási alapot létrehozni. A földhasználat és a felszínborítás változásának vizsgálata számos társadalmi, gazdasági és környezeti probléma megértésében alapvető fontosságú miközben térképészeti vagy statisztikai adatok használatával gyorsan kivitelezhető (PELOROSSO et al. 2009). Mivel a táj időbeli változása tükrözi az ember tájatalakító tevékenységét lényeges annak fenntartható, a társadalom igényeivel s az erőforrások megújulásával, terhelhetőségével szinkronban lévő használata.

### Anyag és módszer

A kutatás célja az 1990 utáni időszakban a társadalmi-gazdasági folyamatok eredményeként bekövetkezett földhasználati és felszínborítási változások mibenlétének és mértékének vizsgálata a Hódmezővásárhelyi kistérségben. További célunk, annak vizsgálata, hogy a leíró adatok alapján észlelt földhasználati változások mennyiben magyarázzák a felszínborításban bekövetkezett változásokat. Mindezek alapján a fenntarthatóság szempontrendszerét figyelembe vevő földhasználati javaslatokat fogalmazunk meg.

A földhasználat vizsgálatához a Földmérési és Távérzékelési Intézet (FÖMI) CORINE Land Cover 1:50 000 léptékű (CLC50) felszínborítási adatbázist használtuk. A CLC50 adatbázisát 1998-1999-ben készült űrfelvételek alapján alakították ki, így a felszínborításra vonatkozó adatok a 2000. évi állapotot tükrözik. Az adatbázisban a legkisebb térképezett egység (területi felbontás) 4 ha (állóvizekre 1 ha) és a legkeskenyebb interpretált objektum (lineáris elem felbontás) 50 m.

A földhasználatban bekövetkezett változások nyomon követéséhez szükséges művelési ágak településsoros adatait (1990–2005) a Csongrád Megyei Földhivatal bocsátotta rendelkezésünkre.

A felszínborítás változásának vizsgálatához szükséges adatbázist az Európai Környezetvédelmi Ügynökség (EEA) Európai Környezeti Információs és Megfigyelő Hálózat (EIONET) CLC2000 web site-járól (<http://etc-lusi.eionet.europa.eu/CLC2000/>) értük el. Az 1990 és 2000 között bekövetkezett felszínborítás változások (CLC Changes) részét képezik a CORINE (Coordination of Information on the Environment) Land Cover 2000 29 európai országra kiterjedő felszínborítási adatbázisának. Az 1:100 000-es méretarányú

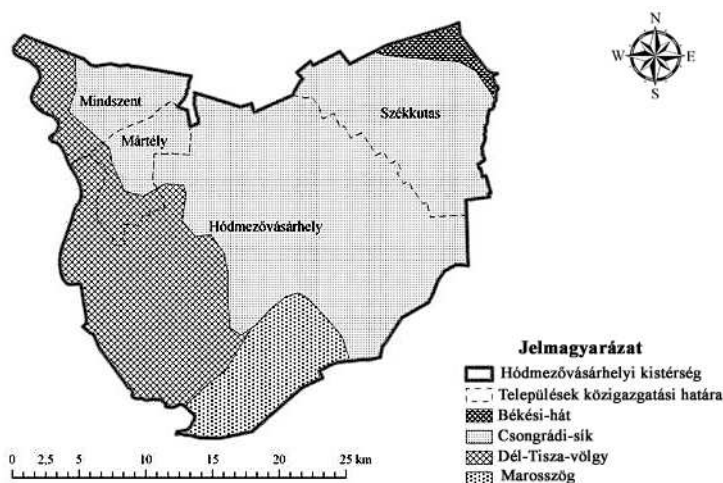
adatbázisban a legkisebb térképezett egység 5 ha és a legkeskenyebb interpretált objektum 100 m. Az LCC csak a valódi változási folyamatokat tartalmazhatja, és nem lehet a két időpont azonos objektumának eltérő szemléletű interpretációja. Sajnos a 2000-2006 közötti változásokat tartalmazó adatbázis, a CLC2006 a kutatás időpontjában még nem elérhető.

A földrajzi adatok megjelenítésére ArcGIS9/ArcMap9.2 térinformatikai programot, míg a digitális adatbázisokból kinyert információk feldolgozására Microsoft Excel táblázatkezelő programot használtuk.

A vizsgálatok az Európai Környezetvédelmi Ügynökség (EEA) által koordinált Európai Környezeti Információs és Megfigyelő Hálózat (EIONET) részeként működő Európai Földhasználati és Területi Információs Témaközpont (ETC-LUSI) földfelszíni környezetre vonatkozó elemzéseinek két tematikus prioritása mentén készültek Ennek megfelelően vizsgáltuk a földhasználat és a felszínborítás kistérségi jellemzőit.

### A kistérség rövid természetföldrajzi bemutatása

A Hódmezővásárhelyi kistérség négy települést – Hódmezővásárhely Megyei Jogú Város, Mártély község, Mindszent város, Székkutas község – foglal magába, összterülete 70 781 ha. A kistérség települései Csongrád megye keleti, tiszántúli részén, a Körös–Maros köze és az Alsó-Tisza vidék középtájában helyezkednek el. A kistérséget döntően a Csongrádi-sík kistáj foglalja magába, a nyugati, Tisza menti területei a Dél-Tisza-völgy, a déli részei a Marosszög kistájhoz tartoznak; a kistérséget ÉK-en érinti a Békési-hát kistáj is (1. ábra).



1. ábra A Hódmezővásárhelyi kistérség települései és az általa érintett kistájak

Figure 1. The concerned landscape divisions of the Hódmezővásárhely micro-region and its settlements  
 Forrás: Saját szerkesztés.

Az egyes kistájakon belül a földhasználat adottságai, lehetőségei nem teljesen azonosak, de jelentős mértékben hasonlóak (PÉCSI 1990). Ebből következően, az előbbieik alapján a kistérség földhasználatát alapvetően a Csongrádi-sík földhasználati adottságai határozzák

meg. A kistérség domborzatát a Tisza ártere, valamint a Körösből és a Marosból kiszakadt egykori erek által meghatározott ártér, illetve az ezek között húzódó hátságok alkotják. A térség legmélyebb része 76,5, míg a legmagasabb térszint 87 m tengerszint feletti magasság körül alakul. A kistérség éghajlatára jellemző a meleg, száraz, forró nyár, viszonylag meleg ősz, mérsékeltlen hideg tél. A napfénytartam évi összege 2050–2100 óra között változik az évi középhőmérséklet 10,2–10,6 °C között alakul. A terület csapadékban szegény, az évi csapadék összege átlagosan 540–580 mm körüli. A legtöbb csapadék májusban és júniusban, a legkevesebb pedig januárban hullik. A kistérség alapvető jellemzője a szélsőséges csapadékmegosztás, amelynek szélsőségei egyszerre jelentkeznek éven belül, de az évek között is. A térség vízellátottságára a télvégi, kora tavaszi, illetve a nyárvégi, őszi vízbőségek mellett a tavaszi, kora nyári vízhiányok jellemzők. A kistérség a Tisza vízgyűjtőmedencéjéhez tartozik. Egészében száraz, gyér lefolyású, erősen vízhiányos terület, de a csapadékos időszakokban a belvív problémát jelent. A magasabban fekvő területen kisebb-nagyobb lefolyástalan területek húzódnak, amelyek csapadékosabb időszakokban megrekedhet a víz. A mély fekvés mellett e mozzanat is felelős a térség belvívérzékenyséért. Így adódhat, hogy a Tisza mente mély fekvésű térségei éppúgy közepesen belvívveszélyesek, mint a magasabban fekvő ártérperemi térségek. A belvizet a kistérségből a Mátyáshalmi-főcsatorna, a Hódtó–Kistisza-főcsatorna és mellékvei a Ludaséri-csatorna és a Kakasszéki-csatorna, valamint ÉNy-on a Kurca vezeti le a Tiszába. A kistérség fontos természeti erőforrásai a felszín alatti vízkészletek. Az ivóvizet 250–600 m mélységbe telepített, jó vízhozamú kutak biztosítják. A talajvíz általában 2–4 m között található, szennyezett. Hódmezővásárhelyen (90 °C) és Székkutason (100 °C) is nátrium-hidrogénkarbonátos termásvíz található. A kistérség földtani adottságára jellemző, hogy az agyagos, iszapos felszín-közeli üledékeket keletről nyugatra egyre vastagodó infúziós (ártéri) lösztakaró fedi. A talajtakaró összfelületének nagyobb részét csernozjom talajtípusok teszik ki (MAROSI és SOMOGYI (szerk.) 1990).

A kistérség területének átlagos aranykorona-értéke 22,7 AK/ha, ami azonban az egyes művelési ágaknak megfelelően igen eltérően alakul. A mezőgazdasági területek esetében a földminőség – így a területek AK-értéke – fontos földhasználatot befolyásoló tényező. A kistérség településeinek átlagos aranykorona-értékei között, művelési áganként, esetenként jelentős különbségek vannak. Mindez a föld minőségének települési különbözőségeire utal. Általában elmondható, hogy a szőlő, gyümölcsös és kert művelési ágakat magas, míg a gyep és erdő művelési ágakat alacsony aranykorona-értékek jellemzik, bár itt is jelentős különbségekkel találkozunk. A kistérség földhasználatát domináló szántóhasznosítású területek átlagos aranykorona-értéke 29,7 AK/ha. A legjobb minőségű szántók Hódmezővásárhelyen (30,4 AK/ha) és Székkutason (29,6 AK/ha) találhatók, ettől gyengébb minőségű szántóterületek vannak Mindszenten (27,6 AK/ha) és Mártélyon (24,8 AK/ha). Az előbbieket alapján a kistérség szántóterületeinek átlagos minősége jó, illetve nagyon jó minőségű (Kis 2009).

### **Eredmények és megvitatásuk**

A kistérségi földhasználat fő meghatározója, hogy a fentebb részletezett kedvező agro-ökológiai adottságokból következően a mezőgazdaság számára értékes termőterületek találhatók. A szántóterület átlagos AK-értéke kistérségi szinten 29,7, vagyis országos

kitekintésben igen jó minőség jellemzi a kistérség szántóföldjeit. A kistérség területének mezőgazdasági termelésre való alkalmasságát komplex módon – 9 domborzati- és talajparamétert, valamint 7 klímparamétert figyelembe véve – fejezi ki az ún. agráralkalmassági, vagy agrártermelési mutató. A mutató alapján a kistérség területének 78%-a a legmagasabb minőségi kategóriába (3. kategória) tartozik, jóval felülmúlva ezzel a megye (50,3%) és az ország (33,45%) hasonló kategóriába tartozó területeinek arányát (PÁSZTI–TÓTH 2000). A mezőgazdasági művelés alatt álló terület aránya kistérségi szinten 84%. Ez az arány mind a Dél-alföldi régió, mind az országos átlag tekintetében igen magas. A mezőgazdasági területből a szántóművelés részaránya meghaladja a 85%-ot. A kistérség és településeinek földterületét művelési ágak szerinti megoszlásban a vizsgált évek vonatkozásában az 1. táblázat tartalmazza. Az adatok szerint a kistérség földhasználatát leginkább a szántó, a gyepterület (rét/legelő), az erdő és a művelésből kivett területek határozzák meg, melyek a vizsgált időszak alatt a kistérség területének csaknem 99%-át tették ki. A kistérségi földhasználat további jellemzője, hogy a szántóterület aránya nagymértékben meghaladja, minden más művelési ág részarányát. A mezőgazdasági területen belül a szántó- és gyephasznosítású területek mellett a kert, gyümölcs és szőlő művelési ág is megtalálható, de együttes területük nem éri el a 700 ha-t, részesedésük a kistérség területéből 1% körüli. Az erdőterületek aránya mindössze 4%. A nádas és halastó művelési ágak részaránya 0,5%, míg a kivett területek aránya 11,5%. Az 1. táblázat 1990-től 2005-ig terjedő 15 éves időszakot felölelve, négy év földhasználati adatait tartalmazza, ami lehetőséget ad arra, hogy áttekintsük a művelési ágak megoszlásának változását, azaz a kistérség földhasználatának változásait.

1. táblázat A Hódmezővásárhelyi kistérség és települései földterületének megoszlása művelési ágak szerint [%] (1990–2005)

Table 1. Distribution of land area according to the land use categories in the Hódmezővásárhely micro-region by settlements [%] (1990–2005)

Megnevezés	Szántó	Kert	Gyümölcs	Szőlő	Gyep	Mg.-i terület	Erdő	Nádas	Halastó	Termőterület	Kivett	Összes terület <sup>1</sup>
Hódmezővásárhely	1990											
	73,8	0,33	0,49	0,21	9,44	84,28	4	0,24	0,02	88,54	11,46	100
Mártély	79,57	0,41	0,05	0	10,17	90,2	1,07	0,07	0	91,34	8,66	100
Mindszent	58,39	0,96	0,66	0,17	13,74	73,92	8,96	0,12	1,99	84,98	15,02	100
Székkutas	72,5	0,02	0,37	0,01	19,78	92,68	0,86	0,12	0	93,66	6,34	100
Kistérség	72,62	0,33	0,46	0,16	11,66	85,22	3,69	0,2	0,18	89,3	10,7	100
Hódmezővásárhely	1995											
	73,79	0,33	0,49	0,21	9,44	84,25	3,99	0,23	0,03	88,51	11,49	100
Mártély	79,57	0,41	0,05	0	10,17	90,2	1,07	0,07	0	91,34	8,66	100
Mindszent	58,39	0,96	0,66	0,17	13,74	73,92	8,96	0,12	1,99	84,98	15,02	100
Székkutas	72,5	0,02	0,37	0,01	19,78	92,68	0,86	0,12	0	93,66	6,34	100
Kistérség	72,61	0,33	0,46	0,16	11,65	85,21	3,69	0,19	0,19	89,28	10,72	100

Hódmező- vásárhely	2000											
	73,44	0,33	0,47	0,21	9,39	83,84	4,09	0,23	0,01	88,17	11,83	100
Mártély	79,86	0,41	0,05	0	9,66	89,98	1,09	0,12	0	91,19	8,81	100
Mindszent	57,97	0,98	0,69	0,17	13,54	73,35	8,74	0,37	2	84,46	15,54	100
Székkutas	72,23	0,02	0,35	0,01	19,68	92,3	0,92	0,14	0	93,35	6,65	100
Kistérség	72,31	0,33	0,44	0,16	11,56	84,8	3,75	0,22	0,18	88,94	11,06	100
Hódmező- vásárhely	2005											
	73,16	0,33	0,5	0,17	8,86	83,02	4,48	0,19	0,01	87,71	12,29	100
Mártély	79,85	0,41	0,12	0	9,44	89,82	1,02	0,1	0	90,94	9,07	100
Mindszent	60,11	0,98	0,61	0,17	10,74	72,61	8,82	0,35	2	83,79	16,22	100
Székkutas	72,09	0,02	0,32	0,01	19,63	92,08	0,97	0,16	0	93,21	6,79	100
Kistérség	72,27	0,33	0,46	0,13	10,94	84,13	4,03	0,19	0,18	88,53	11,47	100

*Forrás:* A Csongrád Megyei Földhivatal adatszolgáltatása alapján saját számítás és szerkesztés.

*Megjegyzés:* a települések területe – Hódmezővásárhely: 48 322 ha; Mártély: 4 121 ha; Mindszent: 5 939 ha; Székkutas: 12 399 ha.

A Hódmezővásárhelyi kistérségben a vizsgált időszak alatt a települések közigazgatási területe nem változott. A művelési ágak megoszlásának változása alapján a kistérségben 1990 és 2005 között az alábbi földhasználati változások történtek:

- A szántóterület aránya 72,62%-ról 72,27%-ra csökkent, a kert és gyümölcs művelési ágak aránya nem változott, a szőlő művelési ág aránya csak igen kis mértékben 0,16%-ról 0,13%-ra (2000-2005 között) csökkent, a gyepterületek aránya 11,66%-ról 10,94%-ra csökkent. A csökkenések eredményeként a mezőgazdasági terület aránya 15 év alatt 85,22%-ról 84,13%-ra változott;
- Az erdőterület aránya 3,69%-ról 4,03%-ra nőtt, a nádas aránya igen kis mértékben csökkent 0,2%-ról 0,19%-ra, miközben a halastó területek aránya nem változott. A csökkenések és növekedések eredményeként a kistérségben a termőterület aránya 89,3%-ról 88,53%-ra, 0,77 százalékponttal csökkent;
- A művelés alól kivett terület aránya 10,7%-ról 11,47%-ra, 0,77 százalékponttal nőtt.
- A kistérségi földhasználat 15 éves változásait értékelve a következők mondhatók el:
- Bár a kistérség kedvező agroökológiai adottságainak köszönhetően (a kiváló termesztési feltételek az intenzív szántóművelésnek kedveznek) a zömében kiváló minőségű termőterület termelési szerkezetében a szántóművelés a meghatározó, a területének csökkenése, ugyan csak kis mértékben, de a vizsgált időszak folyamán tendenciózusan 0,35 százalékponttal csökkent;
- A jellemzően 5-10 AK értékű területeken folyó rét- és legelőgazdálkodás területeinek részaránya 1990 és 2005 között folyamatosan, 0,72 százalékponttal csökkent;
- Kedvező változás, hogy a vizsgált időszakban 0,34 százalékponttal növekedett az erdőterületek által elfoglalt terület aránya a kistérségben. Az erdőterületek nagysága 2005-ben 2 853 ha volt, ami az összterület (70 781 ha) 4,03%-a. A kistérség erdő-

sültsége így messze elmarad az országos átlagtól (19,7%), de a megyei 7,7%-os értéket sem éri el. Az alacsony erdőszültség elsősorban a mezőgazdasági termelés kedvező adottságaival magyarázható. Ebből adódóan a térség erdőterületeinek nagyobb hányada, közel 85%-a, a Tisza hullámterében található;

- A legjelentősebb változás a művelés alól kivett terület arányának növekedése volt. Összességében elmondható, hogy a kistérségben növekedtek a beépített és belterületbe vont területek, melyek növekedése leginkább az infrastruktúra fejlesztésével, valamint a települések által elfoglalt terület növekedésével magyarázható.

Az 1. táblázat adatai rámutatnak arra, hogy a művelési ágak aránya és azok változásának mértéke településenként jelentősen eltér, de a változások iránya is több esetben különböző. A földhasználat változásának konkrét mértékét és irányát a 2. táblázat mutatja be.

2. táblázat A művelési ágak területének és megoszlásának változása a Hódmezővásárhelyi kistérségben (1990–2005)

Table 2. Changes of the extent and distribution of different land use categories in the Hódmezővásárhely micro-region between 1990–2005

Meg- nevezés	Szántó	Kert	Gyü- mölcs	Szőlő	Gyep	Mg.-i terület	Erdő	Nádas	Halas- tó	Termő- terület	Kivett	
Hódmező- vásárhely	hektár											
	-311	-1	5	-17	-283	-607	236	-23	-7	-401	401	
	Mártély	12	0	3	0	-30	-15	-2	1	0	-16	17
	Mindszent	102	1	-3	0	-178	-78	-8	14	1	-71	71
	Székkutas	-50	1	-6	0	-19	-74	13	5	0	-56	56
	Kistérség	-247	1	-1	-17	-510	-774	239	-3	-6	-544	545
Hódmező- vásárhely	százalékpont											
	-0,64	0	0,01	-0,04	-0,59	-1,26	0,49	-0,05	-0,01	-0,83	0,83	
	Mártély	0,28	0	0,07	0	-0,73	-0,37	-0,05	0,02	0	-0,4	0,41
	Mindszent	1,72	0,02	-0,05	0	-3	-1,31	-0,13	0,24	0,02	-1,19	1,2
	Székkutas	-0,4	0,01	-0,05	0	-0,15	-0,6	0,1	0,04	0	-0,45	0,45
	Kistérség	-0,35	0	0	-0,02	-0,72	-1,09	0,34	0	-0,01	-0,77	0,77

Forrás: A Csongrád Megyei Földhivatal adatszolgáltatása alapján saját számítás és szerkesztés.

A meghatározó földhasználati módok esetében a főbb eltérések a következők:

- A szántó művelési ág aránya Mártélyon mintegy 7 százalékponttal nagyobb, Mindszinten 14 százalékponttal kisebb a kistérségi átlagnál. Hódmezővásárhelyen – nagyobb mértékben, 0,64 százalékponttal – és Székkutason csökkent, míg Mindszinten – nagyobb mértékben, 1,72 százalékponttal – és Mártélyon nőtt a szántóterületek aránya.



- A gyepterületek aránya Székkutason és Mindszinten több mint 8, illetve 2 százalékponttal magasabb a kistérségi átlagnál. A gyepterületek aránya minden településen csökkent, legnagyobb mértékben Mindszinten (3 százalékponttal), legkevesbé Székkutason (0,15 százalékponttal).
- Lévén, hogy a térség erdőterületeinek nagyobb hányada, közel 85%-a, a Tisza hullámterében található, az erdősültség a hullámtérrel rendelkező településeken magasabb. Mindszinten az erdőterületek aránya 9% körüli, Hódmezővásárhely erdősültsége 4,5%. Ennek magyarázata, hogy a Mártélyi Tájvédelmi Körzet Hódmezővásárhely – s nem Mártély – közigazgatási területének része, azonban a Tájvédelmi Körzeten kívüli településrészekben nagyon kevés a faállomány és azok sem alkotnak nagyobb összefüggő foltokat. A hullámtéri területtel nem rendelkező Mártély és Székkutas erdősültsége különösképpen alacsony, az erdősültségi mutató mindkét településen 1% körüli. Az erdőterületek Mártélyon és Mindszinten 0,05 illetve 0,13 százalékponttal csökkentek, Hódmezővásárhelyen és Székkutason 0,49 illetve 0,1 százalékponttal nőttek.
- A kivett területek aránya Mindszinten a legmagasabb 15%, míg Székkutason a legalacsonyabb 6,34%. Mindez alapvető összefüggésben áll a települések közigazgatási területének méretével – Székkutas területe több mint kétszerese Mindszintének – és a települések népességével – Mindszent lakosainak száma csaknem háromszorosa Székkutasénak –, amit a népsűrűségi mutató is alátámaszt. A kistérségben Mindszinten legmagasabb (121 fő/km<sup>2</sup>) a népsűrűség, Székkutason pedig a legalacsonyabb (20 fő/km<sup>2</sup>). A kistérségben minden településen nőtt a művelés alól kivett területek aránya, a két városban nagyobb (Hódmezővásárhelyen 0,83, Mindszinten 1,2 százalékponttal), a két községben kisebb mértékben (Mártélyon 0,41, Székkutason 0,45 százalékponttal).

A művelési ágak megoszlásának változása alapján a földhasználatban bekövetkezett változásokat értékelve, összességében elmondható, hogy a mezőgazdasági művelés alatt álló területek – főként a gyepter- és szántóterületek – nagysága és aránya csökkent, míg az erdő és a kivett területek nagysága és aránya nőtt. Az aggregált, kistérségi adatok alapján a szántó- és gyepterületek rovására nőtt az erdő és a művelés alól kivett területek nagysága, mindez szántó-erdő, szántó-kivett, illetve a gyepter-erdő, gyepter-kivett művelési ág változásokat jelent. Természetesen valamennyi kombinációban és településenként eltérő variációban előfordulhatnak változások, amit az is tovább árnyal, hogy annak ellenére, hogy egy adott művelési ág területe csökkent, nem elképzelhetetlen, hogy újabb területekkel ne bővült volna és fordítva. A művelési ág változások ily módon való nyomon követése azért is nehéz, mert a művelés alól kivett terület kategóriája meglehetősen sok földhasználati módot foglal magába.

A változások pontosabb nyomon követéséhez nyújthat segítséget a földhasználat felszínborítás alapján történő értékelése. A felszínborítottság alapján a kistérség földhasználati jellemzőit a 3. táblázat mutatja be. A kistérség területének döntő része, 83,4%-a mezőgazdasági művelés alatt áll, melynek nagy részét szántóként hasznosítják. Ebben meghatározó szerepe van a talajok termékenységének, ami igen kedvezően alakul a kistérségben.

3. táblázat A Hódmezővásárhelyi kistérség földhasználata művelési ágak szerint a felszínborítás alapján (2000)

Table 3. Land use of the Hódmezővásárhely micro-region by land use categories according to the land cover (2000)

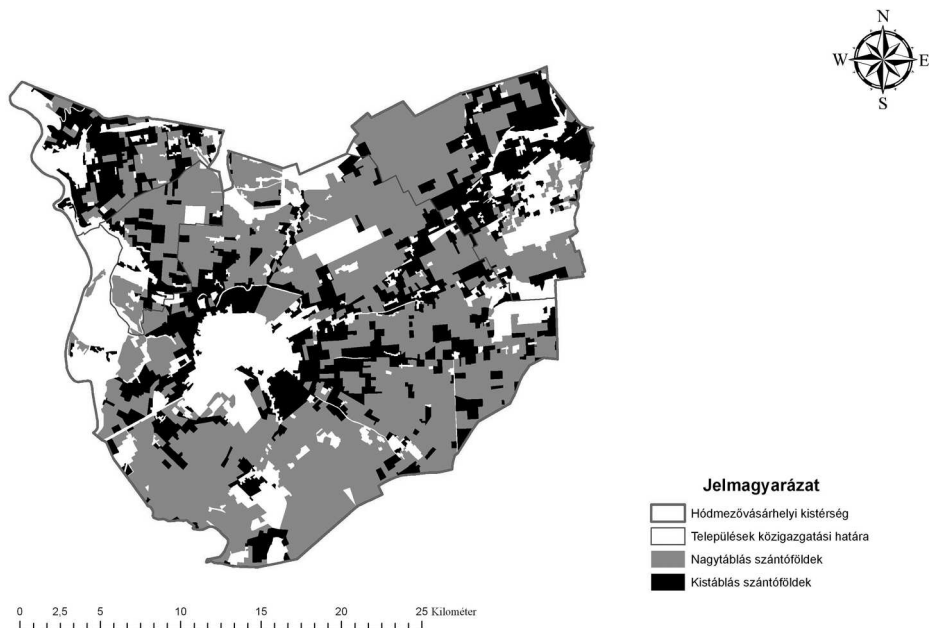
<i>Földhasználati kategóriák</i>	<i>Megoszlás, %</i>
Mesterséges felszín	4,7
Szántó	77
Gyep (rét/legelő)	3,7
Szőlő	0,1
Gyümölcsös	0
Erdő	4
Nádas	0,5
Egyéb mezőgazdasági terület	2,6
Egyéb félig természetes terület	6,7
Felszíni vizek	0,8

Forrás: FÖMI CLC50 adatbázisa alapján saját számítás.

A CLC50 nomenklatúrájának megfelelően négy felszínborítási kategória alkotja a szántóterületeket: kis- és nagytáblás szántók, melegházak és az állandóan öntözött szántó területek. A szántók foglalják el a kistérség területének több mint háromnegyedét, ezen belül a kis- és nagytáblás szántók a terület 32, illetve 66%-át. A kistérség domináns földhasználati egységét tehát az összefüggő szántóterületek jelentik. Ennek egyértelmű megjelenítését adja a 2. ábra, ami a kistérség szántóművelésű területeit mutatja be nagy- és kistáblás szántóterületi bontásban. A szántóterületek mintázatában jól kivehető, hogy a kistáblás szántók elsősorban a települések lakott területei körül, illetve az útvonalak mentén jellemzőek, ezektől távolabb helyezkednek el a nagyüzemi gazdálkodás szempontjából kedvező méretű, nagytáblás szántók.

A kistérségben mintegy 1 000-1 200 ha – a terület 1,7%-a – az állandóan öntözött szántóterületek nagysága, és mintegy 10-20 ha-on folytatnak melegházi termesztést. A mezőgazdasági tevékenységgel szorosan összefüggő, az Alföldön jellemző terület-használati formát (kisméretű földrészek, szórt elhelyezkedésű épületek, veteményes kerttel és fákkal) jelentik a tanyák; az általuk lefedett terület aránya 1,15%. A kistérség jelentős gyepterületekkel rendelkezik, a természetes gyep aránya 6,3%, míg az intenzív hasznosítású gyep aránya a terület 3,7%-át teszi ki. A kistérségi táj fában szegény, alacsony erdősültség jellemzi. Az erdőterületek aránya 4%, melyből a természetes erdők aránya 60%-ot meghaladó. A kert, gyümölcs és szőlő művelési ágak részaránya igen alacsony, mindössze 0,15-0,2%. A kistérség mintegy 70 ha-os szőlőültetvénye a Csongrádi

borvidék legkisebb területű részeként Hódmezővásárhelyen, a Sósalmi borászat területén található. Kisebb-nagyobb gyümölcsösök elszórtan találhatók a kistérségben, leginkább Hódmezővásárhelyen és Székkutason. A kistérség felszíni vizekben szegény, területének 0,8%-át borítják jellemzően természetes folyóvizek és tavak. A mesterséges tavak, halastavak területe 120 ha, az összterület 0,16%-a. A mesterséges térszínek – települések, ipari, kereskedelmi területek, közlekedési hálózatok stb. által elfoglalt terület – aránya csaknem 5%.



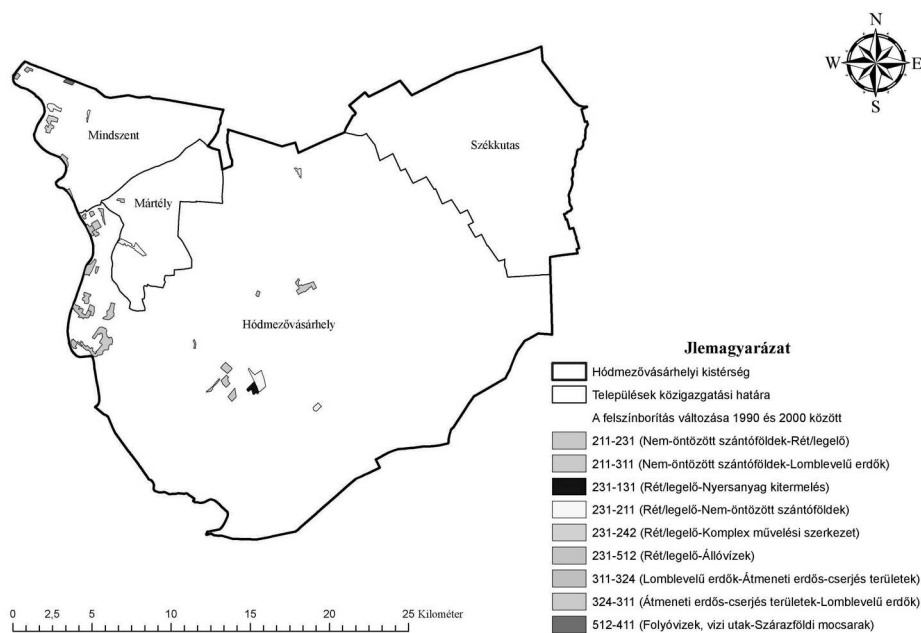
2. ábra A szántó művelési ágban használt területek megoszlása a Hódmezővásárhelyi kistérségben

Figure 2. Distribution of arable lands in the Hódmezővásárhely micro-region

Forrás: FÖMI CLC50 adatbázisa alapján saját szerkesztés.

A már áttekintett földhasználati változások mellett a következőkben a felszínborításban végbement változásokat vizsgáljuk, melynek térképi megjelenítését a 3. ábra mutatja.

A földhasználatban bekövetkezett változások a felszínborítás 3. ábrán látható változásait eredményezték. De vajon miben nyilvánulnak meg ezek a változások és milyen volumenűek voltak? – tehetjük fel a kérdést. A CORINE felszínborítási adatbázisban öt fő csoportban (1. mesterséges felszínek, 2. mezőgazdasági területek, 3. erdők és természetközeli területek, 4. vizenyős területek, 5. vizek), három hierarchiaszinten, 44 felszínborítási osztály szerepel. A 4. táblázat a CORINE kódoknak megfelelően mutatja be az 1990-2000 között végbement felszínborítás változásokat, a változások magyarázatát és a változással érintett területek nagyságát.



3. ábra A felszínborítás változása 1990-2000 között a Hódmezővásárhelyi kistérségben

Figure 3. Changes of land cover in the Hódmezővásárhely micro-region between 1990-2000

Forrás: EEA CLC Changes (CLC1990 - CLC2000) adatbázisa alapján saját szerkesztés.

A táblázatból látható, hogy a legjelentősebb változások az erdő-, szántó és gyepterületeket érintették. A CLC2000 felszínborítás változás adatbázisa szerint a kistérség felszínborítás változásai összesen 878 ha-os területet érintettek, ami a kistérség területének 1,2%-a. Ez az érték nagyságrendileg egybeesik a földhasználat ugyanezen időszakokra vonatkozó változásaival (684 ha, a kistérség területének 0,97%-a), de meghaladja azt, ami az adatbázis módszertannál leírt jellemzőivel van összefüggésben (átlagos pontosság: 85%).

A 3. ábrán jól látható, hogy Hódmezővásárhelyen és Mindszenten változott leginkább a felszínborítás – amit a földhasználat változása is alátámaszt –, Mártélyon alig és Székkutason egyáltalán nem változott a felszínborítás. Mindez, leginkább Székkutas vonatkozásában ellentmondásban van a földhasználat változásával, és a felszínborítás változatlansága Székkutas esetében nem is életszerű.

4. táblázat A felszínborítás változása a Hódmezővásárhelyi kistérségben (1990–2000)  
 Table 4. Changes of land cover in the Hódmezővásárhely micro-region between 1990-2000

Változástípus	Változás megnevezése a CORINE kódoknak megfelelően		Változás magyarázata	Változás (ha)
211-231	Nem-öntözött szántóföldek	Rét/legelő	Mezőgazdaság extenzifikációja	142,62
211-311	Nem-öntözött szántóföldek	Lomblevelű erdők	Szántó területek erdősítése	35,49
231-131	Rét/legelő	Nyersanyag kitermelés	Külszíni nyersanyagkitermelés	31,41
231-211	Rét/legelő	Nem-öntözött szántóföldek	Mezőgazdaság intenzifikációja	182,5
231-242	Rét/legelő	Komplex művelési szerkezet	A mezőgazdaság diverzifikálása	43,21
231-512	Rét/legelő	Állóvizek	Új vízfelületek	5,99
311-324	Lomblevelű erdők	Átmeneti erdős-cserjés területek	Lombos erdők kitermelése	119,12
324-311	Átmeneti erdős-cserjés területek	Lomblevelű erdők	Lombos erdők felnövekedése	303,36
512-411	Állóvizek	Szárazföldi mocsarak	Tó átalakulása vizenyős területté	14,12

Forrás: Saját szerkesztés.

Megállapítható, hogy a vizsgált időszak (1990–2000, valamint –2005), rövid volta ellenére is jelentős változások – melyek 2000–2005 között felgyorsultak – zajlottak le a kistérség földhasználati és a felszínborítási jellemzőiben. Mindenképpen kedvező változásként kell értékelni az erdőterületek növekedését, ugyanakkor kedvezőtlen a művelés alól kivett területek növekedése, mely alapvetően az infrastruktúra fejlesztésével, valamint a települések által elfoglalt terület növekedésével áll összefüggésben. A földhasználat változásának pozitív eredményeként nőtt az erdők és természetközeli területek, a vizenyős területek és a vízfelületek aránya. Ugyancsak kedvező változásként értékelhető pl. a mezőgazdaság extenzifikációja és diverzifikációja.

### A fenntartható földhasználattal összefüggő javaslatok

A fenntartható tájhasználat szempontrendszerre olyan földhasználat kialakítását igényli a kistérségben, melyben a társadalmi-gazdasági folyamatok hosszútávon összhangban vannak a természeti rendszerekkel. A fenntartható használat, illetve hasznosítás eredményeként a táj fenntartható módon – összhangban az ökológiai, társadalmi és gazdasági szempontokkal – képes különböző funkcióinak ellátására. Erre szükség is van mivel az emberi tevékenység következményeként olyan nemkívánatos változások következtek be a táj, az élővilág és a környezeti elemek minőségében, amelyek tájhasználati konfliktusokat eredményeztek, s amelyek rövidebb-hosszabb távon kedvezőtlenül befolyásolják a társadalmi-gazdasági folyamatokat. Éppen ezért a földhasználatban a térség adottságaira, a táj szerkezetére és funkciójára valamint a környezeti terhelhetőségre kell figyelemmel lenni.

A kiterjedt szántóföldi gazdálkodásnak köszönhetően a kistérség területe homogén agrártáj, jellemzően nagytáblás szántókkal, ahol faszor is alig van. Nem is oly rég a tanyák meghatározó szerkezeti és funkcionális elemei voltak a kistérségi tájnak, tagolták a tájat és a mozaikos tájszerkezethez jobban illeszkedő művelést valósítottak meg. Mára a tanyák száma, így a tanyás gazdálkodás – extenzív, mozaikos, kisparcellás gazdálkodási rendszer –, amely a tájhasználat szempontjából természetközeli, nagymértékben visszaszorult s helyét a nagyüzemi, nagytáblás szántók vették át. Ezen okból indokolt a megmaradt gazdasági funkciójú tanyák megőrzése, fejlesztése.

A jelentős mezőgazdasági hasznosítású területeket figyelembe véve fontos az agro-ökológiai feltételekkel szinkronban lévő mezőgazdasági földhasználat megvalósítása, amelyhez a földhasználati zónarendszeren alapuló agrár-környezetgazdálkodás biztosít megfelelő alapot. Alkalmazkodó, fenntartható mezőgazdasági tevékenység folytatása, olyan földhasználat esetén valósulhat meg, amely az agroökológiai adottságoknak legjobban megfelel, mindemellett a legkevésbé terheli a természeti környezetet.

A kistérség erdőben szegény táj, így mindenképpen szükséges a terület erdősítése, főként a gyenge termőképességű, valamint a környezet- és természetvédelmi szempontból érzékeny területeken, de az utak, csatornapartok, táblaszélek fásítása is indokolt.

A kistérségben az ökológiai gazdálkodásnak nincs hagyománya, ugyanakkor a mezőgazdaság termékeivel szemben megnyilvánuló változó igények generálta diverzifikációs kényszer, illetve ezen gazdálkodási forma tájhasználat szempontjából mindenképpen kedvező hatásai indokoltá teszik a földhasználatban betöltött szerepének növekedését.

Elsősorban a mesterséges térszinek (települések, infrastruktúra stb.) földhasználatára kapcsán fontos a létesített ingatlanok tájba illesztése, s lehetőség szerint minimális környezetterhelése, amely szempontok tájtervezés és tájrendezés hiányában nem érvényesíthetők, így tájhasználati konfliktusok kialakulásához vezetnek. Ebből a szempontból fontos szerepet játszik az önkormányzatok területhasználatot szabályozó tevékenysége, melynek kiemelt jelentőségi dokumentuma a településrendezési terv.

Lényeges, hogy a művelési ág megváltoztatása, más célú hasznosítás a táj jellegének, szerkezetének, a történelmileg kialakult természetkímélő használat által meghatározott adottságoknak és a természeti, táji értékeknek figyelembevételével történjen.

Mindenképpen szükséges és indokolt a természetes illetve természetközeli területek megőrzése és fejlesztése, melyben fontos szerepe van a környezettudatos gondolkodásnak, a természeti értékek és érdekek elfogadásának, azokkal való azonosulásnak. Mindez nagymértékben segítheti a természetvédelem és a mezőgazdálkodás, illetve egyéb földhasználati módok közötti konfliktusok elkerülését, feloldását.

### Irodalom

- CLAESSENS, L., SCHOORL, J.M., VERBURG, P.H., GERAEDTS, L., VELDKAMP, A. 2009: Modelling interactions and feedback mechanisms between land use change and landscape processes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 129(1-3): 157–170.
- COUNCIL OF EUROPE 2000: European Landscape Convention.  
<http://www.coe.int/t/dg4/cultureheritage/Conventions/Landscape/>, (2006.11.07.)
- CSEMEZ A. 1996: Tájérvézés – tájrendezés. Mezőgazda Kiadó, Budapest. p. 296.
- EEA 1999: CORINE Land Cover a key database for European integrated environmental assessment. G.I.M.-Geographic Information Management NV, Belgium. p. 19.
- FEHÉR A. 2005: A vidékgazdaság és a mezőgazdaság. Agroinform Kiadó, Budapest. p. 336.
- FERANEC, J., HAZEU, G., CHRISTENSEN, S., JAFFRAIN, G. 2007: Corine land cover change detection in Europe (case studies of the Netherlands and Slovakia). *Land Use Policy*, 24(1): pp. 234–247.
- GULINCK, H., MÚGICA, M., DE LUCIO, J. V., ATAURI, J. A. 2001: A framework for comparative landscape analysis and evaluation based on land cover data, with an application in the Madrid region (Spain). *Landscape and Urban Planning*, 55(4): 257–270.
- HAASE, D., WALZ, U., NEUBERT, M., ROSENBERG, M. 2007: Changes to Central European landscapes—Analysing historical maps to approach current environmental issues, examples from Saxony, Central Germany. *Land Use Policy*, 24(1): 248–263.
- HEILIG, G. K. 2002: The Multifunctional Use of Landscapes Some thoughts on the diversity of land use in rural areas of Europe. 2nd Expert Meeting on European Land Use Scenarios, European Environmental Agency, November 25–26, 2002, Copenhagen, Denmark.  
[http://www.iiasa.ac.at/Research/SRD/pdf/eea\\_2002\\_2.pdf](http://www.iiasa.ac.at/Research/SRD/pdf/eea_2002_2.pdf), (2005.03.24.) p. 6.
- KIS K. 2009: A tájhasználat vizsgálata a Hódmezővásárhelyi kistérségben. Pályamunka. Magyar Tudományos Akadémia, Szegedi Területi Bizottság, Föld- és Környezettudományi Szakbizottság, Szeged. Kézirat. p. 83.
- KOROMPAI A. 2003: A föld hasznosítása és ára. In: Bora Gy., Korompai A. (szerk.) *A természeti erőforrások gazdaságtana és földrajza*. Aula Kiadó, Budapest. pp. 259–261.
- MAROSI S., SOMOGYI S. (szerk.) 1990: Magyarország kistájainak katasztere I. Magyar Tudományos Akadémia Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest. p. 479.
- PÁSZTI-TÓTH Gy. (szerk.) 2000: Hódmezővásárhelyi kistérség agrárstruktúra- és vidékfejlesztési stratégiai program. I. kötet: Helyzetértékelés. PászTEAM, Szeged. p. 120.
- PÉCSI M. 1990: Előszó. In: Marosi S., Somogyi S. (szerk.) *Magyarország kistájainak katasztere I-II*. Magyar Tudományos Akadémia Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest. p. 1023.
- PELOROSSO, R., LEONE, A., BOCCIA, L. 2009: Land cover and land use change in the Italian central Apennines: A comparison of assessment methods. *Applied Geography*, 29(1): 35–48.
- VERMES L. 2007: A földhasználat, a talajminőség és a talajszennyezés néhány összefüggése a környezetvédelmi szabályozás szemszögéből. *Agrokémia és Talajtan*, 56(2): 379–390.

THE PRESENT AND THE POSSIBILITIES OF SUSTAINABLE LAND USE  
IN THE HÓDMEZŐVÁSÁRHELY MICRO- REGION

Krisztián. KIS, Rita SZEKERESNÉ KÖTELES

University of Szeged, Research and Action Group for Rural Development  
6800 Hódmezővásárhely, Tanya 1431.  
e-mail: kriszkis@yahoo.co.uk, szkrita@gmail.com

**Keywords:** rural resources, landscape, sustainability, land use, land cover, land use categories

The land, as a multifunctional resource, and its sustainable usage play key role in the improvement and development of rural areas. Sustainable land usage issues require the development of land use in each every case where the social-economical processes are in conformity with the natural systems on the long run. As a result of sustainable land usage and utilization, land can serve different functions conforming with the ecological, social and economical aspects. Human activities resulted in undesirable changes in the quality of land, fauna and flora and environmental elements that caused land usage conflicts and which influence the social-economical processes unfavourably on the short or long term. Therefore, regional conditions, the structure and function of the land and environmental capacities shall be taken into consideration in the land usage issues.

The aim of our research is to analyze the land usage and land surface changes caused by social-economical processes since 1990 in the Hódmezővásárhely micro-region. In the paper we will present briefly how changes in land surface can be related to land use changes identified by using descriptive data. Based on the results, we will draw up land use suggestions for the micro-region taking the sustainability issues into consideration. Since the area has homogeneous agricultural characteristics, in the first place our suggestions will focus on the preservation and development of the remained farms, the propagation of ecological agriculture and, related to the artificial relieves (villages, cities, infrastructure, etc.), fitting the built up properties into the scenery with the minimal environmental impact possible which issues cannot be enforced without landscape designing and country planning.



## A HAGYOMÁNYOS ÉS A TALAJKÍMÉLŐ MŰVELÉS MADÁRTANI VISZONYAI, A SZEGÉLYTERÜLETEK JELENTŐSÉGE A SZÁNTÓFÖLDI MADARAK ELŐFORDULÁSÁBAN

BENKE Szabolcs, MADARÁSZ Balázs, BÁDONYI Krisztina, KERTÉSZ Ádám

MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Természetföldrajzi Osztály  
1112 Budapest, Budaörsi út 45. E-mail: benkesz7@freemail.hu

**Kulcsszavak:** hagyományos talajművelés, talajkímélő művelés, madarak, szegélyterületek

**Összefoglalás:** Magyarország területének közel kétharmada mezőgazdasági műveléssel hasznosított, ennek döntő részén, az ország területének közel felén folyik szántóföldi művelés. Ezek a területek nemcsak a termelés szinterei, hanem fontos élőhelyei számos vadonélő növény- és állatfajnak. Jelen munkánkban a madarak, mint biológiai indikátorok segítségével értékeljük az egyes művelés módok közötti különbséget, mivel leggyorsabban ez a csoport alkalmazkodik a megváltozott környezeti feltételekhez (jelenlétük, hiányuk).

Egzakt módon mértük az egyes művelésmódok közötti különbségeket a madárlétszámok alapján. A madarakon keresztül bemutatjuk a szegélyterületek kiemelkedő szerepét a szántóföldi, mezőgazdasági élőhelyek megőrzése céljából. A vizsgálatok elvégzésére Zala megye dombos területein, Dióskál falu határában jelöltünk ki 107 ha területen 12 hagyományos és 12 talajkímélő – forgatás nélküli – művelésű parcellát. A vizsgálataink 2003 októberé és 2008 szeptembere között zajlottak, őszi búza, kukorica, majd repce kultúrákban. A heti gyakorisággal végzett mintavételezés miatt folyamatosan végigkövethetők a madárlétszámok a mintavételezés alatt. A téli és nyári időszakokat külön értékeltük, mivel a madarak etológiai sajátosságai alapvetően különböznek a két időszak között.

A téli (okt.–márc.) időszakokban az őszi talajművelés előtt nagyjából azonos madárlétszámok mérhetőek a művelések között, míg a szántás után időszakokban, vetésváltástól függően 4–29 szoros többletet regisztráltunk a talajkímélő művelésű területeken a hagyományoshoz képest. Nyári (ápr.–szept.) időszakban kisebbek a különbségek a szántóföldi madarak territorialis viselkedése következtében. A növényvédelmi rovarölős kezelés előtt 1,6–6 szoros többletet mértünk időszaktól, vetésváltástól függően a talajkímélő művelés javára. Kezelés után a madárlétszámok lecsökkentek, majd csak lassan emelkedtek, de kisebb különbségek mellett. A leggyakoribb szántóföldi madarak esetén egyszám változási trendet állítottunk fel. A trend iránya megmutatta, hogy a terület madárpopulációi jelentős vagy kismértékű csökkenést mutatnak. Kismértékű csökkenést a szántókon fészkelők esetén mértünk (mezei pacsirta, fűrj), míg jelentősebb csökkenésről a szegélyterületeken élő madarak esetén (cigánycsuk, mezei veréb, töviszűrő gébics) beszélhetünk. Néhány jellemzőbb téli faj esetén meghatároztuk a szegélyterületektől mért legnagyobb beperegési távolságot. Ez alapján megállapítottuk, hogy téli földeken az ott tartózkodó fajok legtöbb esetben maximum 200 m-re repülnek be a szántóterületeket élelem után kutatva, leggyakrabban a szegélyek közelében maradnak.

A mezőgazdasági művelés szempontjából hasznos szegélyterületek madárpopulációi csak a mezsgyék, fa- és bokorcsoportok, gyepes sávok minőségi (változatos növényfajok, fa és cserjeszint) és mennyiségi (kiterjedés, szélesség) viszonyainak megőrzésével tarthatók fenn, növelhetők.

Eredményeink azt mutatják, hogy intenzív mezőgazdálkodási gyakorlatban a talajkímélő művelés alkalmazásával lehetőség van a biológiai sokféleség megőrzésére.

### Bevezetés

A mezőgazdaság évezredek óta kulcsszerepet tölt be az emberiség fejlődése, életben maradása szempontjából. Az egyre szaporodó népesség igényeit kellett kielégítenie az idők során, így egyre nagyobb területeket kellett művelésbe vonni. Az ezredfordulóra Európa mintegy 50 %-át, Magyarországnak pedig 66%-át borítják mezőgazdasági területek (BÁLDI 2005).

A mezőgazdasági területek, mint kultúrtájuk nemcsak évtizedek vagy évszázadok alatt alakulnak, éven belüli változások is rendkívüli a maga nemében. Ez a változatosság különösen igaz a mezőgazdasági területeken belül a szántóterületekre (KERTÉSZ 2002). A szántóterületek, mint élőhelytípusok az emberiség fejlődése során alakultak ki, előtte nem léteztek. Amíg egy gyep vegetációjának, fajszerkezetének átalakulásához adott esetben évtizedekre van szükség, addig egy szántó esetén a fajszerkezet legtöbbször 1 év alatt is gyökeresen megváltozik (ha egy vetésváltást fajszerkezet váltásként lehet értelmezni).

A szántóterületek változása folyamatos. Az egyes művelési irányzatok jelentős változásokat idéztek elő a tájszerkezet alakulásában. Az európai mezőgazdaság intenzifikációja az elmúlt 50 évben jelentősen felgyorsult. Az intenzitás fokozásának egyenes következménye a mezőgazdasági területek degradálódása (JAKAB 2005, JAKAB és SZALAI 2005), biológiai sokféleségének csökkenése. Az agrártáj biodiverzitás csökkenése jelentős rövid és hosszú táv problémákat vet fel és közvetlen anyagi károkat is okoz. Kelet-Közép-Európához képest Nyugat-Európában ez a csökkenés a magasabb termelékenység hatására nagyobb szintet ért el. A biodiverzitás csökkenése elsősorban a nyugat- és észak-európai agrárterületeken élő, oda kötődő madárfajok állományainak drasztikus csökkenését okozta (BÁLDI 2005, BÁLDI 2008). A madárfajok a környezet állapotának kiváló indikátorai. A fajösszetétel és az egyedsűrűség érzékenyen jelzik a környezeti változásokat. Állományuk változása jóval előbb és nagyobb léptékben figyelmeztet a természeti erőforrások nem fenntartható használatának veszélyeire, mint a legtöbb növény vagy más állatcsoporté. A madarak a megfelelő táplálkozó- pihenő- és fészkelőhelyet biztosító, heterogén szerkezetű tájakat részesítik előnyben. A madarak az az élőlénycsoport, amelyről a legszélesebb körű etológiai, ökológiai ismeretekkel rendelkezünk, ezért a monitorozási vizsgálatokban szerepük kiemelkedő (BÁLDI et al. 1997). Madártani kutatások több mint egy évszázada folynak hazánkban. A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület szervezésében pedig 1988 óta a nyugat-európaihoz hasonló, dán rendszerű pontszámlálás is történik (MOSKÁT és WALICZKY 1988), 1999-től a Mindennapi Madaraink Monitoringja program keretében. A gyűjtött adatokból állományváltozási trendeket állítottak fel (WALICZKY 1991, BÖHM 1995), amelyből kiderült, hogy hazai viszonylatban a mezőgazdasági biotópok fajainak trendje néhány fajtól eltekintve nem csökken. Az EBCC (Európai Madárszámlálási Tanács) ajánlásainak megfelelően 1999-től az adott faj évi állomány index értéke a Biodiverzitás Indikátor indexek alapján kerül kiszámításra, ennek alapján szignifikáns csökkenést főként generalista fajoknál mutattak ki. Magyarországon a mezőgazdasági élőhelyekre jellemző fajok esetében az EU-csatlakozás előtti időszakban (1999-2004) a fűrjet kivéve nem tapasztaltak szignifikáns állománycsökkenést (SZÉP és NAGY 2006, SZÉP et al. 2006).

Nyugat-Európában a csatlakozás (2004) előtti időszakban, a 80-as évek eleje óta drámaian csökkentek a madárlétszámok. Ezt a folyamatot a Közös Agrárpolitika bevezetésével magyarálták (DONALD et al. 2001). A madarak számának csökkenése a téli táplálékbázis, azaz a téli tarlók hiányával köthető össze (FÜLÖP és SZILVÁCSKU 2000). CUNNINGHAM et al. (2005) kimutatta több növénykultúra esetén is, hogy a magevő madarak előfordulása nagyobb volt a talajkímélő parcellákon, mint a hagyományos szántásos kultúrákban. A legtöbb madarat a tarlón hagyott területen találták. A madárállomány látványos csökkenése az egyes nyugati országokban a több évtizedes monitoringnak köszönhetően jól dokumentált. Elsősorban a mezőgazdasági területek madarainak állományában történt drasztikus csökkenés. 1966-os állományadatokhoz viszonyítva Nagy

Britanniában a mezei pacsirta (*Alauda arvensis*) 2,5, a mezei veréb (*Passer montanus*) 35, a citromsármány (*Emberiza citrinella*) 2, a sordély (*Miliaria calandra*) 6–9, a seregély (*Sturnus vulgaris*) 5-szörös állománycsökkenést szenvedett el (SIRIWARDENA et al. 2000).

A megoldást a központilag támogatott természetbarát gazdálkodás bevezetésében látták (BÁDONYI 2006). Magyarországon 2002-ben vezették be a Nemzeti Agrár-környezet-védelmi Programot, ugyanakkor annak hasznosságát nagyon kevesen vizsgálták (BÁLDI 2008).

A szegélyterületek szerepe a mezőgazdasági hasznosítású területeket is hasznosítani képes madarak életében is óriási. A fasorok, erdősávok sokszor kilométereken át nem törik meg a látómezőt, így a szegélyek madarai sem képesek a távolabbi területek hasznosítására. Az agrárterületek fátlanná válása nem csupán zoológiai szempontból hátrányos, elősegíti a talajeróziót és kedvezőtlen irányba változtatja a mezoklíma alakulását is (LEGÁNY 1991). JÁNOSKA (1998) egyértelmű korrelációt mutatott ki a szegélyterületek egyes vegetációs szintjeinek záródása és a madárközösségek denzitása között, míg LEGÁNY (1991) szerint a madárállományt minden esetben érzékenyen érintette a cserjeszint megszüntetése. A szegélyek arányának növelése hatékonyan járul hozzá a fajok védelméhez (FÜLÖP és SZILVÁCSKU et al. 2000).

Munkánk során arra kerestük a választ, hogy milyen hatást gyakorol a hagyományos (forgatásos, szántásos) művelés és az egyre szélesebb körben használt talajkímélő művelés (sekély talajművelés tárcsázással, a szármaradványok részleges felszínén hagyásával), valamint a szántóföldi szegélyterületekben bekövetkező változások a szántóföldi madarak állományának alakulására.

## Anyag és módszer

### Mintaterület

A mintaterület a Balaton nyugati vízgyűjtőterületén, Zala megye változatos kittedtségű dombvidékén, Dióskál és Zalaszentmárton között helyezkedik el. A mintaterület nagysága 107 ha, ahol 12 parcella párt, azaz összesen 24 parcellát alakítottunk ki, amelyek mérete 3 és 5 ha között mozgott. A mintaterület két nagyobb tömbre bontható: a Dióskál I. 67,3 ha-os, és Dióskál II. 39,7 ha-os területre. A parcellák kijelölésénél a különböző természetvédelmi eszközök igényét (rendelkezésre álló gépek típusa, munkaszélessége) és a madártani megfigyelések módszertanának útmutatásait vettük alapul. A parcellákat párok szerint alakítottuk ki (hagyományos és talajkímélő művelésű parcellák váltakozva), így elkerülendő a kittedségből adódó különbségeket. Dióskál I. területen 8 (16 parcella), Dióskál II. területen 4 (8 parcella) parcella párt alakítottunk ki.

### Vetésváltás, termesztett növények, természetvédelmi technológia

A vizsgálatokra 2003 és 2008 között került sor (BÁDONYI et al. 2008a, BÁDONYI et al. 2008b). A projekt első négy évében kukoricát és őszi búzát vetettünk. E növényeket a két területrész között váltogattuk (vetésváltás) majd az 5. évben repcét termesztettünk. A parcellák növénytermesztése a talajművelés kivételével többségében megegyezett. Talajművelés tekintetében a hagyományos művelésű területeken 25–30 cm-es átforgatást (azaz szántást), a talajkímélő területeken ezzel szemben sekély művelést alkalmaztunk. Ennek során az első három évben 8–10 cm mélyen tárcsáztunk, majd 2007-ben és 2008-ban nehézkultivátoros művelésre került sor 20–25 cm-es mélységben, minden

esetben forgatás nélkül. A felhasznált műtrágya, vetőmag, növényvédőszer mennyisége megegyezett, kivéve 2007-ben a kukorica másodszori gyomirtását, amelyre az első kezelés késlekedése, hatástalansága miatt volt szükség. A talajkímélő területeken a 2004/2005-ös téli időszakban talajvédő növényként repcét vetettünk, amely a megfigyelhető madarak számát jelentősen befolyásolta. Ugyanígy a művelések időbeni eltérése is jelentős befolyásoló tényező volt.

### A mintavétel módszertana

A madártani megfigyelések módszertanát angol szakemberek (PERKINS et al. 2000, BRADBURY és ALLEN 2003) dolgozták ki. A vizsgálat során egyetlen megfigyelő járja be a területet, aki a parcella leghosszabb oldalával párhuzamosan halad. Egy megfigyelés során a megfigyelő a parcellát 20–25 m-es szakaszokra tagolja és így végzi a számlálást. A megfigyelés során a parcellákon mozgó és az onnan felrepült, vagy leszálló madarakat jegyzi fel, az átrepülő egyedek nem kerülnek a jegyzőkönyvbe. A kettős számlálást elkerülendő mindig regisztráljuk, hogy a felrepülő madár hova száll le ismét, így a leszállási helyhez érve az ott esetleg ismét felszálló egyedeket nem rögzítettük. Az összeírás útvonala a megfigyelések között felcserélődött: a következő számlálást onnan kezdtük, ahol az előzőt befejeztük, így kiküszöbölendő a madarak napi aktivitási időszakaiban jelentkező különbségeket. A megfigyeléseket legkorábban napfelkelte után egy órával kezdtük és napnyugta előtt legkésőbb egy órával fejeztük be.

Minden megfigyelési időszakban a szomszéd területek madárelvonó képességét is figyeltük, mivel ez az eredményeket jelentősen befolyásolhatja (szegélyterületek felmérése, osztályozása).

A terepi megfigyelési adatok táblázatban történő lejegyzésénél az angol módszerben kidolgozott 6 hónapos periódusokat követtük. A megfigyelési adatokat ennek megfelelően téli (október – március; *vonulás, teletés*) és nyári (április – szeptember; *fészkelés, nyári kóborlás*) intervallumban dolgoztuk fel és értékeltük ki.

A szegélyek hatását 0 és 1 értékekkel szerepeltettük a statisztikai kiértékelés könnyítése céljából. A 0 érték a „nincs” szegélyhatás, az 1 érték a „van” szegélyhatást jelentette. Így a szegélyterületek önállóan is értékelhetők, valamint a szegélyek minőségében bekövetkezett változások irányáról is információt kapunk. A szegélyek értékelését kezdetben a téli-nyári madártani megfigyelési ciklusokhoz igazítottuk, vagyis az időszakok befejezésével a szegélyeket is értékeltük. Az utolsó években a szegélyeken bekövetkezett változásokat folyamatosan rögzítettük. Az alkalmazott módszer lehetőséget nyújtott az évek során bekövetkező változások nyomon követésére.

A szegélyterületeket a berepülési távolságok alapján is vizsgáltuk. Arra kerestük a választ, hogy az egyes madárfajok mennyire távolodnak el, illetve mekkora távolságban repülnek be a parcellákat. A megfigyeléseket 2005/2006 telén végeztük. A költési időszakban célirányos méréseket nem végeztük. A költő fajok esetében csak a nyári megfigyelések alapján tudjuk megbecsülni, hogy mennyi volt a berepülési távolságuk a parcellaszélesség függvényében. A mért időszakban a fajok egyedeit észlelési helyükön GPS koordinátákkal jelöltük. A mérések nem a megfigyelések alatt, hanem azon kívül történtek, célirányosan csak az adatgyűjtésre koncentrálva, mivel a standard mintavételezést zavarták volna, megszakítva a sávokat az észlelési helyen felvett pontokkal. A felvett pontokat ezt követően térképen ábrázoltuk. A pontokat a legközelebbi szegélyterületekkel összekötöttük, és ezeket a távolságokat megmértük.

## Eredmények és értékelésük

A hektáronkénti madárlétszámot a megfigyelésenkénti összmadárszám és az adott periódus megfigyelési időszakainak száma, valamint a parcellák területének hányadosa alapján kalkuláltuk. A kapott adatok így az egyes megfigyelési időszakok alatti egy hektárra vetített madárlétszámot mutatják művelési módonként. Az összmadárlétszámot a nagyobb csapatokat alkotó fajok egyedeinek [seregély (*Sturnus vulgaris*), libafélék (*Anser sp.*)] példányszámával csökkentettük, mivel ez a kapott adatokat jelentősen torzította volna. A legnagyobb egyedszámú fajok az értékelésben az előbb említetteken kívül a mezei pacsirta (*Alauda arvensis*), tengelic (*Carduelis carduelis*), kenderike (*Carduelis cannabina*), citromsármány (*Emberiza cirinella*), mezei veréb (*Passer montanus*), dolmányos varjú (*Corvus corone cornix*), zöldike (*Carduelis chloris*), fenyőpinty (*Fringilla montifringilla*) voltak. Néhány fajt ezeken kívül külön is értékeltünk, mivel a mezőgazdasági biotópoknak jellemző fajai. Ezek a következők voltak: cigánycsuk (*Saxicola torquata*), töviszúró gébics (*Lanius collurio*), fűrj (*Coturnix coturnix*).

### Téli megfigyelések

A téli időszakot (október–március) a tavaszi (hagyományos művelésű) kultúrák esetében alkalmazott őszi mélyszántás kettéosztja, emellett az esetleges hóborításnak is nagy jelentősége van. Őszi mélyszántás estén a talaj felső, gyommagokban gazdag rétegét a művelés mélységétől függően 25–32 cm mélyre leforgatjuk. Ebben a mélységben a gyommagok a madarak számára már hozzáférhetetlenek (FIELD et al. 2007).

A szántással leforgatott gyommag mennyisége az elővetemény vagy tarló gyomborítási viszonyaival szoros összefüggésben van. Egy intenzíven művelt, gyommentesen tartott kukorica vetés gyommagtermő képessége például a gabona betakarítás után rögtön tarlólántott terület őszi gyomviszonyaitól messze elmarad.

Az őszi mélyszántás előtti időszakok a szántóföldön előforduló madarak esetében rendszerint a vonulási időszak második felét fogják át. Az öt éves időszak alatt a szántás előtti művelések között nagy különbségek nincsenek. Három időszakban a talajkímélő (TKM) területek (130–210%-os), két időszakban, 2004 és 2005 őszen a hagyományos (HM) művelésű területek (25, illetve 15%-os) madár többletét regisztráltuk. 2004-ben a nyári betakarítás után a HM területek madártöbbletét a TKM területeken talajvédő növénynek vetett repce okozta. A repcét a hagyományos repcevetési időszak előtt augusztus közepén vetettük. Az őszi folyamán a repce fokozatosan megerősödött széles leveleinek köszönhetően egyre nagyobb mértékben takarta a talajfelszínt. A talajtakarás és a repceállomány sűrűsége miatt a repce a kelő gyomnövényeket jórészt elnyomta, így azok kevésbé tudtak magot érlelni. A nagymértékű talajtakarás következtében a madarak csak olyan helyekre szálltak be, ahol a talajvédő növény állomány valami miatt hiányos volt. A HM parcellákon az őszi mélyszántásig egy viszonylag alacsony magasságon mozaikos gyomborítás alakult ki, ami a relatív madártöbbletet eredményezte. Az október második felében végzett növényfelvételezések alatt rögzített adatok művelésátlagai is ezt igazolják (1. táblázat).

1. táblázat Növényfelvételezés és fedettség adatai 2004 októberében (Dióskál I.)  
Table 1. Vegetation survey and the cover of the surface, October 2004, Dióskál I.

Művelésmód	Vetés átlagos magassága cm	Vetés %	Pusztaszőr %	Gyom %	Szármaradvány %
Talajkímélő	35	69	10	18	3
Hagyományos	0	0	60	20	19

A 2005-ös HM területek madártöbbletének okát a két művelésmód művelő eszközeinek különbségével magyarázhatjuk. A hagyományos művelés esetén a munkagép egy középnehéz tárcsa volt henger nélkül, a talajkímélő művelésnél pedig Väderstad Carrier tárcsát alkalmaztunk, amelyet egy hengersonal zárt. A Carrier tárcsa munkája után homogénebb talajfelszín alakult ki, mint a középnehéz tárcsa esetén, ahol (HM területek) a mikrodomborzati adottságok a vonuló énekesmadaraknak [réti pityer (*Anthus pratensis*), barázdabillegető (*Motacilla alba*), sárga billegető (*Motacilla flava*)] kedveztek. A tárcsázások idején fennálló nedvesebb talajállapot is kedvezett a homogénebb talajfelszín kialakulásának szempontjából. A Carrier tárcsát záró tömörítő henger egy párhuzamos mikrobarázdás talajfelszínt alakított ki: a művelőeszköz hengereinek megfelelően átlag 11 cm-ként mikrovölgyek és mikrodombok váltották egymást. A változatosabb hagyományos művelésű területeken a kistestű énekesmadarak több és jobb búvóhelyet találtak, a talajfelszín minőségének, változatosságának következtében. Ezzel szemben a növényborítottság kérdését nem találtuk döntőnek, mivel a tarlóhántással a gazda megkészt. A hagyományos területek tárcsázása szeptember 17–19 között, a TK területek tárcsázása szeptember 23-án történt meg. A kis időbeli eltérés miatt a parcellák borítottsági értékei hasonlóak voltak, így ez valószínűleg jelentősen nem befolyásolta a madarak előfordulásának különbségeit. A növényfelvételezés októberi adatait a 2. táblázat tartalmazza.

2. táblázat Fedettség adatai 2005 októberében (Dióskál II.)  
Table 2. Vegetation survey and the cover of the surface, October 2005, Dióskál II.

Művelésmód	Pusztaszőr %	Gyom %	Gyommagasság cm	Szármaradvány %
Talajkímélő	76	16	10	9
Hagyományos	78	13	11	9

A mechanikai művelések után kialakult mikrodomborzatról felszín érdességi felvételezést készítettünk. 5×5 cm-es hálót vetítettünk a talajfelszínre, majd a sarokponton mértük a magassági és mélységi értékeket. A kialakított kvadrátokban a felmérő keret széléhez viszonyítva a felszín magassági és mélységi értékei a HM területeken leggyakrabban a 9–12, valamint a 12–15 cm-es érték közé esnek, ugyanakkor jelentős még a 6–9 és a 15–18 cm-es mérettartomány is, 2,7 cm minimum (magasság) és 16,9 cm maximum (mélység) értékek mellett. A két szélsőérték közötti különbség itt 14,2 cm.

A HM parcellákon a vonuló énekesmadarak (pacsirtafélék, pityerek), a talajfelszín adott-ságai miatt még alacsony növényborítású felszínen is megfelelő búvóhelyet találhatnak, míg a TKM parcellákon a homogénebb talajfelszín miatt alacsonyabb értéket mértünk. A TKM parcellák esetében a felmért kvadrátban az értékek két mérettartományba esnek (9–12, 12–15 cm), 6,7 (magasság) és 16,6 cm-es (mélység) szélsőértékek mellett. A két szélsőérték között a különbség 9,9 cm, ami jóval egyenletesebb felszínt mutat, mint a HM művelésű parcellák esetén.

További érdekesség az egyes parcellahatárokon az átművelésből adódó, illetve a dülőkön a TKM kétszeri művelésből adódó talajfelszín minősége. A felmért kvadrátban az értékek legnagyobb részt csak a 6–9 cm-es mérettartományban találhatók, kisebb számban a 9–12 cm tartomány között. Szélsőértékekben kifejezve 3,2 cm (magasság) és 12,4 (mélység) értékek mellett. A szélsőértékek különbsége itt 9,2 cm, ami még homogénebb felszínt mutat, mint az egyszer művelt TKM területeken. A kisebb szélsőértékek a terület homogenitásának irányába mutatnak. Megállapítható, hogy a leegyenletesebb talajfelszín a művelések után a dülőkön alakul ki, ott ahol kétféle művelőeszköz járta a területet (a második művelő eszköz Carrier tárcsa volt). A legváltozatosabb talajfelszínt a hagyományos művelésű parcellákon találtuk, ennek következménye a relatív madártöbbség, és így a hektáronkénti magasabb példányszám. A hektáronkénti madárlétszámokat a téli időszakokban a 3. táblázat tünteti fel.

3. táblázat Hektáronkénti madárlétszámok a téli időszakokban

Table 3. Number of birds per hectare during winter periods

Időszak	Szántás előtt pld./ha			Szántás után pld./ha		
	TKM	HM	TKM/HM	TKM	HM	TKM/HM
2003/2004	0,81	0,62	1,3	2,13	0,16	13,3
2004/2005	0,79	1,04	0,8	1,37	0,18	7,6
2005/2006	0,96	1,09	0,9	1,47	0,09	16,3
2006/2007	3,26	1,82	1,8	5,51	0,19	29
2007/2008	3	1,41	2,1	1,04	0,25	4,2

Az őszi mélyszántást követően alapvetően megváltoztak az arányok a kétféle művelés között. A szántott területeken csak elvétve észlelhetők madarak a táplálék- és búvóhelyhiány következtében. A két művelés között a tavaszig tartó periódusban 4–29-szeres többletet mértünk az egyes években. A legkisebb különbséget 2007/2008 téli időszakban, mikor Dióskál II területen repcét (nagy felszínborítás, gyomelnyomó képesség) természetünk. Ugyancsak kisebb mértékű többletet mértünk (7,5-szeres) 2004/2005 telén a talajvédő növénynek vetett (de hiányos) repce esetén. A további időszakokban óriási különbséget regisztráltunk, legnagyobbat 2006/2007 telén, ami a szokatlanul enyhe időjárás hatása volt. A TKM területeken ekkor nagy számban ki tudtak telelni az énekesmadarak. A leghidegebb, télen 2005/2006 (70 napos hóborítás), 16-szoros többletet figyeltünk meg. A TKM területek még kisebb hóborítás esetén is rendelkeznek táplálékszolgáltató képességgel, amit rendszerint a betakarítást követő minél korábbi tarlóhántás befolyásol. Korai tarlóhántás esetén a kelő gyomok a tél beköszöntére megerősödnek, magot érlelnek.

Sok gyomnövény magszára a hó alól is kiáll, így táplálékot szolgáltat a madaraknak, ugyanakkor a betakarításkor jelentkező szemvesztés a betakarító gépek fejlődésével egyre csökken.

### Nyári megfigyelések

A nyári időszak legjellemzőbb fajai a mezei pacsirta, a fűrj, valamint a szegélyterületről berepülő fajok, mint a cigánycsuk, a töviszúró gébics, a citromsármány és a mezei veréb.

A nyári időszakban (április-szeptember) a madarak viselkedése alapvetően megváltozik a téli időszakhoz képest. A téli időszakok átvészeléséhez sokszor csapatokba verődött madarak szétbomlanak, revírt foglalnak és fészkeléshez látnak. Több, télen szántóföldön táplálkozó faj elhagyja a mezőgazdasági területeket, mások telelőterületükről térnek vissza. A mezőgazdasági területek madarai a nyári időszakban hazánkban döntően territórium tartó madarak, tehát egy meghatározott területen csak egy bizonyos számú egyed észlelhető, ennek megfelelően az egyedszámok a téli időszakhoz képest jelentősen csökkennek. A megfigyelési módszerekben a nyári számlálások alkalmával sem változtattunk, mivel a cél a talajon – az egyes művelésmódok esetében – mozgó madarak felvételezése volt. A „sávos” megfigyelési módszerrel a talajon rendszerint rejtetten mozgó madarakat is nagy részben mintavételezni lehetett. A sávok egymástól való távolságának csökkentésével a fejlődő növényállományok zavarását próbáltuk csökkenteni, ezáltal a pontosabb mintavételezési adatokat elérni. Ez csak egy meghatározott ideig működhetett, a magas állományú kultúrnövényekben rendszerint már ez a módszer sem vezetett eredményre. Több tényező teljesen meg is hiúsította a mintavételezést, pl. a repcevirágzás után a becők összekapaszkodása, kukorica magassága stb.

A nyári időszak értékelése is kétfelé bontható, ahol a jellemző határpont az őszi kalászosok rovarölős kezelésében határozható meg. A növényvédelmi kezelés minden megfigyelési ciklusban közel egy időpontra esett (május harmadik dekádja). Eddig az időpontig a növényállomány sem zavarja jelentősen a megfigyeléseket, adott esetben korrigálni lehet a sávok egymástól való távolságának függvényében. Az ezt megelőző időszakokban a művelésmódok különbségéről jó képet kaphatunk, ugyanakkor az ezt követő időszakban az eredmények értékelésével pontatlanságuk miatt óvatosan kell bánni.

A rovarölő kezelés a veresnyakú árpabogár (*Oulema melanopa*), közismert nevén a vetésfehérítő bogár lárvájának kártétele ellen irányul, de mivel a használt vegyszerek nem fajspecifikusak, a tapasztalatok szerint szinte mindent elpusztítanak. A kezelést követően az őszi kalászosok vetésterülete az éppen fiókáikat etető madaraknak minimális táplálékot szolgáltat. A táplálék jó része szegélyek, mezsgyék (ha van ilyen) mellett lelhető fel, mivel a rovarvilág innen próbálja ismét meghódítani a gabonátáblákat.

A rovarölő kezelés előtti időszakok madarai a költés kezdetén vannak, revírt foglalnak, a korai fészkelők már a fiókanevelés végén járnak, készülnek a másodköltésre.

Rovarölő kezelés előtt mind az öt évben a TKM művelés nagyobb madártöbbletét mértük. Ez a madártöbblet jóval kisebb, mint a téli időszakokban mért, de még így is jelentős (1,6–6-szoros). A legnagyobb különbséget a vizsgálatok második évében (2005) figyelhetjük meg. Míg a TKM területeken átlagosan 2 példányt számlálhattunk hektáronként, addig a hagyományos művelés esetén hat hektárt kellett bejárni ugyanennyi madár megfigyeléséhez. Ebben az évben a nagy többletet a télre talajvédő növénynek vetett repce kései lekerülése okozta. A repce rendkívül jó fészkelési lehetőséget biz-



tosított a mezei pacsirta számára, mivel foltokban hiányosan kelt, aljnövényzete is jelentős volt. Emellett a növényvédelmi munkák elmaradása miatt a bőséges gerinctelen élelemforrás nyújtott ideális táplálkozóhelyet. A mintaterületen (Dióskál II.), illetve annak szomszédságában a környező vetések csak tavasszal keltek vagy még nagyon fejletlenek voltak a kísérletben vetett repcéhez képest, így a pacsirták nagyobb számban ide települtek be. Míg a további években Dióskál I. mintaterületen 4–8 revírt tudunk beazonosítani, addig 2005 tavaszán 11–12 revír volt ismert a területen. A megtalált 5 darab fészek mindegyike TKM területekről került elő. Ez a szám rendkívül jónak mondható. A revírek mérete 2,75–3 hektárt foglalt el, szemben a további évek 8,3–16 ha/pár értékével.

Sajnos a repce megkésétt (április végi) betárcsázása gyakorlatilag az összes fészket elpusztította, ami felhívja a figyelmet a talajvédő növény korai bedolgozásának szükségére. Korán tarlóhántott területek kora tavaszi madárviszonyai hasonlóan működhetnek az előbbiekhöz, de mivel a későbbiekben a korai lekerülésre figyeltünk a fészkelő madarak érdekében, így ezt bizonyítani nem tudtuk. FÜLÖP és SZILVÁCSKU (2000) a tarlók „beszántását” legkésőbb március végi időpontra teszi.

Őszi kalászos gabona vetése esetén a tavaszi fészkelési időszakban a szármadarványok között jobb fészkelési lehetőséget találtak a mezei pacsirták, mint a szántott, majd homogénre elmunkált HM területek esetén. Ugyanez igaz tavaszi vetésű növény esetén is, szántott majd elmunkált talajfelszínen fészket egyáltalán nem, madarat is alig figyeltünk meg. A hektáronkénti madárlétszámok alakulása a nyári időszakokban a 4. táblázatban látható.

4. táblázat Hektáronkénti madárlétszámok a nyári időszakokban  
Table 4. Number of birds per hectare during summer periods

Időszak	Rovarölő kezelés előtt pld./ha			Rovarölő kezelés után pld./ha		
	TKM	HM	TKM/HM	TKM	HM	TKM/HM
2004	0,72	0,43	1,7	0,69	0,55	1,3
2005	1,93	0,32	6	0,93	0,48	1,9
2006	0,68	0,3	2,3	0,74	0,32	2,3
2007	0,74	0,17	4,4	0,46	0,27	1,7
2008	0,37	0,2	1,9	0,5	0,31	1,6

A rovarölő kezelést közvetlen követő mintázási időszakokban drasztikusan lecsökkent a kalászos gabonában a madarak észlelhetősége. Az egyedszámok mintegy felére csökkentek, majd csak lassan emelkedtek, holott ebben az időszakban a kirepült fiókákkal emelkedhetett a teljes létszámuk. Legnagyobb egyedszámban a szegélyterületen parcellákon voltak megfigyelhetők. A madárlétszámok a nyári betakarítási idő után emelkedtek (részben a kedvezőbb beláthatóság hatására), így a nyári időszak végére a teljes átlag magasabb értéket mutat, mint közvetlen a kezeléseket utáni időszakok. A hektáronkénti értékek ugyanakkor még így is alacsonyabbak, mint a növényvédelmi munkákat megelőzően. A művelések közötti különbségek sem olyan nagymértékűek, mivel a mechanikai talajművelések erre az időszakra már nem olyan mértékben fejtik ki

hatásukat. A rovarölös kezelések negatív hatása csökkenthető a növényvédőszeres okszerű alkalmazásával. Okszerű alkalmazás alatt értjük a foltkezelést (csak ott ahol szükséges), melyet a számlálás utolsó évében alkalmaztunk. (A mintavételi eredményeket érdemben nem befolyásolta a foltkezelés, mivel alkalmazása csak 4 parcella területén történt.) A foltkezelés ugyanakkor nagyobb odafigyelést igényel, amit sok esetben nem szívesen vállalnak fel a gazdák (biztosra mennek), pedig alkalmazásával jelentős költségmegtakarítás is elérhető.

A legjellemzőbb fajokról a nyári adatsorok alapján trendeket állítottunk fel. A mintaterületek ezen adatai összevethetők a Mindennapi Madaraink Program eredményeivel. A kapott trendek a környező mezőgazdasági területek nagy részére jellemzőek lehetnek, ugyanakkor nagyobb területekre általánosítani még nem lehet.

Az öt éves vizsgálati periódus alatt a legjellemzőbb szántóföldi madarak esetében (szántók és szegélyek madarai) a hektáronkénti madárlétszámok a nyári megfigyelési időszakokban csökkentek. A csökkenés elsősorban a szegélyterületekhez kötődő fajok állományát érintette.

A mintaterület legjellemzőbb faja a mezei pacsirta. Az EU-ban a sebezhető fajok között szerepel, a SPEC-3<sup>1</sup> kategóriában. A MME Monitoring Központ adatai alapján (HTTP1) a hazai állomány trendje stabil (1990–2000), a vizsgálati mintaterületen azonban a megfigyelések alapján kismértékű csökkenést tapasztaltunk (2003–2008) (1. ábra). A szántók másik jellemző faja a területen a fűj. Hazai egyedszáma a 80-as években az iparszerű mezőgazdaság terjedésével, valamint a kíméletlen vadászat miatt (mediterrán országok) drasztikusan lecsökkent. Európai viszonylatban sebezhető faj, SPEC-3 kategória. Az hazai állomány 1990–2000 közötti változási trendje stabil, a mintaterületen 2003–2008 között végzett megfigyelések szerint számuk jelentős csökkenést mutat (1. és 3. ábra).

A szegélyterületeken fészkelő, de mezőgazdasági területekre táplálkozni járó fajok állomány-változásában a kísérleti területeken szintén csökkenést találtunk. A csökkenő egyedszámú fajok a cigánycsuk (*Saxicola torquata*), a tövisszűrő gébics (*Lanius collurio*), a mezei veréb (*Passer montanus*), illetve kismértékben a citromsármány (*Emberiza citrinella*) is (2. ábra). A szegélyek bokrosaiban fészkelő tövisszűrő gébics EU-s szinten a csökkenő állományú, SPEC-3 kategóriába tartozik. Hazai szinten állománya stabil, a mintaterületen azonban számuk jelentős csökkenését mértük. A mintaterület melletti közúti mezsgye bokrosaiban a mintavétel első évében 4 revírt találtunk, az utolsó két évben már egyet sem. A szegélyeken költési időben bekövetkezett negatív hatások következtében a cigánycsukok egyedszáma csökkenő trendet mutat a területen (3. ábra). A faj ugyanakkor hazai viszonylatban növekszik. EU-s szinten szintén a csökkenő állományú, SPEC-3 kategóriába tartozik. Leginkább csökkenő állományú faj a nyári időszakban a parcellákon a mezei veréb (3. ábra), amely hazai szinten stabil, EU-s szinten biztos állományú faj (SPEC-4). A mezei veréb állománycsökkenésének oka összefüggésben van a fészkelésre alkalmas odvas fák számának drasztikus csökkenésével. A citromsármány egyedszám-

<sup>1</sup> SPEC 1 - Világszerte veszélyeztetett fajok (40 faj, 7.6 %);

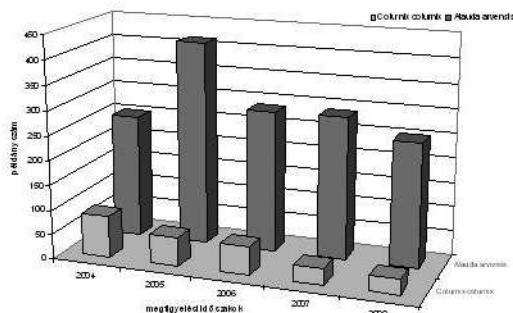
SPEC 2 - Európában kedvezőtlen védelmi helyzetű fajok, amelyek költő vagy telelő állományának több mint 50%-a Európában van (45 faj, 8.6 %).

SPEC 3 - Európában kedvezőtlen védelmi helyzetű fajok, amelyek költő vagy telelő állományának kevesebb mint 50%-a van Európában (141 faj, 26.9 %).

Non-SPEC<sup>c</sup> (4) - Európában kedvező védelmi helyzetű fajok, amelyek költő vagy telelő állományának több mint 50%-a Európában van

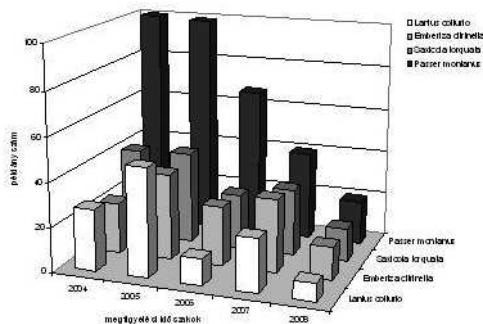
Non-SPEC – (5) Európában kedvező védelmi helyzetű fajok, amelyek költő vagy telelő állományának kevesebb mint 50%-a van Európában.

változása ugyancsak csökkenő irányt mutat, de kisebb mértékben, mint az előbbi fajok esetében. A faj hazai állománya stabil, EU-s szinten azonban a sebezhető fajok kategóriájába tartozik (SPEC-3). Az egyedszám-változások csökkenése mindenképpen szembetűnő akkor, ha az összhazai viszonyok alakulását vesszük alapul. A csökkenését ennek függvényében valószínűsíthetően helyi hatások eredményezik és a szegélyterületek változása alakítja.



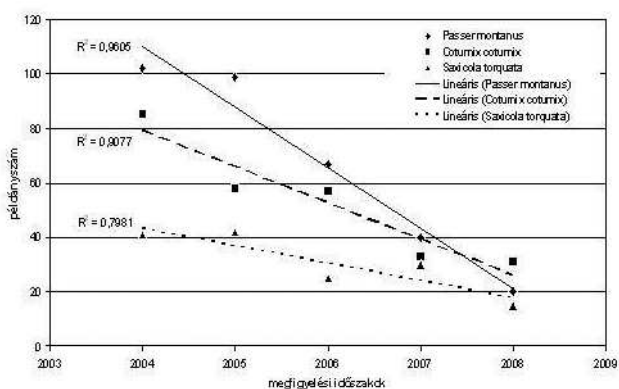
1. ábra A mezei pacsirta (*Alauda arvensis*) és fűj (*Coturnix coturnix*) egyedszám változása a dióskáli mintaterületeken, 2003–2008 között

Figure 1. Abundance variation of skylark (*Alauda arvensis*) and quail (*Coturnix coturnix*) on the study sites between 2003–2008



2. ábra A mezei veréb (*Passer montanus*), a cigánycsuk (*Saxicola torquata*), a töviszűrő gébics (*Lanius collurio*) és a citromsármány (*Emberiza citrinella*) egyedszám változása a dióskáli mintaterületeken, 2003–2008 között

Figure 2. Abundance variation of tree sparrow (*Passer montanus*), stonechat (*Saxicola torquata*), red-backed shrike (*Lanius collurio*) and yellowhammer (*Emberiza citrinella*) on the study sites between 2003–2008



3. ábra A mezei veréb (*Passer montanus*), a fűj (Coturnix coturnix) és a tövisszúró gébics (*Lanius collurio*) egyedszám változási trendje a dióskáli a mintaterületeken, 2003–2008 között  
Figure 3. Abundance variation trend of tree sparrow (*Passer montanus*), quail (*Coturnix coturnix*) and red-backed shrike (*Lanius collurio*) on the study sites between 2003–2008

### Szegélyterületek

A szegélyeken élő fajok egyedszám-változási trendjeinek csökkenése a szegélyterületek degradációjával, minőségi és mennyiségi viszonyainak romlásával szoros összefüggésben van. A szegélyterületek negatív előjelű változása a környék további mezőgazdasági területeire is jellemző, így a változásukat nyomon követtük a vizsgálatok éveit alatt. Kezdetben csak abból a célból, hogy a parcellákon számlált madarak eloszlási viszonyát értékeléskor a szegélyek változása függvényében korrigáljuk. Egyszerű értékelési módszert alkalmaztunk, azonban ez is lehetőséget nyújtott arra, hogy az évek során nyomon kövessük a változásokat.

A projekt kezdetekor a szegélyterületek állapotát, minőségét, kiterjedésüket felmértük, majd értékeltük. Az első időszakban a potenciális szegélyterülettel határos parcellák száma 5, emellett további 6 parcellát jellemeztünk még kisebb mértékű, vagy szakaszos szegélyhatással (24 parcellából).

A következő két évben a szomszéd szántóterületen telepített, majd tönkrement szőlő elgyomosodása jelentős madárelvonó képességet fejtett ki a parcellákon. A madarak szempontjából pozitív változás miatt fokozatosan (maximum) 14 parcellán kellett számolnunk szegélyhatással. A szőlőtelepítés gyomos területének beszántásával egyidőben, több területen is negatív hatások érték a szegélyeket, így az adatsorban a potenciális szegélyekkel határos parcellák száma ismét 5-re csökkent, kismérvű szegélyhatás már csak további 2 parcellán érvényesült, a többi területen megszűnt. A rendszeres vizsgálatok befejezése után (2009), a zalaszentmártoni közút mellett az összes nyárfát, diófát kivágták, tovább rombolva ezzel a szegélyek minőségét. A megfigyelési parcellák elhelyezkedését és a szegélyterületeket a 4. ábra szemlélteti.



4. ábra A vizsgált terület egyszerűsített felszintérképe a megfigyelések utolsó évében (2008), 2006-os Google Earth felvételen

Figure 4. Simplified land cover map of the study sites in the last year of the monitoring period (2008), on a 2006 Google Earth image

A szegélyterületek minőségi viszonyait alakító tényezők a vizsgálatok öt éve alatt a következők voltak.

*Közút melletti árokpartok, mezsgyék.* A közutak melletti szegélyek fa és cserjeszintje élőhelyet, fészkelő és búvóhelyet nyújt bizonyos fajok számára. Az árokparti füves, bokros területek csökkenése különösen a cigánycsuk és a töviszúró gébics egyedszámában jelentett észrevehető visszaesést. A csökkenés oka a közútkezelő és a gazdák munkájában keresendő. A közútkezelő az út felől kaszálja az árkot, rendszerint egészen a természetett növénykultúráig. A gazdák a szántók felől „ápolják” a szegélyeket.

A közútkezelő az első évben a közút melletti árokpartot kaszálta le évente két alkalommal, mintegy 2–3 m szélességben. Ez a kaszálás a közlekedésbiztonság szempontjából indokolt. EU-s csatlakozásunkat követően előtérbe került közmunkaprogramok lehetőségét nyújtottak arra, hogy a tartósan munkanélküli emberek néhány hónapig munkát kapjanak. A közútkezelő és a helyi önkormányzatok által felvett emberek egyik fő munkája az árokpartok, vízvezetők karbantartása mellett a szegélyek, út menti füves területek kaszálása volt. A kezdetben még csak gépekkel kaszált árokpartok, rézsúk kaszálása 2005-től kiegészült kézi kaszálással is. A madarakra nézve ez mindenképpen káros volt, mivel a közúttól távolabb eső gyomos, gyepes sávot is levágták, rendszerint a költési időszak kellős közepén, június első felében. A gépi kaszálások az első évben egyetlen közút melletti fészket sem tettek tönkre, a megtalált 4 fészek (3 csuk, 1 gébics) az úttól távolabb voltak rejtve. A cigánycsuk fészkeket az árokparti rézsú tetejének köze-lében, vagy a rézsúcsúcs és a kultúrnövény közötti füves sávban találtuk. A megtalált gébicsfészkek mindegyike (5) kőénybokorban volt rejtve, a talajfelszíntől 0,5–2 m magasságban.

2006 nyarán kézi erővel a szegélyek bokorcsoportjainak, cserjéinek nagy részét kivágták, a fákat felnyesték. A következő évtől ez már lehetőséget teremtett arra, hogy teljes szélességben, több menetben lekaszálják az árokpartot, a rézsút, ami persze meghiúsította a madarak fészkelését is. 2008-ban a parcellák melletti közúti szegélyeken (2300 m) összesen 3 cigánycsuk revírt ismertünk, tövisszűrő gébics revírt egyet sem. A fák felnyesése és az árokpartok teljes kaszálása, valamint a gazdák nyár végi szegély kaszálása (fák felnyesése a szántók felől) lehetőséget teremtett arra, hogy a vetéseket megelőző talajmunkáknál mind nagyobb kiművelések történjenek, mivel a gépek elférnek a fák alatt és a bokrok nem akadályozzák a művelőeszközök haladását. Több szántó esetén már csak az árokpart, vagy a közút jelenti a további terjeszkedés gátját. A közútig kiművelt területen megszűnnek az életfeltételek nemcsak a madarak számára. Sokszor az úttól 1–1,5 m-re kukorica sorol az egykori szegélyen. A nagyobb magasságot elérő kapás növények ugyanakkor felvetik azt a kérdést, hogy a közlekedésbiztonság szempontjából ezek a növények nem jelentenek-e kockázatot, ugyanis állománysűrűségüknél fogva rendszerint nagyobb takarást jelentenek, mint a szegélyek változatos fás, cserjés, füves területei. Ugyanakkor azt is meg kell említeni, hogy egy aszályos, meleg nyáron (pl. 2007) az aszfaltcsík hőtartó, hőelnyelő képessége miatt a közút melletti kukoricaállomány 8–12 sor szélességben teljesen kiszült, aratni sem volt érdemes.

A közút melletti szegélyek fa és cserjeszintje jelentős szél csökkentő hatással is rendelkezik, így ezek meghagyásának további gazdasági jelentősége a növényállományokban a szélérő, ezáltal a megdőlés lehetőségének csökkentése. Tapasztalataink szerint a megművelt szegélyek jövedelmezőségi viszonyai 2–3 m szélességben rendszerint legtöbb évjáratban negatív értékeket mutatnak.

A közútkezelő és a gazda tevékenysége ugyanakkor nem egyedi eset, a környező területeken általánosan elterjedt gyakorlat. A beavatkozások nem önmagukban jelentkeznek, hanem rendszerint mindkét irányból, egymást kiegészítik, így felerősödnek a negatív hatások. A közúti szegélyek kezelése, kaszálása, a közlekedésre veszélyes fák kivágása szükséges, de a biodiverzitás szempontjából rendszerint a legértékesebb fák kerülnek eltávolításra. A megoldás nem a totális irtás, hanem a szegélyek kiterjedésének, minőségének megőrzésében a fokozatosságot, okszerűséget kell előtérbe helyeznünk. Fel kell ismerni, hogy ezek a keskeny szegélyek is nagy jelentőséggel bírnak a madarak, a gerinctelen fauna számára. A közút melletti idős fák odvaiban elsősorban mezei verebek és seregélyek fészkelnek, de a fák, facsoportok potenciális fészkelőhelyet jelentenek elsősorban a tengelicnek és a kenderikének is. Az idős, odvas fák kivágása a mezei verebek egyedszámát jelentősen csökkentette. Az éves adatsorok alapján a nyári költési időszakban egyedszámuk a parcellákon ötödére csökkent 2003 (102 pld.), 2008 (20 pld.).

*Táblaközi utak, földutak.* Elsődleges gazdasági funkciójuk, hogy a táblák közötti közlekedést lehetővé tegyék, a művelt terület taposása nélkül. Emellett a biológiai sokféleség megőrzése szempontjából sem elhanyagolható jelentőségük, különösen ha szegélyterületeket kötnek össze (ökológiai folyosó). A földút melletti gyomos szegélyekben előszeretettel táplálkoznak fácánok, fürjek, illetve a mezei pacsirta, de a mezei nyúl is talál itt búvóhelyet. A „kiművelésekkel” ezen fajok élőhelye szűkül be, adott esetben szűnik meg. A minőségi romlás itt a kiterjedésük csökkentésében, a növényfajok számának csökkenésében, a költési időben történő kaszálásban, szárazzásban keresendő. Szélességük egyes parcelláknál több mint a felére esett vissza 2003 (6 m) és 2006 között (2,5 m).

A növényvédelmi munkák szakszerű alkalmazásával a táblaközi utakra közvetlenül nem kerül vegyszer, így itt a madarak táplálékot találnak azokban az időkben, mikor a kultúrnövény rovarmentes. A vizsgálati időszak alatt több földút is jelentősen beszűkült, megszűnt. A gazdák több alkalommal is földúton fordultak a művelő eszközeikkel, illetve megművelésre, majd elvetésre kerültek, ezáltal megszűntek ezek a kis kiterjedésű, de fontos élőhelyek. Betakarításnál ugyanakkor a terménnyel megrakott pótkocsik rendszerint az egykori földút nyomvonalán, vagy közvetlen mellette közlekednek, így rendkívül nagy taposási kárt okoznak (extrém talajtömörödés). Betakarítást követő talajműveléseknél e nyomvonalak kezelése, a vetésre alkalmas talajállapot kialakítása óriási energiát, költséget emészt fel. Rendszerint a ráfordításokat az itt betakarított termés árbevétele nem is fedezi.

*Erdőterületek.* Az erdők számos madárfaj számára jelentenek fészkelőhelyet. Ezen fajok legtöbb esetben az erdei környezetben keresik táplálékukat, de több közülük bejár a mezőgazdasági területekre. Ezek a fajok: a citromsármány, a vadgerle (*Streptopelia turtur*), a seregély, részben a mezei veréb. Ritkábban észlelt fajok a fekete rigó (*Turdus merula*), a cinegefélék (*Parus sp.*), a nagy fakopáncs (*Dendrocopos major*), melyek jobbára csak a parcellák szegélyébe merészkednek. A parcellák melletti erdőterületek faállománya, illetve cserjeszintje a vizsgálatok alatt csak kismértékben változott. Ezen erdős, bokros biotópokban drasztikus beavatkozás nem történt. A mintavételezések befejezése után (2009) azonban a DK-i parcellák melletti erdős szegélyterület szinte tarvágásra került, így itt jelentős változások várhatók.

*Szőlőtelepítés és felhagyása.* Fentebb említettük, hogy a parcellák szomszédságában a vizsgálatok megkezdésekor egy 27 ha-os területen szőlőtelepítési munkák kezdődtek. A szőlőtelepítés területe két mintavételezési tömb közé került, így összesen a parcellák fele (12) érintett lett szegélyhatásával. A szőlőtelepítés után rövid időn belül kiderült, hogy itt nem a szőlőtermesztés az elsődleges szempont, hanem a telepítéssel járó támogatások megszerzése. A terület a telepítés előtt szerves trágyázva lett, ennek következtében gyorsan elgyomosodott. Az elgyomosodás ugyanakkor nem volt teljes. Pusztai talajfelszín, valamint kevésbé borított területek is jelentős százalékban maradtak. Nem volt záródott növénytakaró. A kialakult gyomtenger jelentős madárelvonó képességgel bírt, mind a költési, mind a téli időszakban. A területen rendkívül jó fészkelőhelyet találtak a madarak. Itt a költő párok száma is jóval magasabb szinttel jellemezhető, mint a parcellákon. Téli időszakban a magevő énekesek még jelentős hóborítás esetén is találtak táplálékot, így nagy számban voltak jelen e területen.

A szőlőtelepítés területén rendszeres megfigyelések nem történtek, bejárásaink a területre célzottak voltak, hogy az itteni, a többi területhez képest „paradicsomi” viszonyokról is képet kapjunk. Költési időben a költőpárok hektáronkénti számát becsültük meg. Összesen 2 bejárást tettünk 2005-ben és 2006-ban is, ugyanazt a módszert alkalmazva, mint a parcellákon. A nyári időszak leggyakoribb fajai a mezei pacsirta, a cigánycsuk, a fűrj, a fácán (*Phasianus colchicus*), de költőhelyre talált itt a tövisszűrő gébics és a sordély (*Miliaria callandra*) is. Az elgyomosodott terület nagymértékű madárelvonó képessége miatt voltak olyan időszakok – elsősorban a téli megfigyelések ideje alatt – amikor más területeken nem is lehetett madarakat megfigyelni, csak ezen a 27 ha-on. A nyári madársűrűség is jóval meghaladta a szomszédos területek hasonló értékeit. 2006 májusában végzett bejárások alakalmával a költőpárok számát a gyomos területen 3 pár sordély, 4 pár cigánycsuk, 1 pár tövisszűrő gébics/ 27 ha értéken állapítottuk meg. Költött

itt továbbá kis poszáta (*Sylvia curruca*) is, valamint 1 pár kerti geze (*Hippolais icterina*) is revírt foglalt. Fűrjek esetén 4-5 éneklő hím/ 27 ha regisztráltunk. Legnagyobb számban a mezei pacsirta költött a területen: a költőpárok számát 10–12 párra tettük, ami 2,25–2,7 ha/pár fészkelését jelenti. Ez az érték jóval magasabb, mint a régió nagy átlaga, 4–10 ha/pár (BROTONS et al 2005), és csak kevéssel marad el hazánk legsűrűbben benépesült régióitól, tájaitól. Hortobágyi megfigyelések szerint legsűrűbben benépesült gyepeken 2–2,5 ha/pár az állománysűrűsége (HARASZTHY 1998). BROTONS et al. (2005) adatai alapján a magyar állomány sűrűsége a legmagasabb Európában: a legsűrűbb a hortobágyi állomány, 1–2 ha/pár.

A megfigyeléseknél a csapatnagyságot is feljegyeztük, így a csapatlétszám függvényében is meghatározhattuk a berepülési távolságot. A berepülési távolságok meghatározásához összesen 10 mintavételezést végeztünk. A mintavételezések során azonban csak néhány faj esetén (citromsármány, nádi sármány (*Emberiza schoeniclus*), kenderike, fenyőpinty, erdei pinty (*Fringilla coelebs*), mezei veréb) esetén határoztunk meg berepülési távolságot. A többi fajok példányait csak néhány megfigyelés alkalmával kis egyedszámban észleltük. Megfigyeléseinket döntően Dióskál I. tömbben tettük, itt kukorica elővetemény után, őszi búza került vetésre. Dióskál II. tömbben a megkésett tarlóhántás miatt a tél beköszöntére nem alakult ki jelentős gyomborítás a parcellákon, így itt kevesebb madármozgást tapasztaltunk. Nyári időszak alatt a parcellákon megfigyelt egyedszámok alapján a cigánycsuk és a tövisszúró gébics csak a szegély (fészkelőhely) melletti parcellákon észlelhető. Ez Dióskál I. parcellái esetén 80–96 m között változik. Dióskál II. parcellái esetén ez 64 m. A berepülési távolság-e két faj esetén leggyakrabban nem több 30 méternél. Fácán esetén nem tudunk távolságot határozni, a szegélyterületektől mért legnagyobb távolságuk 400 m feletti, minden parcellán észlelhető (téli időszakban ezzel szemben kizárólag a szegélyek menti parcellákon észlelhető maximum néhány méteres távolságban). Az egyes fajok legnagyobb berepülési távolságát az 5. táblázat mutatja. (A csillaggal jelölt fajok esetén az értékeket a nyári megfigyelések alapján becsültük.)

5. táblázat Egyes fajok szegélytől mért legnagyobb berepülési távolsága  
Table 5. Longest flight distances of some species measured from the edge

Fajok	Maximális berepülési távolság, m
Citromsármány ( <i>Emberiza citrinella</i> )	177
Nádi sármány ( <i>Emberiza schoeniclus</i> )	179
Fenyőpinty ( <i>Fringilla montifringilla</i> )	400<
Erdei pinty ( <i>Fringilla coelebs</i> )	77
Mezei veréb ( <i>Passer montanus</i> )	89
Kenderike ( <i>Carduelis cannabina</i> )	202
Cigánycsuk ( <i>Saxicola torquata</i> )*	<64
Tövisszúró gébics ( <i>Lanius collurio</i> )*	<64
Fácán ( <i>Phasianus colchicus</i> )*	400<



### Következtetések

A szegélyterületek, táblaközi utak minőségének és kiterjedésének megőrzésére a szántókon élő, a mezőgazdasági művelésű élőhelyeket hasznosítani képes madarak és a biológiai sokféleség megőrzése céljából mindenképpen szükség van. Kezelésükhöz egy költési időszakon kívüli időpontot kellene választani, a mértékletességet minden esetben szem előtt tartva. A táblaközi utak nemcsak gazdaságossági szempontból előnyösek, számos madárnak nyújtanak élő és táplálkozó helyet a kultúrnövények növényvédelmi munkáinak idején.

Eredményeink azt mutatják, hogy intenzív mezőgazdasági művelés esetén is van lehetőség a biológiai sokféleség megőrzésére forgatás nélküli talajművelési rendszerek alkalmazásával. A madártani vizsgálataink igazolják, hogy a madárlétszámokban a talajkímélő és a hagyományos művelés között, időszakok függvényében óriási különbségek mérhetők, rendszerint a talajkímélő művelés javára. Ennek okát a kétféle művelésmód esetén a téli időszak eltérő táplálékszolgáltatási képességében találtuk. Nyári időszakban ezt kiegészítve a szármadarványok között a potenciális fészkelőhelyek többlete adja a különbséget. A mezőgazdasági művelést hasznosítani képes, de nem a szántókon fészkelő fajok esetén nélkülözhetetlenek a szegélyterületek. A szegélyterületek, mezsgyék, táblaközi utak, gyepes sávok nélkül számos faj életfeltételei alapjaiban hiányoznak a mezőgazdasági biotópokból. A mezőgazdasági területek madárlétszámának szinten tartásához, illetve csökkenésük elkerüléséhez, megállításhoz elengedhetetlen ezen területek megléte. A táblák további tömbösítése, összevonása helyett a nagyobb területek megszakítása a madarak előfordulási esélyét a mezőgazdasági területeken kedvezően befolyásolná.

### Köszönetnyilvánítás

A kutatást az EU LIFE–Syngenta SOWAP projektje támogatta (LIFE03 ENV/UK/000617). A kísérlet az Európai Unió 6. Környezeti Akcióterve és a Természeti Erőforrások Fenntartható Használatára programhoz kapcsolódik. Köszönetünket szeretnénk kifejezni Dr. Csepinszky Bélának és Csizsár Bélának a terepen nyújtott segítségükért és áldozatos munkájukért, Plótár Istvánnak és családjának a mintaterületen végzett mezőgazdasági munkákért valamint a Väderstad-nak a művelésközökért.

### Irodalom

- BÁDONYI K. 2006: A hagyományos és a kímélő talajművelés hatása a talajerózióra és az élővilágra. Tájökológiai Lapok 4: 1–16.
- BÁDONYI K., HEGYI G., BENKE SZ., MADARÁSZ B., KERTÉSZ Á. 2008a: Talajművelési módok agroökológiai összehasonlító vizsgálata. Tájökológiai Lapok 6: 145–163.
- BÁDONYI K., MADARÁSZ B., KERTÉSZ Á., CSEPINSZKY B. 2008b: Talajművelési módok és a talajerózió kapcsolatának vizsgálata zalai mintaterületen. Földrajzi Értesítő 57: 147–167.
- BÁLDI A. 2005: Az agrár-környezetvédelmi programok ökológiai kutatásának szükségességéről. A Falu, 20: 61–65.
- BÁLDI A. 2008: Az agrárgazdálkodás változásának hatása madarakra: európai és hazai körkép. Ornis hungarica 15-16: 75–75.
- BÁLDI A., BATÁRY P., ERDŐS S., SÁROSPATAKI M. 2006: A biológiai sokféleség megőrzésének lehetőségei az agrár-környezetvédelemben. Magyar Tudomány, 6: 670–674.
- BÁLDI A., MOSKÁT Cs., SZÉP T. 1997: Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer IX. Madarak. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest. p. 10.

- BÖHM A. 1995: Változások az énekesmadarak állományában Magyarországon a pontszámlálási program eredményeinek tükrében (1998-1995). *Aquila* 102: 109–131.
- BRADBURY R.B., ALLEN D.S. 2003: Evaluation of the impact of the pilot UK arable stewardship scheme on breeding and wintering birds. *Bird Study* 50: 131–141.
- BROTONS L., SIESEMA H., NEWSON S. 2005: Report on the workshop „Spatial modelling of large scale bird monitoring data: towards Pan-European quantitative distribution maps”. *Bird Census News* 18: 30–38.
- CUNNINGHAM, H., BRADBURY R., CHANEY, K., WILCOX, A. 2005: Effect of non-inversion tillage on field usage by UK farmland birds in winter. *Bird Study* 52(2): 173–179.
- DONALD P. F., GREEN R. E., HEATH M. F. 2001: Agricultural Intensification and the Collapse of Europe’s Farmland Bird Populations. *Proceedings of Royal Society of London B*. 268, pp. 25–29.
- FIELD R. H., BENKE SZ., BÁDONYI K., BRADBURY R. B. 2007: Influence of conservation tillage on bird use of winter arable fields in Hungary. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 120: 399-404.
- FÜLÖP GY., SZILVÁCSKU Zs. (szerk.) 2000: Természetkímélő módszerek a mezőgazdaságban. Szántóföldek. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Eger, pp. 19–44.
- HARASZTHY L. (szerk.) 1998: Magyarországi madarai. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, pp. 250–251.
- JAKAB G. 2005: A vonalas erózió megjelenési formái és kártétele vízgyűjtő léptékben *Tájökológiai Lapok*. 3(1): 193–194.
- JAKAB G., SZALAI Z. 2005: Barnaföld erózióérzékenységeinek vizsgálata esőztetéssel a Tetves-patak vízgyűjtőjén. *Tájökológiai Lapok* 3(1): 177–189.
- JÁNOSKA F. 1998: Fészkelő madárközösségek vizsgálata kislépföldi erdősávokban. *Ornis Hungarica* 8 Suppl. 1: 49–58.
- KERTÉSZ Á. 2002: Néhány gondolat a mezőgazdálkodás földrajzi környezetre gyakorolt hatásáról. In: Mészáros R., Schweitzer F., Tóth J. (szerk.): Jakucs László, a tudós, az ismeretterjesztő és a művész – Tanulmánykötet Jakucs László professzor emlékére. Pécsi Tudományegyetem. pp. 127–138.
- LEGÁNY A. 1991: A mezővédő erdősávok és fasorok madártani szerepe és természetvédelmi jelentősége. *Aquila*. 98: 169–180
- MOSKÁT C., WALICZKY Z. 1988: Madárpopulációk nyomon követése pontszámlálással. A Magyar Madártani Egyesület új madárszámlálási programja. *Madártani Tájékoztató* 12: 118–120.
- PERKINS A. J., WHITTINGHAM M. J., MORRIS A.J., BARNETT P.R., WILSON J.D., BRADBURY R. B. 2000: Habitat characteristics affecting use of lowland agricultural grassland by birds. *Biological Conservation* 95: 279–294.
- SIRIWARDENA G.M., BAILLIE S. R., CRICK H. Q. P., WILSON J. D. 2000: The importance of variation in the breeding performance of seed-eating birds in determining their population trends on farmland. *J. App. Ecol.* 37: 128–148.
- SZÉP T., NAGY K. 2006: Magyarország természeti állapota az EU csatlakozáskor az MME Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) 1999-2005 adatai alapján. *Természetvédelmi Közlemények* 12: 5–16
- SZÉP T., HALMOS G., NAGY K. 2006: Madarak monitorozása – lehetőség a természeti állapotot befolyásoló, regionális, országos és globális hatások nyomon követésére. *Magyar Tudomány* 6: 675.
- WALICZKY Z. 1991: Az énekesmadarak állománybecslő programjának első három éve. A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület. III: Tudományos Ülése, Szombathely, 194–200.
- Http1. <http://www.mme.hu> (2010.03.12)

ORNITHOLOGICAL ASPECTS OF CONVENTIONAL AND CONSERVATION TILLAGE,  
SIGNIFICANCE OF EDGES FOR THE OCCURRENCE OF FARMLAND BIRDS

Szabolcs BENKE, Balázs MADARÁSZ, Krisztina BÁDONNYI, Ádám KERTÉSZ

Department of Physical Geography, Geographical Research Institute of the Hungarian Academy of Sciences,  
H-1112 Budapest, Budaörsi út 45., e-mail: benkesz7@freemail.hu**Keywords:** conventional tillage, conservation tillage, birds, edges

**Abstract:** Nearly two-thirds of the territory of Hungary is cropland, about half of the country is arable farmland. These are not only the areas of production, but also habitats for a number of plant and animal species. In our present paper we intend to evaluate the difference between conventional and conservation tillage methods with the aid of birds as biological indicators, since this group adapts to the conditions of the altered environment the quickest way (presence, absence).

We measured in an exact way the difference between tillage types in terms of the abundance of bird species. The latter are used to demonstrate the outstanding role of edges in protecting agricultural habitats. For the experiment we marked out 12 conventional and 12 conservation tilled plots altogether on 107 ha in the vicinity of Dióskál village, in the hilly region of Zala County. The research work was carried out between October 2003 and September 2008, on winter wheat, maize, and oil seed rape fields. Due to the weekly monitoring we were able to follow the variations in the abundance of species. We evaluated winter and summer seasons separately, because the ethological characteristics of birds differ between the two periods.

During the winter season before the autumn tillage roughly the same frequency of occurrence was measured in case of the two types of plots, while after tillage we recorded a 4–29 fold excess on the conservation tilled plots depending on crop rotation. During the summer seasons there was a smaller difference due to the spatial behaviour of farmland birds. Before the insecticide treatment we measured a 1,6–6 fold excess for the benefit of the conservation tilled plots depending on period and crop rotation. After the treatment the number of birds declined and only slowly recovered later with less difference. In case of the most common species we set up abundance variation trends. Direction of the trend showed whether the populations of birds are declining or increasing. A minor decline was recorded in the number of ground nesting farmland birds (skylark, quail), significant decline was revealed in case of species that inhabited edges (Stonechat, Tree Sparrow, Red-Backed Shrike). We determined the longest flight distances measured from the edge of some characteristic winter species. We can state that during winter birds fly up to 200 m away from the edges searching for food, most often they stay close to the edges.

Bird populations of edges useful for agricultural production can only be maintained and even expanded under the protection of boundaries, tree and shrub groups, grass strips both in the qualitative (varied flora, canopy and understory) and quantitative (extension, width) sense.

Our results show that even in intensive agricultural practice it is possible to protect biological diversity by using conservation (non-inversion) tillage.



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

## A VIZSGÁLT BARNA ERDŐTALAJOK 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  
1036 Budapest, Dugovics Titusz tér 13–17., peto.akos@mmn-nok.gov.hu

**Kulcsszavak:** növényi opálszemcse, fitolit, barna erdőtalajok, tájhasználat

**Összefoglalás:** A növényi opálszemcsek együttese a talajban történő felhalmozódás révén, a felszint benépesítő növényvilág lenyomatát adja. Egy adott vegetációra jellemző fitolitegyüttes jellegét elsődlegesen a létrehozó növényzet befolyásolja, ugyanakkor a másodlagos – talajképződési – tényezők figyelmen kívül hagyása félrevezető eredményekhez vezethet a környezetrekonstrukciós és ősnövénytani elemzések alkalmával. Cikksorozatunkban a hazai viszonyokat tükröző talaj-fitolit adatbázis kiépítésének módszertani elgondolásait, valamint – főtípusokba rendezve – az előzetes eredmények leírását kívánjuk közre adni. Cikkünkben 5 barna erdőtalaj szelvény fitolitikutatósi eredményeiről számolunk be.

### Előzmények

A barna erdőtalajok főtípusából összesen 5 szelvény részletes talajtani és fitoliteloszlási jellemzését tárgyaljuk. A szelvények talajfizikai és talajkémiai alapadatai mellett értékeljük a terepi megfigyeléseket, illetve 30 fitolitelemzés céljából vett rétegminta értékelésével feldolgozzuk az egyes mintaszelvények fitoliteloszlási tulajdonságait és jellemzőit.

A vizsgálati sorozatban szereplő pénzegyőri agyagbemosódásos barna erdőtalaj szelvény előzetes fitolitvizsgálati eredményei korábban közlésre kerültek (PETŐ et al. 2008, PETŐ 2009), ugyanakkor a módszertan folyamatos egységesítése és véglegesítése során ezeket a mintákat újra értékeltük. Ennek célja, hogy a teljes vizsgálati sorban szereplő összes szelvény anyaga egységesen, összehasonlíthatóan kerüljön feldolgozásra. A már közölt, illetve újra feldolgozott adatok esetében megadjuk az elsődleges közlés forrását, illetve beillesztjük ezeket a barna erdőtalaj szelvények vizsgálati sorozatába.

### Anyag és módszer

A hazai talaj-fitolit adatbázis, illetve fitolitprofil kataszter kiépítésének talajtani vonatkozású, valamint fitolitikutatóssal kapcsolatos minden vonatkozó részletét korábban részletesen bemutattuk (vö. PETŐ és BARCZI 2010). Jelen feldolgozásban a korábban megadottakkal megegyező módszerekre és módszertani megfontolásokra támaszkodva mutatjuk be a kiválasztott 5 talajszelvény vizsgálati eredményeit. A bemutatásra kerülő 5 talajszelvény 4

különböző kistájban (1. táblázat) található. 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 EOY koordinátái

Table 1. Location of the examined soil profiles and their EOY co-ordinates

Nagytaj	Középtaj	Kistaj	TIM kód	Munka kód	EOY koordináták
Nyugat-magyarországi peremvidék	Alpokalja	Soproni-hegység	112	PA11	y:464485; x:260934
			090	PA13	y:464128; x:260852
		Fertőmelléki-dombság	131	PA09	y:468432; x:265043
Dunántúli-középhegység	Bakonyvidék	Bakonyi kismedencék	112	PA01	y:554809; x:208839
Észak-magyarországi közép hegység	Cserhátvidék	Gödöllői-dombság	131	PA07	y:672628; x:234762

2. táblázat A mintavételi szelvények genetikai talajosztályozás szerinti besorolása és táji elhelyezkedése

Table 2. Soil classification and regional distribution of the examined profiles

Főtípus <sup>1</sup>	Típus <sup>2</sup>	TIM kód <sup>2</sup>	Munka kód	Táji elhelyezkedés <sup>3</sup>	WGS '84 koordináták
Barna erdőtalajok	Ramann-féle barna erdőtalaj, típusos	131	PA07	Gödöllői-dombság	47°27'23.15" 19°20'54.20"
	Ramann-féle barna erdőtalaj, rozsdabarna	132	PA09	Fertőmelléki-dombság	47°42'14.24" 16°37'40.14"
	Agyagbemosódásos barna erdőtalaj, nem podzolos	112	PA01	Bakonyi kismedencék	47°13'00.10" 17°47'26.30"
			PA11	Soproni-hegység	47°39'57.07" 16°34'37.61"
	Erősen savanyú, nem podzolos barna erdőtalaj	090	PA13		

<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 barna erdőtalaj szelvények bemutatása

### PA07 Ramann-féle barna erdőtalaj szelvény földrajzi elhelyezkedése és bemutatása

A PA07, Ramann-féle barna erdőtalaj szelvény helyét Maglód településhez közel a Gödöllői-dombság kistáj területén jelöltük ki (vö.: PA07 helyszíni talajvizsgálati jegyzőkönyv). A vizsgálatot könnyítette, hogy a célterületen régészeti leletmentés miatt kutató árkokat húztak, így könnyedén vizsgálhatóvá váltak a korábban szántóként hasznosított tábla talajviszonyai. A vizsgálat sorozatban a PA07 szelvény a szántó művelési ágban (1. ábra) hasznosított barna erdőtalajokat reprezentálja. Ellenpólusként egy poten-

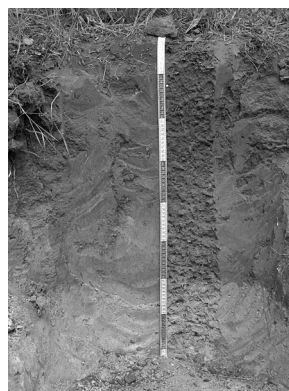
ciális vegetációval jellemezhető másik Ramann-féle barna erdőtalaj szelvény került kiválasztásra a Fertőmelléki-dombság területén.

A Gödöllői-dombság 130–344 méteres tengerszint feletti magasságú önálló dombvidék, amelyet a felszínen változatos üledékek fednek. A kistájat nyugati-északnyugati peremén miocén homokkő, illetve kavics összletek, déli, illetve délkeleti területein felsőpannon homokos-agyag, illetve az Ős-Dunához kapcsolódó fluviális összletek, valamint lösz, márga, illetve édesvízi mészkövek jellemeznek. A vizsgálati terület Maglód mellett, a kistáj déli, délnyugati csücskében helyezkedik el, ahol magas karbonáttartalmú, laza, homokos vályog fizikai féleségű, homokkal összefogazódott lösz jelentkező talajképző üledékként (MAROSI és SOMOGYI, 1990). A kistáj magasabban fekvő részeinek éghajlata mérsékelten hűvös – mérsékelten száraz, míg az alacsonyabb térszínek mérsékelten meleg, mérsékelten száraz klimatikus viszonyokkal jellemezhetők. Az évi középhőmérséklet 9,5–9,7 °C, évi csapadékösszege 600 mm körül alakul, amely érték a talajképződési folyamatok szempontjából a kilúgzáshoz szükséges minimumként értékelhető. A kistáj hidrológiai arculatát részben a Duna bal partjának vízfolyásai (Gombás-, Sződ-, Rákos-, Mogyoród-, Szilas- és Rákos patak), illetve a Galga jobb parti vízfolyásai (Némedi- és Egres-patak) határozzák meg. Összefüggő talajvíztükör csak a völgyekben, 5–6 méteres mélységben jelentkezik, kemizmusa egyöntetűen szulfátmentes, kalcium-magnézium-hidrogénkarbonátos. Növényföldrajzi értelemben a kistáj Nógrádi flórajárásba (*Neogradense*) tartozik, potenciális erdőtársulásai közül a legfontosabbak a molyhos és cseres tölgyesek (*Quercetum pubescentis-cerris*), a molyhos kocsánytalan tölgyesek (*Quercetum pubescentis-petraeae*), pusztai (*Festuco-Quercetum roboris*), illetve gyöngyvirágos tölgyesek (*Convallario-Quercetum roboris*). Potenciális nyílt társulásai a homokpusztai gyepek (*Festucetum vaginatae danubiale*) és a zárt homokpuszta rétek (*Astragalo-Festucetum sulcatae danubiale*) (KIRÁLY et al., 2008). A kistáj talajait egyértelműen a Ramann-féle barna erdőtalaj, illetve csernozjom barna erdőtalaj típusok uralják. Elszigetelten humuszos homok, illetve réti talajfoltok is jelentkeznek (MAROSI és SOMOGYI, 1990).

A PA07 Ramann-féle barna erdőtalaj három genetikai talajszintre osztható: A<sub>sz</sub>, B, C (2. ábra). A 25 cm mély, szántott A-szint szárazon barna (7,5YR 4/2), nedvesen sötét barna (10YR 3/3), erősen tömődött; szerkezetét tekintve átmenetet mutat a morzsás és a poliéderez típusok között. Textúráját tekintve homok, enyhén savanyú kémhatású. A feltalaj színben fokozatos átmenttel kapcsolódik a szelvény B-szintjéhez (25–60 cm), amely szárazon barna (7,5YR 5/6), nedvesen sötét sárgásbarna (10YR 4/6). Textúrája homokos vályog, markáns agyagdúsulást nem mértünk, agyaghártyák, illetve agyagmozgásra utaló jegyek a szelvényben nem jelentkeztek. A B-szint szénsavas meszet legfeljebb nyomokban tartalmaz, amely a kistájra jellemző részbeni kilúgzás eredménye. Ennek ellenére kémhatása nem tolódott el erősen a savas irányába, hanem a semleges környékén mozog (3. táblázat). Szerkezetét kagylós törésű aggregátumok jellemzik, amely jó összefüggést mutat a B-szintben is jelentkező tömörödéssel. Az éles határral elváló C-szint magas karbonáttartalmú, kőzetlisztes homok, lényegében szerkezetnélküli laza üledék. Textúrdifferenciálódási hányadosa 0,91, tehát nem haladja meg az 1,2-es határt, ami az agyagbemosódásos barna erdőtalaj típusba sorolná. Az enyhe savanyosodás, az erős, de nem teljes kilúgzás, valamint a markáns agyagosodás hiányában a gyengén fejlett Ramann-féle barna erdőtalajok kategóriájába soroltuk a szelvényt.



1. ábra PA07 Ramann-féle barna erdőtalaj szelvény környezete  
Figure 1. Surrounding environment of the PA07 Ramann type soil profile



2. ábra PA07 Ramann-féle barna erdőtalaj szelvénye  
Figure 2. Profile of PA07 Ramann type brown forest soil

3. táblázat PA07 Ramann-féle barna erdőtalaj szelvény laboratóriumi adatai  
Table 3. Laboratory data of the PA07 brown forest 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>sz</sub>	0–25	6,6	5,5	nyom.	1,1	2,9	26	12 / 7 / 81
B	25–60	7,3	6,7	nyom.	0,3	1,9	33	11 / 7 / 82
C	60–82	8,1	7,7	27,0	0,4	3,0	36	12 / 17 / 71

### PA09 Ramann-féle barna erdőtalaj szelvény földrajzi elhelyezkedése és bemutatása

A PA09, vizsgálati szelvény – hasonlóan a PA11-es és PA12-es profilokhoz (lásd PETŐ és BARCZI 2010) – tanszelvényként funkcionál a Fertőmelléki-dombság erdő borította területén. A kistáj a Fertő-tó mellett, a Nyugat-Magyarországi peremvidék nagytáj területén belül helyezkedik el. A Fertőmelléki-dombság gyengén tagolt, kis relatív reliefű deráziós-eróziós dombság, amelyet fiatal harmadidőszaki üledékes kőzetek, illetve a nagytájra jellemző metamorf kőzetek pontszerű kibukkanásai alkotnak. A mérsékelt hűvös, mérsékelt száraz éghajlatú kistáj évi középhőmérséklete 9,2–9,4 °C között, míg évi átlagos csapadékösszege 650–700 mm között alakul. Vízrajzi viszonyait a Fertő-tó dominálja. A kistájat a Rákos- és Tómalom-patak szeli át. A 2–4 méteres mélységben elhelyezkedő talajvíztükör kalcium-magnézium-karbonátos. A Kisalföld (*Arrabicum*) és a Sopron-köszegi (*Ceticum*) flórajárások határmezsgyéjén helyet foglaló kistáj potenciális erdőtársulásai a molyhos cseres tölgyesek (*Orno-Quercetum pubescentis-cerris*), a cseres kocsánytalan tölgyesek (*Quercetum petraea-cerris*), illetve a mészkedvelő gyertyános kocsánytalan tölgyesek (*Quercus petraeae-Carpinetum*). A dominánsan erdőborította kistáj növényföldrajzi képét néhol sztyeprétek (*Festucetum sulcatae*) teszik változatosabbá.



Hasonlóan a növényzetéhez, talajait is erdőtalajok dominálják. A harmadidőszaki laza, karbonátos üledékeken létrejött vályog textúrájú agyagbemosódásos barna erdőtalajok, Ramann-féle barna erdőtalajok, illetve sekélyebb a termőrétegű rendzinák dominálják a kistáj talajföldrajzi viszonyait.

Egy felújított mészkedvelő gyertyános kocsánytalan tölgyes (*Quercus petraeae-Carpinetum*) élőhelyoltban található (3. ábra) PA09 Ramann-féle barna erdőtalaj 150 cm mély szelvénye (4. ábra) 5 genetikai talajszintre osztható: A<sub>0</sub>, B<sub>1</sub>, B<sub>2</sub>, C, D (vö.: PA09 helyszíni talajvizsgálati jegyzőkönyv).

A semleges kémhatású, agyag textúrájú, apró poliéderez szerkezetet mutató 12 cm mély organikus A-szintet vastag, lombhullató erdőre jellemző avartakaró fedi. Az egyöntetűen barna (10YR 4/3), gyökerekkel és félig lebomlott avaranyaggal sűrűn átszótt szint színben és tömödöttségben fokozatosan, fizikai féleségben pedig élesen kapcsolódik a B<sub>1</sub>-szinthez, amely agyagdúsulást mutat. A B<sub>1</sub> és B<sub>2</sub> horizontok alkotják a szelvény agyag-felhalmozódási rétegét. A színben szinte azonos (szárazon sötét sárgásbarna – 10YR 4/6, nedvesen sárgásbarna – 10YR 5/6) szintek enyhén savasak, teljesen kilúgzottak. A B<sub>1</sub>-szint hasábos, míg az alatta lévő enyhén kagylós törésű szerkezettel jellemezhető. A szelvény talajképző közete (C-szint: 69–126 cm) magas karbonát tartalmú, lúgos kémhatásba hajló löszszerű puha üledék, amelynek fekéje és egyben a szelvény ágyazati közete (D-szint: 126–150 cm) egy erősen világos színű, szinte fehér, porosan omlós mészmárga. Textúrdifferenciálódási hányadosa megközelíti az 1,2-es értéket: 1,16 a PA09 szelvény esetében.

A szelvényen megfigyelhető talajképződési folyamatokra utaló bélyegek, illetve a mért talajtani paraméterek (4. táblázat) alapján a profil átmenetet mutat a Ramann-féle és az agyagbemosódásos barna erdőtalajok között. Erre elsősorban a jelentékeny agyagmennyiséggel jellemezhető felhalmozódási B-szintek (vö.: textúrdifferenciálódás), ugyanebben a szintben jelentkező gyengén fejlett agyaghártyák, illetve a teljes kilúgzás mutatnak; ugyanakkor a szelvény nem mutat klasszikus kilúgzási, azaz szerkezetromlást és porosodást mutató E-szintet. A két fejlődési fázis közötti állapotra utal az a megfigyelés is, hogy nem sikerült egy egyértelműen savas kémhatású organikus A-szintet kimutatni.



3. ábra PA09 Ramann-féle barna erdőtalaj szelvény környezete

Figure 3. Surrounding environment of the PA09 Ramann type brown forest soil profile



4. ábra PA09 Ramann-féle barna erdőtalaj szelvénye

Figure 4. Profile of PA09 Ramann type brown forest soil

4. táblázat PA09 Ramann-féle barna erdőtalaj szelvény laboratóriumi adatai  
Table 4. Laboratory data of the PA09 brown forest 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>	0-12	7,4	6,9	nyom.	1,2	6,7	56	30 / 23 / 47
B <sub>1</sub>	12-42	6,4	5,2	0,0	0,8	4,0	67	35 / 26 / 39
B <sub>2</sub>	42-69	6,1	5,0	0,0	0,7	3,9	68	36 / 26 / 38
C	69-126	8,0	7,5	37,3	0,3	2,6	44	17 / 31 / 52
D	126-150							

#### PA01 agyagbemosódásos barna erdőtalaj szelvény földrajzi elhelyezkedése és bemutatása

A Dunántúli-középhegység Bakonyi-kismedencék kistájban, Pénzesgyőr település melletti, komplex tájtörténeti múlttal rendelkező ún. hagyásfás legelőn (5. ábra) jelöltük ki az egyik agyagbemosódásos barna erdőtalaj szelvény helyét. A mintaterületen belül a vizsgálati szelvényt több, a helyszínen felvett talajszelvény közül választottuk ki. A Pürckhauer-féle talaj szűrőbot segítségével, katénában elvégzett térképező fúrások (FINNERN, 1994) során kiválasztott szelvény esetében fontos kritérium volt, hogy a fáslegelő olyan pontján helyezkedjen el, amelyet minden műveléság-váltás érintett, illetve talajtani szempontból is jól meghatározható, a legkevésbé erodált típusszelvénye legyen a területnek.

A kistáj területéhez több, az Öreg-Bakony sasbércei között meghúzódo hegyközi medence tartozik. A medencéket eocén mészkő (vö.: PA01 helyszíni talajvizsgálati jegyzőkönyv), partközeli és tengeri szenes, agyagos képződmények, illetve harmadidőszaki kavicsösszletek bélelik (MAROSI és SOMOGYI, 1990). A mérsékelt hűvös – mérsékelt nedves kistáj évi középhőmérséklete 8,5 °C, évi csapadékösszege 750-800 mm között, egyes területeken azt meghaladó mértékű. A vizsgált Pénzesgyőri medence a Gerence-patak vízgyűjtőjéhez tartozik, nevezetes forrása a Kertesköpusztai-forrás. Növényföldrajzát illetően a Pénzesgyőri medence a Bakonyi-Vértesi (*Vesprimense*) flórajárásba tartozik. Potenciális erdőársulásai a gyertyános kocsánytalan tölgyesek (*Quercus petraeae-Carpinetum*), hegyvidéki égerligetek (*Alnetum glutino-incanae*) a vízfolyások mentén, illetve mészkő szurdokerdők (*Phyllitidi-Aceretum*) és karszterdők (*Fago-Ornetum*) a felszínközeli karbonátos alapközeteken (KIRÁLY et al., 2008). Talajtani viszonyait tekintve a medence harmadidőszaki és löszös üledékein fejlődött vályog textúrájú agyagbemosódásos barna erdőtalajok dominálnak a kisebb területi részarányal rendelkező rendzinák mellett (MAROSI és SOMOGYI, 1990).

Légifelvelelek, történeti térképek és a terület domborzati adottságainak függvényében megválasztott talajszelvény A<sub>0</sub>-szintje 7 cm-es, szárazon világos barnásszürke (10YR 6/2), nedvesen sötét szürkésbarna (10YR 4/2) a lágyszárúak gyökereivel jól átszőtt, gyengén szerkezetes. Alatta mintegy 30 cm vastag E-, kilúgzási szint következik, amely szárazon fakó barnás (10YR 5/2), kagylós törésű, fizikai félesége homokos vályog. Ez a szint enyhén benyúlik (EB) a felhalmozódási B-szintbe is, amely szárazon rozsdabarna

(7,5YR 6/6), agyagos, agyaghártyás. A B-szint szerkezete poliéderes, gyengén hasábos. Az agyagtartalom következtében kialakuló időszakos, gyenge függővízhatásra redukációs bélyegek utalnak. A szelvény 104 cm mélységtől detektálható alapkőzete Nummuliteszes mészkő (Szőci Mészkő Formáció), de valószínűsíthető, hogy a formációt egykoron vékony löszös lepel boríthatta, amely áttalajosodott. Szénsavas mésszel csak az alapkőzetben találkozunk, a szelvény kilúgzott, gyengén-közepesen savanyú kémhatású (5. táblázat). A szelvény textúrdifferenciálódási hányadosa 2,13.

A morfológiai bélyegek és a felismerhető talajtani folyamatok alapján az agyagbemosódásos barna erdőtalajok (ABET) (6. ábra) típusába tartozik, amely talaj a 700 mm-nél több éves csapadékkal rendelkező gyertyános tölgyesek és szubmontán bükkösök jellegzetes talaja a Bakonyvidéken.



5. ábra PA01 agyagbemosódásos barna erdőtalaj szelvény környezete  
Figure 5. Surrounding environment of the PA01 soil profile



6. ábra PA01 agyagbemosódásos barna erdőtalaj szelvény  
Figure 6. Profile of PA01 brown forest soil

5. táblázat PA01 agyagbemosódásos barna erdőtalaj szelvény laboratóriumi adatai  
Table 5. Laboratory data of the PA01 brown forest soil profile

genetikai talajszint	mélység [cm]	Vizsgált paraméter							
		pH		CaCO <sub>3</sub> %	H%	TOC%	K <sub>A</sub>	P <sub>összes</sub> [ppm]	Mechanikai elemzés [a% / v% / h%]
		(H <sub>2</sub> O)	(KCl)						
<b>A<sub>0</sub></b>	0–7	5,9	4,9	0,0	1,4	5,6	42	448,5	15 / 24 / 61
<b>E</b>	7–37	6,4	5,2	0,0	0,5	3,4	37	355,9	16 / 24 / 60
<b>EB</b>	37–47	6,5	5,0	0,0	0,6	2,4	34	231,0	17 / 22 / 61
<b>B</b>	47–104	6,0	4,2	0,0	0,4	3,3	60	428,7	32 / 21 / 47
<b>D</b>	104–126								

(PETŐ et al. 2008 és PETŐ 2009 nyomán)

### **PA11 agyagbemosódásos barna erdőtalaj szelvény földrajzi elhelyezkedése és bemutatása**

A PA11, agyagbemosódásos barna erdőtalaj szelvényt (7. ábra) a Soproni-hegység kistájban, Sopron városának közelében vettük fel. A korábban tanszelvényként funkcionáló szelvény felújítás után alkalmas mintaszelvénynek bizonyult az agyagbemosódásos barna erdőtalajok természetes vegetáció alatti példajaként. A szelvényre a választás azért esett, mert mind a kistájra, mind az agyagbemosódásos barna erdőtalajokra jellemző, savanyú gyertyános tölgyes (*Luzulo-Quercus carpinetum*) társulás alatt található (7. ábra) (vö.: PA11 helyszíni talajvizsgálati jegyzőkönyv). A Soproni-hegység kistáj tájtipológiai jellemzését a PA12 szelvény leírásánál korábban megadtuk (PETŐ és BARCZI, 2010).

A 170 cm mély szelvény 5 genetikai talajsztire tagolódik:  $A_0$ , E,  $B_1$ ,  $B_2$ , C (8. ábra). A legfelső, moder jellegű humuszanyaggal jellemezhető organikus A-szint ( $A_0$  0–5 cm) enyhén sava-nyú, magas szervesanyag-tartalmú, homokos vályog fizikai féleséggel bír. A szárazon és nedvesen mérve is barna (10YR 5/3, illetve 10YR 4/3) színt adó feltalajt csak részben lebomlott avartakaró fedi. A kilúgzott, enyhén morzsás szerkezeti morfológiát mutató, laza állagú  $A_0$ -szint színben fokozatos átmenetet mutat a típusra jellemző elluviális, kilúgzási E-szint felé, amelyet a szelvényben 5–30 cm-es mélységben írtuk le (6. táblázat). A szárazon fakószürke (10YR 5/2), nedvesen szürke (10YR 5/2) színt adó horizont kémhatása a kilúgzás és az avarbontó mikroorganizmusok anyagcsere melléktermékeként felszabaduló, savasan hidrolizáló ágensek miatt erősen savas irányba tolódott el. A laza-omlás, szerkezet nélküli, illetve a szint alsó felén enyhe lemezes morfológiát mutató E-szint vályog fizikai féleségbe sorol, színben fokozatos, szerkezetben azonban éles átmenettel kapcsolódik az alatta elhelyezkedő  $B_1$  horizonthoz (30–90 cm). A felhalmozódási szint  $B_1$  horizontja enyhén hasábos, illetve diós szerkezet mutat. A szelvény agyagtartalma a típusra jellemzően a  $B_1$ -szintben éri el maximumát. A  $B_1$  szárazon vörössárga (7,5 YR 6/8), nedvesen erős barna színt mutat, kémhatása jellemzően savas. A felhalmozódási szint  $B_2$  horizontjában az agyagtartalom visszaesik, színe szárazon (7,5YR 7/6) vörössárga, nedvesen (10YR6/8) barnássárga, anyagában tömődött, szerkezete levelesen szétváló. A  $B_1$  és  $B_2$  szintekben általános az agyaghártyák megjelenése. A szelvény 135 cm-es mélységben elért alapköze homokos fizikai féleségű, ujjnyi vastagságú mészerek for-májában karbonátot tartalmazó laza, üledékes öszlet, amelynek sárgásbarna (10YR 5/8) mátrixát rozsdafoltok teszik tarkává. A szelvényben a reduktív viszonyokat és az idő-szakos vízhatás nyomait a  $B_1$ -szinttől folyamatosan megjelenő apró rozsdafoltok és finom behintések jelzik (vö.: PA11 helyszíni talajvizsgálati jegyzőkönyv).

A szelvény egészét áthatja a talajképző üledékre jellemző homokos vályog textúra hatása, amely alapanyag a talaj fejlődése folyamán a típusra jellemző fokozatos mállás, erős kilúgzás, az agyagosodással járó textúrdifferenciálódás (értéke: 3,0), illetve csekély-mértékű agyagvándorlás eredményeképpen alakult ki.



7. ábra PA11 agyagbemosódásos barna erdőtalaj szelvény környezete  
Figure 7. Surrounding environment of the PA11 soil profile



8. ábra PA11 agyagbemosódásos barna erdőtalaj szelvény  
Figure 8. Profile of PA11 brown forest soil

6. táblázat PA11 agyagbemosódásos barna erdőtalaj szelvény laboratóriumi adatai  
Table 6. Laboratory data of the PA11 brown forest 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	0–5	6,4	6,1	0,0	1,4	10,2	35	11 / 23 / 66
E	5–30	5,0	3,9	0,0	0,9	4,4	41	16 / 26 / 58
B <sub>1</sub>	30–90	4,9	3,6	0,0	0,5	3,4	51	33 / 20 / 47
B <sub>2</sub>	90–135	4,8	3,8	0,0	0,2	2,9	43	28 / 18 / 54
C	135–170	7,2	7,0	nyom.	0,2	2,0	34	8 / 13 / 79

### PA13 savanyú, nem podzolos barna erdőtalaj szelvény földrajzi elhelyezkedése és bemutatása

A PA13, savanyú, nem podzolos barna erdőtalaj szelvény (9. ábra) – hasonlóan a PA11 és PA12 szelvényekhez – a Soproni-hegység kistájban található és tanszelvényként funkcionál(t). A barna erdőtalajok közel 35%-os területi kiterjedéséből rendkívül csekély a savanyú, nem podzolos barna erdőtalajok területi részaránya, ugyanakkor kemizmusa miatt fontos szerepet tölt be annak megvizsgálásában, hogy a szélsőségesen savanyú talajokban milyen a növényi opálszemcsék megmaradása, eloszlása (vö.: tafonómiai viszonyok).

A szelvényt egy felújított, majd részben leperzselt erdőtagban (10. ábra) nyitották leukofillit alapkőzeten. A szelvény 3 genetikai szintre tagolódik: A<sub>0</sub>, B, C. Makromorfológiailag kilúgzási (elluviális) E-szintet nem tudtam elkülöníteni. A szelvény erősen savanyú kémhatása az alapkőzet mállási tulajdonságaira vezethető vissza. A kiegyenlített erősen savanyú talajszelvény (7. táblázat) 8 cm-es A<sub>0</sub>-szintje a szakirodalomból ismert

acid mull humusszal jellemezhető (STEFANOVITS et al., 1999). A szelvény teljes mélységében laza, omlós, szerkezetesség csak A-szintben mutatkozik. A durvavázrészek (leukofillit törmelék) aránya az A-szinttől (0–5%) a C-szint irányában erősen növekszik (>75%) (vö.: PA13 helyszíni talajvizsgálati jegyzőkönyv), szénsavas mésztartalmat egy genetikai szintben sem lehetett kimutatni. Az  $A_0$ -szint szárazon sötét szürkésbarna (10YR 4/2), nedvesen viszont a magas szervesanyag-tartalom miatt fekete színt adott (10YR 2/1). Az enyhe agyagdúsulást, illetve magas szervesanyag-tartalmat mutató B-szint szárazon barnának (7,5YR 5/6), nedvesen sötét sárgásbarnának (10YR 4/6) bizonyult. A tömör ágyazati kőzet (D-szint) felett, 50–60 cm-es mélységben elhelyezkedő erősen aprózódott, illetve részben mállásnak indult leukofillit törmelék adja a szelvény C-szintjét.

7. táblázat PA13 savanyú, nem podzolos barna erdőtalaj szelvény laboratóriumi adatai  
Table 7. Laboratory data of the PA13 brown forest 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)					
<b>A<sub>0</sub></b>	0-8	3,7	3,2	0,0	n.a.	51,3	32	6 / 10 / 84
<b>B</b>	8-50	3,7	3,5	0,0	0,8	7,0	55	16 / 17 / 67
<b>C</b>	50-60	3,7	3,5	0,0	0,6	2,7	36	9 / 15 / 76
<b>D</b>	60-101							



9. ábra PA13 savanyú, nem podzolos barna erdőtalaj szelvénye  
Figure 9. Profile of PA13 brown forest soil



10. ábra PA13 savanyú, nem podzolos barna erdőtalaj szelvény környezete  
Figure 10. Surrounding environment of the PA13 soil profile

### A fitolitelemzés tételes eredményei

#### ***PA07 Ramann-féle barna erdőtalaj szelvény tételes fitolitikvizsgálóati adatai***

Maglód mellett, szántó művelési ág alatt felvett Ramann-féle barna erdőtalaj szelvény felső 20 cm-es rétegét 7 mintán keresztül jellemeztem. A felszíntől, fokozatosan táguló intervallumban felvett minták elemzése a legfelső, szántott, humuszos A-szint fitolitikkészletének a felmérését célozta. A 7 mintában megfigyelt 484 növényi opálszemcse 16 eltérő morfortípusra oszlik (8. táblázat). A megfigyelt növényi opálszemcsék mellett, szivacstüske darabok és kovamoszat vázak is előkerültek a mintákból. A növényi detritusz mennyisége a felszínen magasabb, míg mélyebben csökkent mennyiséget mutatott. Az egységnyi minták közül a 10–15 cm-es mélységet reprezentáló szolgáltatta a legtöbb fitolitot. A tételes eredményeket az 8. táblázat foglalja össze.

#### ***PA09 Ramann-féle barna erdőtalaj szelvény tételes fitolitikvizsgálóati adatai***

A Fertőmelléki-dombság erdő borította területén felvett Ramann-féle barna erdőtalaj szelvény felső 30 cm-es rétegét 6 minta segítségével jellemeztem. A felszíntől, fokozatosan táguló intervallumban felvett minták elemzésével a legfelső, organikus A<sub>0</sub>-szintet és B<sub>1</sub>-szintet vehetjük görcső alá. A 6 mintában megfigyelt 141 növényi opálszemcse 8 eltérő morfortípusra oszlik (9. táblázat). Ez a mennyiség sem mintánként, sem összességében nem elegendő, hogy statisztikailag értékelhető legyen a szelvény fitolitikprofilja. Mindemellett a számolási és felvételezési egységek megtartása elengedhetetlenül fontos a szelvények közötti összehasonlítás elvégzése végett. A megfigyelt növényi opálszemcsék mellett, egyéb organikus mikromaradványok is előkerültek a mintákból. A növényi detritusz mennyisége a felszínen eseti megjelenésű, míg mélyebben magasabb mennyiséget mutatott. Az egységnyi minták közül a 20–30 cm-es mélységet reprezentáló szolgáltatta a legtöbb fitolitot. A tételes eredményeket az 9. táblázat foglalja össze.

8. táblázat A PA07 szelvény mintáiból feltárt mikromaradványok (abszolútérték)  
 Table 8. Microremains recovered from the samples of PA07 profile (total amount)

Fitolit morfortípus (ICPN deskriptorok)	Minta kódja / Mintavétel mélysége						
	PA07 0–2 cm	PA07 2–4 cm	PA07 4–6 cm	PA07 6–8 cm	PA07 8–10 cm	PA07 10–15 cm	PA07 15–20 cm
rondel SC	6	4	4	5	12	14	18
rondel (> 25µm) SC	0	0	0	2	2	5	5
cubic psilate SC	0	0	0	0	5	0	0
bilobate SC	0	0	0	1	0	0	0
cuneiform psilate bulliform cell	0	0	0	0	0	0	1
parallepipedal psilate bulliform cell	0	2	1	0	0	0	0
elongate smooth, psilate LC	47	33	32	27	38	48	29
elongate sinuate, psilate LC	10	3	4	6	1	1	2
elongate echinate LC	4	5	6	0	2	4	2
elongate dendritic LC	1	1	0	2	2	3	5
trapeziform elongate sinuate psilate LC	3	1	1	6	0	0	0
trapeziform elongate smooth psilate LC	4	1	1	0	2	5	6
lanceolate T (short type)	0	1	1	0	0	1	0
lanceolate T	3	8	5	2	5	9	6
acicular psilate T	0	1	0	3	0	2	0
tabular psilate	0	0	0	2	0	0	0
<b>Összesen (n):</b>	<b>78</b>	<b>60</b>	<b>55</b>	<b>56</b>	<b>69</b>	<b>92</b>	<b>74</b>
<b>Morfotípusok száma (p):</b>	<b>8</b>	<b>11</b>	<b>9</b>	<b>10</b>	<b>9</b>	<b>10</b>	<b>9</b>
<i>Egyéb biogén kova származék</i>							
sponge (szivacs túske)	0	0	0	0	0	1	0
diatóma váz	3	0	0	1	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



9. táblázat A PA09 szelvény mintáiból feltárt mikromaradványok (abszolútérték)  
Table 9. Microremains recovered from the samples of PA09 profile (total amount)

Fitolit morfortípus (ICPN deskriptorok)	Minta kódja / Mintavétel mélysége					
	PA09 0–2 cm	PA09 2–5 cm	PA09 5–7 cm	PA09 7–12 cm	PA09 12–20 cm	PA09 20–30 cm
rondel SC	0	3	2	0	0	5
cuneiform psilate bulliform cell	0	0	0	0	0	1(!)
elongate smooth, psilate LC	7	8	7	5	13	29
elongate sinuate, psilate LC	0	1	1	1	1	0
lanceolate T (short type)	0	1	2	1	6	13
lanceolate T	2	1	8	3	5	10
acicular psilate T	0	1	0	0	0	0
dicot fragment	0	0	0	0	2	3
<b>Összesen (n):</b>	<b>9</b>	<b>15</b>	<b>20</b>	<b>10</b>	<b>27</b>	<b>60</b>
<b>Morfotípusok száma (p):</b>	<b>2</b>	<b>6</b>	<b>5</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>
<i>Egyéb organikus növényi mikromaradvány</i>						
növényi detritusz	±	++/+++	++	++	++	++
<i>Pinus sylvestris</i> pollen	0	4	0	0	0	0

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

### ***PA01 agyagbemosódásos barna erdőtalaj szelvény tételes fitolitikvizsgálóati eredményei***

A Pénzesgyőr határában elhelyezkedő hagyásfás legelőn felvett agyagbemosódásos barna erdőtalaj szelvényének felső organikus A<sub>0</sub>-, illetve kilúgzási, E-szintjét jeleníti meg az elemzésbe vont 7 minta. A megfigyelt morfortípusok száma 11, a szelvény mintáiból feltárt növényi opálszemcsék mennyisége 734-nek mutatkozott. Az elluviális (E) szint és a felső organikus A<sub>0</sub>-szint határát megjelenítő PA01 4–7 cm és PA01 7–15 cm minták között kétszeres fitolitikoncentrációbéli különbség mutatkozott. Az utóbbi minta elemzése eredményezte a legnagyobb fitolit mennyiséget (n = 215), míg az E-szint legalsó rétegét megjelenítő PA01 30–40 cm minta a legalacsonyabbat (n = 56).

A mintákból szivacstüske darabok és kovamoszat vázak is előkerültek. A növényi detritusz mennyisége a felszíni 7 cm-es rétegben magasabb, míg mélyebben fokozatos csökkent mennyiséget mutatott. Az egyes morfortípusok mintán belüli eloszlását a 10. táblázat foglalja össze, míg a morfortípusok leírását az alábbiakban adjuk közre:

10. táblázat A PA01 szelvény mintáiból feltárt mikromaradványok (abszolútérték)  
Table 10. Microremains recovered from the samples of PA01 profile (total amount)

Fitolit morfortípus (ICPN deskriptorok)	Minta kódja / Mintavétel mélysége (cm)						
	PA01 0–2	PA01 2–4	PA01 4–7	PA01 7–15	PA01 15–20	PA01 20–30	PA01 30–40
rondel SC	2	7	59	18	14	4	22
elongate smooth psilate LC	45	55	92	58	68	60	0
elongate sinuate psilate LC	2	4	7	0	5	0	0
elongate dendritic LC	5	15	32	12	4	0	0
trapeziform elongate polylobate psilate LC	0	0	0	0	7	8	0
trapeziform elongate sinuate psilate LC	3	0	8	1	2	1	1
trapeziform elongate smooth psilate LC	10	5	10	7	1	9	7
lanceolate T (short type)	0	1	2	2	0	3	4
lanceolate T	0	7	3	1	0	10	15
acicular psilate T	0	0	2	2	3	2	0
cubic scrobiculate (coniferous)	0	0	0	0	0	0	7
<b>Összesen (n):</b>	<b>67</b>	<b>94</b>	<b>215</b>	<b>101</b>	<b>104</b>	<b>97</b>	<b>56</b>
<b>Morfortípusok száma (p):</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>9</b>	<b>8</b>	<b>8</b>	<b>8</b>	<b>6</b>
<i>Egyéb biogén kova származék</i>							
sponge (szivacs tüske)	0	2	0	0	5	3	8
diatóma váz	0	0	8	0	2	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

### **PA11 agyagbemosódásos barna erdőtalaj szelvény tételes fitolitvizsgálati eredményei**

A soproni-hegységi agyagbemosódásos barna erdőtalaj szelvényt 5 mintával értékeltem, amelyek – hasonlóan a PA01 esetében bemutatottakkal – a szelvény organikus A<sub>0</sub>-szintjét és kilúgzási elluviális szintjét fedték le.

A PA11 szelvény produkálta a legdiverzebb morfortípus eloszlást, hiszen összesen 21 egymástól eltérő növényi opál morfortípust sikerült kimutatni. A vizsgált barna erdőtalajok

közül a második legtöbb növényi opálszemcsét, összesen 506-ot a produkált a szelvény elemzése. Az egyes rétegeket megjelenítő minták közel azonos mennyiségű ( $n = 81-121$ ) opál szemcsét szolgáltatottak, kiugróan magas, vagy alacsony érték nem mutatkozott.

Az egyes morfortípusok mintán belüli eloszlását az alábbi 11. táblázat foglalja össze:

11. táblázat A PA11 szelvény mintáiból feltárt mikromaradványok (abszolútérték)

Table 11. Microremains recovered from the samples of PA11 profile (total amount)

Fitolit morfortípus (ICPN deskriptorok)	Minta kódja / Mintavétel mélysége (cm)				
	PA11 0-5	PA11 5-10	PA11 10-20	PA11 20-25	PA11 25-30
rondel SC	2	3	4	3	2
cubic psilate SC	1	1	2	4	2
bilobate SC	2	2	1	1	4
UPO11	1	0	5	2	2
cuneiform psilate bulliform cell	1	1	0	0	0
paralleipedal psilate bulliform cell	0	1	0	0	2
elongate smooth psilate LC	45	69	34	50	49
elongate sinuate psilate LC	9	11	11	6	12
elongate echinate LC	0	0	0	1	0
trapeziform elongate polylobate psilate LC	0	0	0	0	1
trapeziform elongate sinuate psilate LC	1	1	0	0	1
trapeziform elongate smooth psilate LC	2	2	2	5	1
lanceolate T (short type)	5	5	5	7	14
lanceolate T	7	23	23	18	7
acicular psilate T	2	1	1	0	0
conical scrobiculate T	2	0	3	3	0
irregular scrobiculate plate	0	0	1	1	2
globular echinate	0	0	0	0	4
globular psilate	1	0	0	2	4
cubic scrobiculate (coniferous)	0	1	0	0	1
amoeboid	0	0	0	1	0
<b>Összesen (n):</b>	<b>81</b>	<b>121</b>	<b>92</b>	<b>104</b>	<b>108</b>
<b>Morfotípusok száma (p):</b>	<b>14</b>	<b>13</b>	<b>12</b>	<b>14</b>	<b>16</b>
<i>Egyéb biogén kova származék</i>					
sponge (szivacs tüske)	0	0	1	0	1
<i>Egyéb organikus növényi mikromaradvány</i>					
növényi detritusz	++/+++	++	±	-	-
meg nem határozott pollen	0	0	3	2	1
<i>Pinus sylvestris</i> pollen	1	0	0	0	0

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; -

**PA13 savanyú, nem podzolos barna erdőtalaj szelvény tételes fitolitvizsgálati eredményei**

A Soproni-hegységben felvett savanyú, nem podzolos barna erdőtalaj szelvény felső 20 cm-es rétegét 5 mintával jellemeztem. A meghatározott 347 növényi opálszemcse 16 morfortípusra oszlik, amelyek közül több is a talajtípusra egyedinek tűnik. A mintákból szivacstüske darabok és kovamoszat vázak is előkerültek. A növényi detritusz mennyisége a felszíntől fokozatosan csökken a mélyebb rétegek felé (12. táblázat).

12. táblázat A PA13 szelvény mintáiból feltárt mikromaradványok (abszolútérték)  
Table 12. Microremains recovered from the samples of PA13 profile (total amount)

Fitolit morfortípus (ICPN deskriptorok)	Minta kódja / Mintavétel mélysége				
	PA13 0–2 cm	PA13 2–5 cm	PA13 5–8 cm	PA13 8–20 cm	PA13 20–30 cm
rondel SC	6	7	8	6	4
bilobate SC (PA13)	6	4	5	3	2
saddle SC	1	5	0	0	0
facetted psilate bulliform cell	7	0	0	0	0
parallepipedal psilate bulliform cell	1	0	0	1	0
elongate smooth psilate LC	30	28	42	37	42
elongate sinuate psilate LC	3	4	1	2	1
elongate echinate LC	2	2	2	3	0
elongate polylobate psilate LC	8	1	0	0	0
elongate reflexed psilate LC	6	0	0	0	0
trapeziform elongate sinuate psilate LC	3	0	0	1	0
trapeziform elongate smooth psilate LC	0	2	0	1	3
lanceolate T (short type)	2	0	1	2	2
lanceolate T	7	3	6	11	3
acicular psilate T	1	0	0	0	0
irregular (PA13)	19	0	0	0	0
<b>Összesen (n):</b>	<b>102</b>	<b>56</b>	<b>65</b>	<b>67</b>	<b>57</b>
<b>Morfotípusok száma (p):</b>	<b>15</b>	<b>9</b>	<b>7</b>	<b>10</b>	<b>7</b>
<i>Egyéb biogén kova származék</i>					
sponge (szivacs tüske)	0	0	0	0	1
diatóma váz	0	3 + 24	0	0	3
<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; -

A vizsgált talajszelvények mintáiban megfigyelt és meghatározott fitolit morfo-típusok rövid alaktani leírása:

- rondel SC:** (*nomina conservanda*): Kisméretű (10–15 µm), egyik végén tölcsérszerűen kiszélesedő, másik végén köralapban végződő, sima felszínű, mintázat nélküli epidermális rövid sejt. Felülnézetben kör alakú (21. ábra).
- rondel (> 25µm) SC:** (*nomina conservanda*): Az általános rondel típustól méretben elütő (> 25 µm), egyik végén tölcsérszerűen 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 (32.c. és 33.c. ábra).
- bilobate SC (PA13):** (*nomina conservanda*): Közepes méretű (15–25 µm), súlyzó alakú epidermális rövid sejt. Eltérően a korábban bemutatott bilobate SC morfortípusoktól, itt a súlyzók vége nem lekerekített, sem nem enyhén facettált sima felszínű, hanem jól definiált éllel és törésekkel tagolt, az egyik felén mindig enyhén homorú a súlyzó feje (35.b. ábra)
- saddle SC:** (*nomina conservanda*): Kisméretű (10–15 µm), oldalnézetben összenyomott nyereg alakú, sima felszínű, mintázat nélküli epidermális rövid sejt. Felülnézetben ovális alakot mutat.
- 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 (35.a. ábra).
- faceted psilate bulliform cell (B):** Lapokkal és éllel határolt, facettált idioblaszt sejt, amelynek alakja legyezőformát idéz, felszíne sima, mintázat nem jelentkezik. Mérete kisebb, mint általában a legyező alakú bulliform sejteké (39. ábra).
- elongate smooth psilate LC:** Nyújtott (lat. *elongatus*), sima szélű, sima felszínű, mintázat nélküli, elkovásodott epidermális hosszú sejt. Mérete 30–50 µm közötti (17. ábra).
- elongate sinuate psilate LC:** Nyújtott (lat. *elongatus*), hullámos szélű, sima felszínű, mintázat nélküli, elkovásodott epidermális hosszú sejt. Mérete 30–50 µm közötti (24., 28. és 33.b. ábra).
- elongate echinate LC:** Nyújtott (lat. *elongatus*), rövid tüskeszerű nyúlványokkal tarkított elkovásodott epidermális hosszú sejt. A megfigyelt szemcsék mérete 30–50 µm közötti (34. ábra).
- elongate dendritic LC:** Nyújtott (lat. *elongatus*), felületén elágazó (ágszerű) (lat. *dendri-formis*) nyúlványokkal tarkított, elkovásodott epidermális hosszú sejt. A megfigyelt szemcsék mérete 40–50 µm közötti (18. ábra)
- 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.

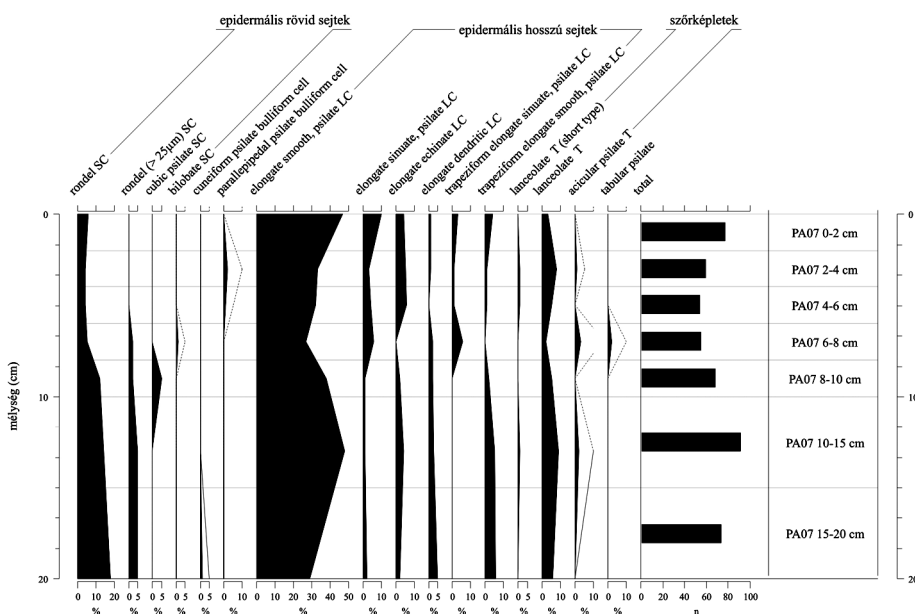
- elongate reflexed psilate LC:** Az elongate smooth psilate LC morfortípushoz hasonló, de 25–30° szögben, bumerágszerűen hajlított, sima felszínű, mintázat nélküli elkovásodott epidermális hosszú sejt. Hossza a görbület mentén mérve megközelítőleg 40–50 µm közötti.
- trapeziform elongate sinuate psilate LC:** Nyújtott, trapéz alakú (lat. *trapezius*), hullámos szélű, sima felszínű, mintázat nélküli, elkovásodott epidermális hosszú sejt. Mérete 30–50 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 elongate polylobate psilate LC:** Nyújtott (lat. *elongatus*), trapéz alakú, lebenyekkel tagolt szélű (lat. *lobatus*), sima felszínű, mintázat nélküli epidermális hosszú sejt. A megfigyelt szemcsék mérete 30–50 µm közötti (19., 20. és 22. ábra).
- 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 (32.b. ábra).
- lanceolate T:** Lándzsaszerű (lat. *lanceolatus*), váltakozóan sima (psilate) és vagy kráteres felszínű (scrobiculate) elkovásodott szőrsejt. A megfigyelt szemcsék mérete 25–40 µm közötti (25., 26., 32.a., 33.a. és 40. ábra).
- acicular psilate T:** Tű alakú (lat. *acicularis*), sima felszínű, mintázat nélküli trichóma, elkovásodott szőrsejt. A megfigyelt szemcse mérete 15 µm.
- conical scrobiculate T:** Kúp alakú (lat. *conus*) szőrsejt. Alapja kör alakú, magassága 15–25 µm közötti, felszínén sekély kráteresedés látható (29. ábra).
- globular psilate:** 15–20 µm átmérőjű, gömb alakú (lat. *globus*), sima felszínű, mintázat nélküli, morfortípus. Jellemzően a fás szárúakkal hozzák összefüggésbe megjelenésüket (31. ábra).
- globular echinate:** 15–20 µm átmérőjű, gömb alakú (lat. *globus*), érdes, enyhén tüskés felszínű (lat. *echinus*), mintázat nélküli, morfortípus. Jellemzően a fás szárúakkal hozzák összefüggésbe megjelenésüket.
- tabular psilate:** Tábla, illetve téglalap alakú (lat. *tabularis*), sima felszínű, mintázat nélküli fitolit típus.
- dicot fragment:** Kétszikűekből (*Dicotyledonopsida*) származó, szabálytalan alakú növényi kova lemez.
- cubic scrobiculate (coniferous):** Kocka alakú, enyhén lekerekített sarkokkal és éllel határolt, a felszínén jól elkülönülő kráterekkel tarkított nagyméretű morfortípus (> 40 µm), amelyek egyértelműen a tűlevelű fajokkal (*Picea* sp., *Pinus* sp., *Abies* sp.) hozhatóak összefüggésbe.
- UPO11: Unidentified Plant Opal** – meg nem határozott, de az adott szelvény mintáiban konzekvensen előforduló morfortípus. Alakja a rondel SC-hez hasonlóan nyújtott tölcészerű. Mérete azonban jóval nagyobb, 50–75 µm közötti. Mind a tölcés szája, mind a garat kör alapú, átmérőjük közötti különbség közel háromszoros. Csak a PA11 szelvényben került elő.
- irregular scrobiculate plate:** Szabálytalan formájú, kráteres felszínű (lat. *scrobiculus*) kovalemez. Kétszikűekkel (*Dicotyledonopsida*) hozható összefüggésbe.

**amoeboid:** Sima felszínű, amorf, szabálytalan kiterjedésű test alakzat, amely jellemzően lebenyszerű (lat. *lobus*) nyúlványokkal tarkított.

**irregular (PA13):** négy és ötszögletű lapokkal határolt, téglalap alakú test.

### Következtetések

A PA07 Ramann-féle barna erdőtalajt szántó művelési ág alatt vettük fel. A szelvény összesítésben 16 morfortípust és 484 növényi opálszemcsét produkált. A Ramann-féle barna erdőtalaj minden mintája elegendő növényi opálszemcsét szolgáltatott, hogy a szelvény fitolitprofilját meg lehessen rajzolni (11. ábra). A legnagyobb értéket a 10–15 cm-es réteget megjelenítő minta esetében mértem, amely egy fitolit akkumulációs pontnak és felhalmozódási zónának tekinthető. Mivel a szelvény plató helyzetű és markánsabb texturadifferenciálódási határvonal nem jelentkezik, ezért az ugráló – tehát nem fokozatosan csökkenő – mintánkénti fitolitszám véleményünk szerint a szántási munkálatok keverő hatásával hozható összefüggésbe. Ugyanakkor a minták morfortípus-eloszlásában nem mutatkozik jelentős eltérés, amely egyfelől egy háborítatlan fejlődési múltat feltételez, másfelől alátámasztja azt a feltételezést, hogy az azonos eloszlású, de fitolit mennyiségében ugráló, megkevert profil a szántás eredményeképpen jöhetett létre. A szántóföldi növénytermesztéssel megjelenő növényfajokkal összefüggésbe hozható morfortípusok ebben a szelvényben is tetten érhetők. Ezek a rondel (>25 µm) SC, valamint az elongate dendritic LC (8. táblázat) (11. ábra).



11. ábra A PA07 Ramann-féle barna erdőtalaj morfortípus-összetétele és fitoliteloszlási görbéje  
Figure 11. Vertical phytolith distribution and morphotype spectra of the Ramann type brown forest soil profile PA07

Amennyiben a szelvény morfortípus spektrumára a Golyeva-féle ökológiai osztályozási rendszer fényében tekintünk, annyiban fontos kiemelni, hogy az erdei vegetációt jelző tabular psilate és lanceolate psilate T, valamint a lanceolate (short type) T is megjelennek a mintákban. Mindemellett azonban az általános, és diagnosztikai értékkel nem bíró elongate smooth LC dominálja morfortípus spektrumot.

A vizsgálatban szereplő 20 talajtípus eredményeire alapozva a lanceolate psilate T pusztja megjelenése nem feltétlenül jelent diagnosztikusságot – mintahogyan a Golyeva-féle osztályozási rendszer ezt az oroszországi talajok esetében kimutatta – hiszen az a talajszelvények túlnyomó többségében megjelenik. Ugyanakkor a lanceolate (short type) T megjelenése egyértelműen az erdő alatt fejlődött talajokra koncentrálódik, így ebben a tekintetben indikátor szerepe lehet a későbbi környezetrekonstrukciós munkákban.

Az egyes morfortípusok eloszlásával kapcsolatban fontosnak tartom kiemelni, hogy a rövid sejtek mélyebben történő feldúsulása a kistájra jellemző csapadékmennyiség, illetve a szelvény lazább textúrájából is adódhat a szántás átkeverő hatásán kívül.

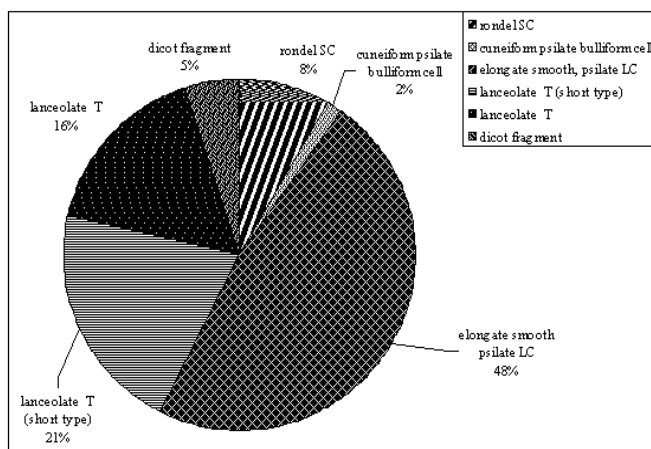
A telepített erdő alatt felvett Ramann-féle barna erdőtalaj mintáiban kimutatott 8 morfortípus és 141 fitolit a PA09-es szelvényt az erdőtalajok leginkább fitolitsivár tagjává avanszálja. Sajnálatos módon az egyes minták fitolitszegénysége nem tette lehetővé a profil megrajzolását (9. táblázat), ugyanakkor érdekes értékeket mértem az egyes mintákban. Míg a felső 20 cm-es réteg – amely magában foglalja a szelvény  $A_0$ -szintjét és részben az alatta települő  $B_1$ -szintet – gyakorlatilag steril, alig szolgáltatott növényi opálszemcsét (9. táblázat), addig a 20–30 cm-es réteget képviselő mintában hirtelen megugrik a fitolitikok száma és egy jelentősebb feldúsulásnak lehetünk tanúi. A szelvény átlag mintáiban mért fizikai féleség alapján ez a jelenség nem magyarázható egyértelműen, mert jelentős eltérés, illetve textúradifferenciálódás nem tapasztalható (4. táblázat). Amennyiben elvetjük a növényi opálszemcsék vertikális elmozdulásának okán létrejött feldúsulás lehetőségét, könnyen elképzelhető, hogy a terület növényzeti képében történt változást is megjeleníti a felső 20 cm fitolithiányos anyaga. A két folyamat – külső környezeti változás és a talaj fizikai félesége által megengedett enyhe vertikális lemosódás – együttes hatásával magyarázható a megfigyelt jelenség.

A PA09 20-30 cm kódszámú minta morfortípus-összetételét az alábbi 12. ábra mutatja be. A mintát az elongate smooth psilate LC dominálja közel 50%-ban (48%). Ezenkívül az erdei életközösségekre – nagy valószínűséggel – indikatív lanceolate T (short type) morfortípus igen magas, 21%-os részarányban van jelen. Az erdő alatt fejlődött talajok mintáira szintén jellemző és itt is előkerülő ún. dicot fragment (5%) szintén indikátor szerepet tölt be az erdőtalajok tekintetében.

A PA11-es, agyagbemosódásos barna erdőtalaj fitolitjainak morfortípus spektruma a típusra (is) jellemző savanyú gyertyános tölgyes (*Luzulo-Quercus carpinetum*) társulást jellemzi. A vizsgálatban szereplő szelvények közül a PA11-es szolgáltatta a legtöbb morfortípust, összesen 21-t.

Az egyes minták fitolittartalma kellően magas értékeket mutatott, ugyanakkor kifejezett akkumulációs zónát, vagy fitolithiányos, steril réteget nem tudtam elkülöníteni (13. ábra). A szelvény fitolitelemzése az  $A_0$ - és E-szintre terjedt ki. A növényi opálszemcsék vertikális eloszlás a szelvény vizsgált rétegében egyenletesnek tekinthető (11. táblázat) (13. ábra).





12. ábra A PA09 Ramann-féle barna erdőtalaj 20–30 cm-es rétegében mért morfortípus-eloszlás  
 Figure 12. Plant opal distribution of sample PA09 20–30 cm

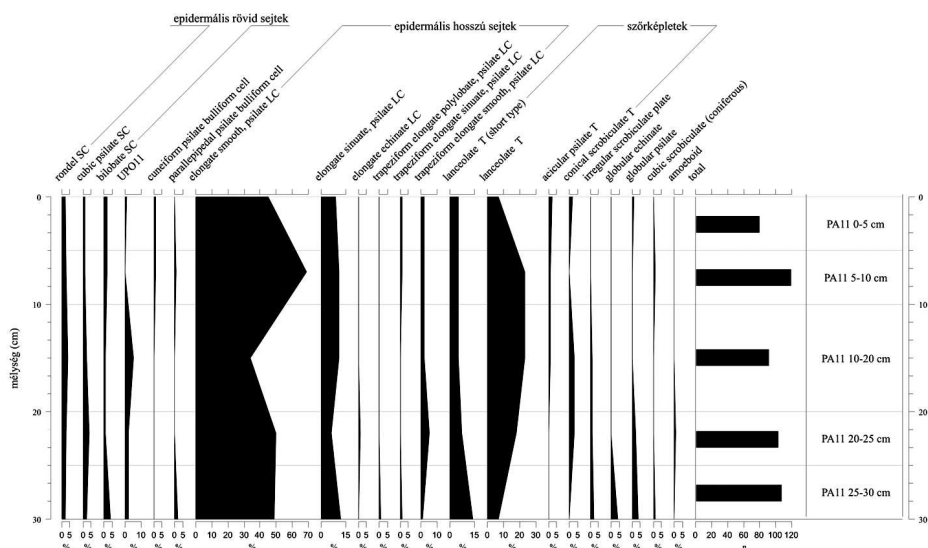
A szelvény morfortípus spektrumában több olyan növényi opálszemcse is helyet foglal, amelyet más talajok esetében nem tudtam kimutatni, így diagnosztikusnak tekinthetők. Csak a PA11-es szelvényben előforduló morfortípusok a globular echinate, globular psilate, amoeboid és az UPO11. Ezenkívül több olyan fitolit is előkerült, amelyeket az erdőtalajokra jellemzőnek tekinthetünk. Így például a növényi szörképletek közül a lanceolate T (short type) és a conical scrobiculate T. Ide sorolandó továbbá a nyitvatermők (*Gymnospermatophyta*) tüleveleiben képződő cubic scrobiculate is (ezzel összefüggésben érdemes megemlíteni a *Pinus sylvestris* pollen előfordulását is).

A Golyeva-féle osztályozási rendszerben az erdei életközösségeket jelölő lanceolate T szörképlet ugyan a legtöbb talajban előfordult, ugyanakkor a PA11-es esetében kifejezetten magas részarányban van jelen. Ez a magas részarány a fitolitspektrumon belül egy mennyiségi indikációt jelölhet ki a morfortípus esetében, amely így megegyezni látszik az Oroszországban alkalmazott rendszerrel. A mennyiségi indikátorok további fontos eleme, hogy a mezősegi talajok és a sztyeppe-i életközösségek egyik jelző értékkel bíró morfortípusa, a rondel SC extrém alacsony részarányban képviselteti magát az erdőtalajok fitolit spektrumában.

A szelvény több mintájából is kerültek elő ún. poligonális sejtelrendeződést mutató elkovasodott epidermisz darabkák, amelyek anatómiai szempontból a kétszikűek (*Dicotyledonopsida*) levélepidermiszével hozhatóak összefüggésbe.

A szelvény elemzése kapcsán érdemesnek tartom kiemelni, hogy a PA11-es agyagbemosódásos barna erdőtalaj környezete stabilnak tekinthető, deflációtól és eróziótól mentes terület, így a fitolitok elhordódását külső szabályzók – nagy valószínűség szerint – nem befolyásolhatták. A szelvény ún. belső tulajdonságai, azaz a textúrája és kémhatása sem mutat olyan extrém értékeket, amelyek jelentősen módosíthatják volna a fitolitok akkumulációját és/vagy kimosódását, éppen ezért a PA11-es szelvény morfortípus-összetétele hűen tükrözi egy erdei életközösség növényi opálszemcse lenyomatát.

Véleményem szerint tehát a PA11-es, agyagbemosódásos barna erdőtalaj szelvényének sajátos és jellemzőnek tekinthető morfortípus spektrumát a későbbi paleovegetációs kutatások egyik referenciaszelvényeként lehet felhasználni.



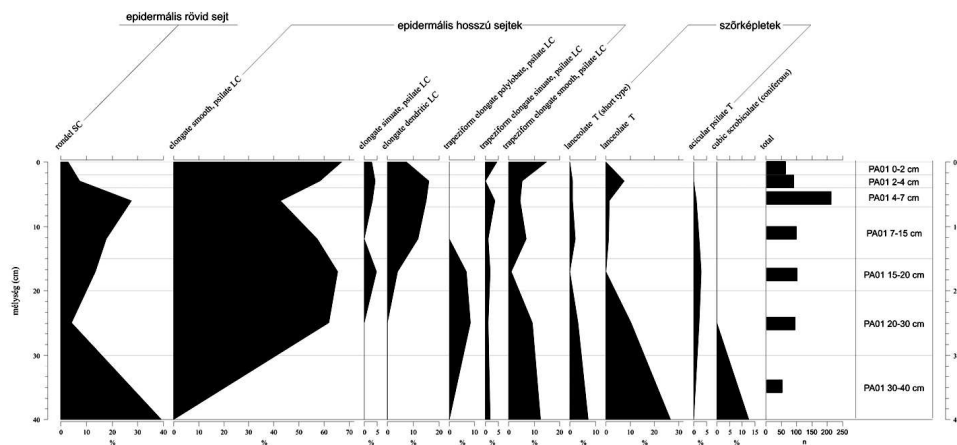
13. ábra A PA11 agyagbemosódásos barna erdőtalaj morfortípus-összetétele és fitoliteloszlási görbéje  
Figure 13. Vertical phytolith distribution and morphotype spectra of PA11 brown forest soil profile

A PA01 agyagbemosódásos barna erdőtalaj szelvény kovavázis indikátorainak grafikus ábrázolásával jól kirajzolódnak a terület egykori felszínborítás, illetve tájhasználati változásai. A szelvényben talált kovavázis indikátorok eloszlásgörbéi alapján (14. ábra) 6 élőhelytípus, -változat különíthető el, amelyek egymást időben váltva jelentek meg a területen (15. ábra). Természetesen az egyes váltások nem választhatóak el egy egyértelmű vízszintes vonallal, és nem válnak el egymástól sem térben, sem időben elvágólag, mégis az egyes fejlődési fázisok indikátorcsoport-összetétele és a korábban megismert fejlődési fázisok közötti megfeleltetés elvégezhető (13. táblázat).

13. táblázat A pénzegyőri hagyásfás legelő területhasználati múltja és a kontroll szelvény mintáiból feltárt élőhelyjelző indikátorok vertikális változása (PETŐ 2009 nyomán)

Table 13. Landuse history of the wooded pasture at Pénzegyőr and the vertical distribution of the habitat indicators of the controll profile

Időszak	Információ hordozó	Környezeti állapot	Indikátorok és mintavételi mélység
1763–'68	I. Katonai Felmérés	I. fázis	30–40 cm: erdei indikátorok (speciális környezetjelzők)
1852–'54	II. Katonai Felmérés		
1879	III. Katonai Felmérés		
1880–1920	Veszprém Megyei Levéltár (SALÁTA et al., 2007 nyomán)	II. fázis	20–30 cm: csökkenő erdei indikátor arány, növekvő epidermalis hosszúsejt és nyílt, réti élőhelyet jelző indikátor arány
1950–1968	légifelvételek	III.–V. fázis	4–20 cm: növekvő, tetőző, majd csökkenő cereália indikátor arány
jelenkor	terepi megfigyelés	V. fázis	0–4 cm: csökkenő gabona indikátor arány, megnövekedő réti környezet jelzők



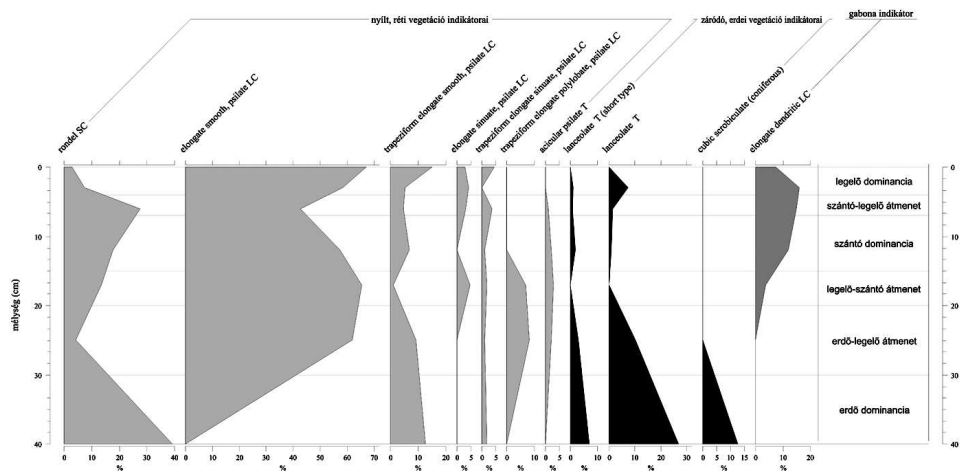
14. ábra A PA01-es agyagbemosódásos barna erdőtalaj morfortípus-összetétele és fitoliteloszlási görbéje (PETŐ 2009 nyomán átszerkesztve)

Figure 14. Vertical phytolith distribution and morphotype spectra of PA01 brown forest soil profile

Amennyiben alulról kezdjük elemezni a szelvényt, szembetűnik, hogy a zárt erdőt indikáló fitolit morfortípusok mellett (I. fázis: *erdő dominancia*, 40–30 cm-es réteg, 15. ábra), az egykori geográfiai pozícióval összefüggésbe hozható többletvízhatásra utaló szivacstüskék is jelentékeny mértékben képviseltetik magukat a mintában. A 30–20 cm-es rétegben az erdei indikátorok részarányának erőteljes csökkenése mellett, a gyepevegetációt megjelenítő epidermális hosszúsejt fitolitok, illetve a szárazabb, zárt erdőborítást nem kedvelő pázsitfűfajok indikátorai jelennek meg. Az említett indikátorcsoport-váltás feltehetően a már ismert tájhasználati változással állhat összefüggésben (II. fázis: *erdő-legelő váltás/átmenet*), hiszen a fakitermelést követően már az első években megjelenhetnek olyan, a területen addig ismeretlen pázsitfűfajok, amelyek a nyíltabb, viszonylagosan szárazabbá váló élőhelyet benépesítik.

A területhasználat történeti feldolgozásából tudjuk (Saláta et al. 2007), hogy az erdőirtást, fakitermelést követően nem került azon nyomban szántó művelési ágba a terület, hanem kettős funkciót látott el. Ezt a fázist jelenítheti meg a 15. ábra 20–15 cm-es rétege (III. fázis: *legelő-szántó köztiesállapot*).

A szelvény 15–7 cm-es rétegéből feltárt indikátorok egyrészt jól kirajzolják a szántó dominanciáját (IV. fázis: *szántó dominancia*) a területen, amely egyértelműen megmutatkozik a természetett gabonafélékre jellemző indikátorcsoport megjelenésével és részarány-növekedésével. Ezzel a növekedéssel jó összhangot mutat az epidermális hosszú sejtek részarány-csökkenése, amely feltehetően a területen maradó biomassza-csökkenés egyik markáns, nem elhanyagolható jele. A természetett gabonák jelenlétét indirekt úton a szárazabb élőhelyet kedvelő növények indikátorcsoportjának növekedése is jelzi a rétegben, hiszen ezek a gyakoriak tekinthető, természetett növényfajok (pl.: *Triticum* spp. stb.) is képeznek olyan, nem kizárólagosan diagnosztikus fitolitokat, amelyek az említett indikátorcsoport mennyiségét növelhetik. A szántó/gyep konverzió megvalósulását (V. fázis: *szántó-legelő átmenet*), potenciális időbeli lefolyását a szelvény felső 4–7 cm-es rétege képviseli. Ez természetesen annak a folyamatnak az előjele, amely aztán a szelvény legfelső mintáiból kiolvasható őshonos gyepe vegetáció előretörését, és a szántó felhagyását jelzi számunkra (VI. fázis: *legelő dominancia*).

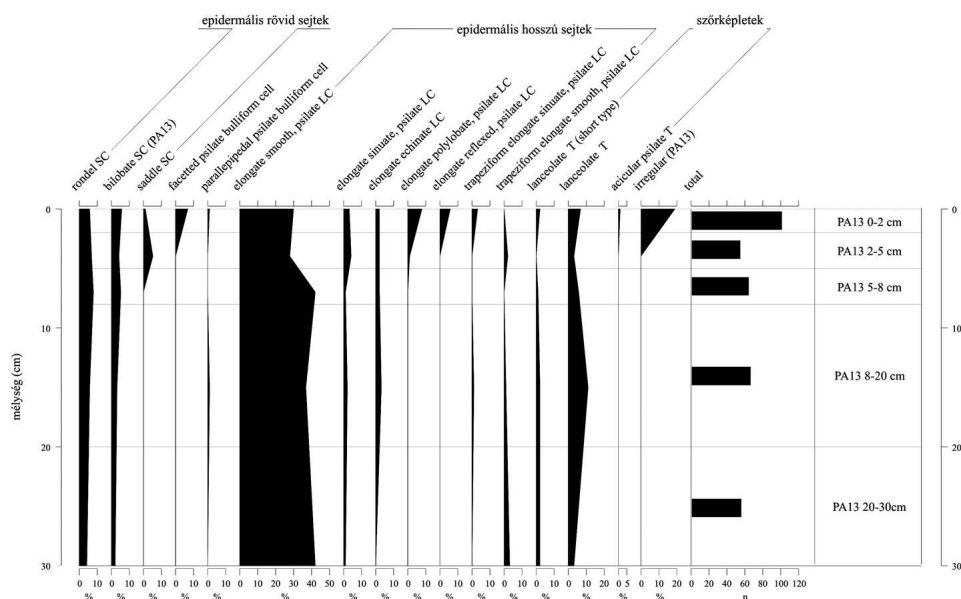


15. ábra A PA01 agyagbemosódásos barna erdőtalaj fitoliteloszlási görbéjére alapozott területhasználati rekonstrukció (PETŐ 2009 nyomán átszerkesztve)

Figure 15. Reconstructed landuse history based on the vertical phytolith distribution of the PA01 brown forest soil profile

A PA11-es szelvény kapcsán leírtakat jól kiegészíti a PA13-as munkákkal ellátott, erősen savanyú, nem podzolos barna erdőtalaj vizsgálatával nyert eredmények.

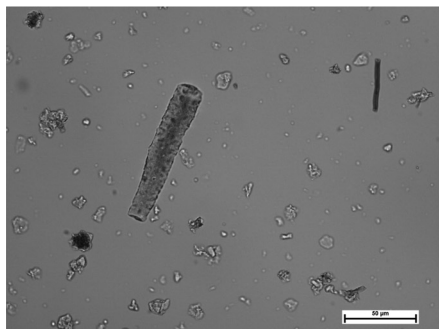
A szelvény mintáiban mért fitolitttartalom elmarad ugyan a PA11-es mintáiban mértékhez képest (12. táblázat), ugyanakkor a lefelé fokozatosan csökkenő eloszlás tekintetében hasonlóságot mutat a két szelvény. Ebben az esetben – ellentétben a korábban elemzett PA01-es szelvényhez – nem tudtam fitolitakkumulációs és/vagy steril zónákat, rétegeket, illetve eltérő növényzeti fázisok nyomait kimutatni (16. ábra).



16. ábra A PA13 erősen savanyú, nem podzolos barna erdőtalaj morfolópus-összetétele és fitoliteloszlási görbéje  
 Figure 16. Vertical phytolith distribution and morphotype spectra of PA13 brown forest soil profile

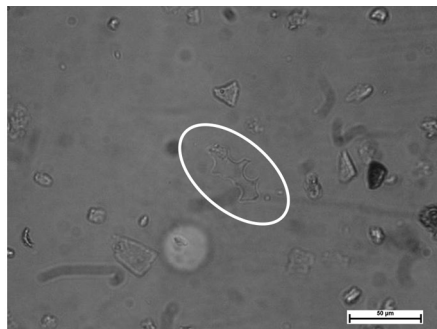
A szelvény mintáiban jelentkezett egy, csak a PA13 mintáira jellemző rövid sejt (bilobate SC (PA13)), továbbá egy hosszú (elongate reflexed psilate LC) és egy idioblaszt sejt (faceted psilate bulliform cell) is, valamint egy közelebről meg nem határozható, de előfordulását tekintve a PA13-re korlátozó morfolópus (irregular PA13). Vizsgálataim alapján a felsorolt morfolópusok diagnosztikai értékkel bírnak, mint ilyenek a későbbi vizsgálatokban az erdei vegetáció indikátoraiként jelenhetnek meg. A csak itt előforduló morfolópusok mellett, természetesen a PA13-as szelvény is felvonultatja a jelentős részarányt képviselő lanceolate T és lanceolate T (short type) morfolópus családot, amelyek – ahogy a többi szelvény esetében is ez bebizonyosodott – az erdőtalajok, és így az erdei életközösségek sajátja.

A vizsgált talajszelvények mintáiban megfigyelt és meghatározott egyes fitolit morfortípusok fény- és elektronmikroszkópos képe



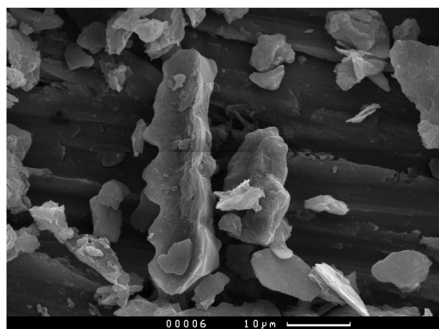
17. ábra Elongate smooth, psilate LC morfortípus a PA09 2-5 cm mintából

Figure 17. Elongate smooth, psilate LC morphotype from sample PA09 2-5 cm



18. ábra Töredezett elongate dendritic LC morfortípus a PA01 4-7 cm mintából

Figure 18. Broken elongate dendritic morphotype from sample PA01 4-7 cm



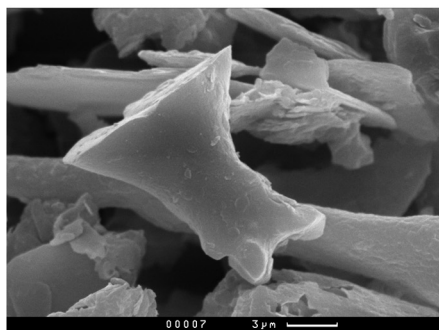
19. ábra Trapeziform elongate polylobate psilate LC morfortípus felülnézeti képe a PA01 4-7 cm mintából

Figure 19. Trapeziform elongate polylobate psilate LC morphotype from sample PA01 4-7 cm



20. ábra Trapeziform elongate polylobate psilate LC morfortípus oldalnézeti képe a PA01 4-7 cm mintából

Figure 20. Trapeziform elongate polylobate psilate LC morphotype from sample PA01 4-7 cm



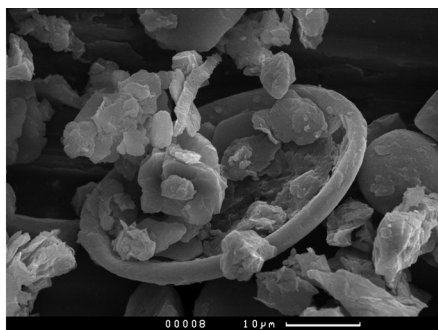
21. ábra Rondel SC morfortípus scanning elektronmikroszkópos képe a PA01 4-7 cm mintából

Figure 21. Rondel SC morphotype on scanning electronmicroscope image from sample Pa01 4-7 cm

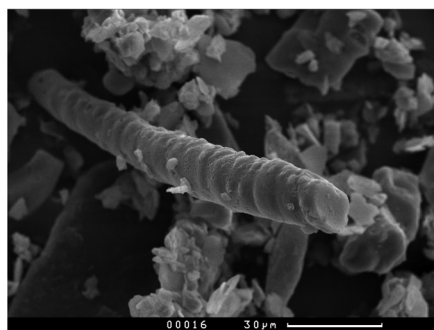


22. ábra Trapeziform elongate polylobate psilate LC morfortípus a PA01 20-30 cm mintából

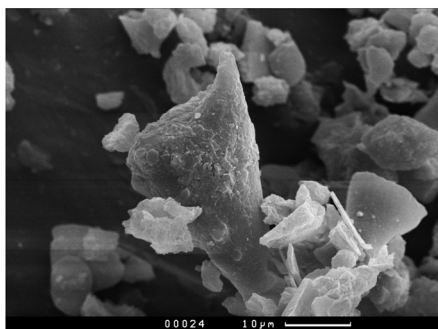
Figure 21. Trapeziform elongate polylobate psilate LC morphotype from sample PA01 20-30 cm



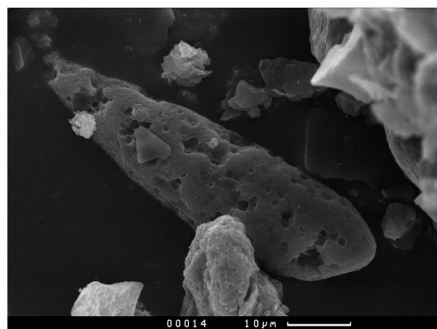
23. ábra PA01 4-7 cm minta: sugaras szimetriájú kovamoszat faj kovahéjának scanning elektronmikroszkópos képe (*Bacillariophyceae* sp.)  
Figure 23. Diatom from sample PA01 4-7 cm showing radial symmetry (*Bacillariophyceae* sp.)



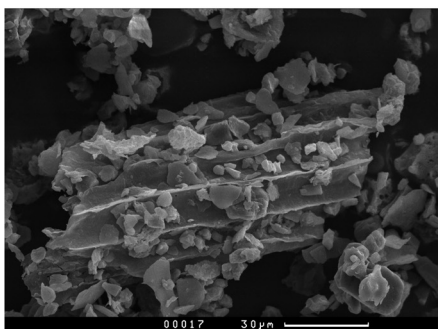
24. ábra PA01 4-7 cm minta: elongate sinuate psilate LC morfortípus scanning elektronmikroszkópos képe  
Figure 24. Elongate sinuate psilate LC morphotype on scanning electron microscope image from sample PA01 4-7 cm



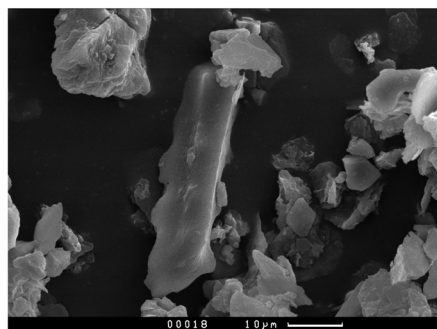
25. ábra Lanceolate T morfortípus scanning elektronmikroszkópos képe a PA01 30-40 cm mintából  
Figure 25. Lanceolate T morphotype on scanning electron microscope image from sample PA01 30-40 cm



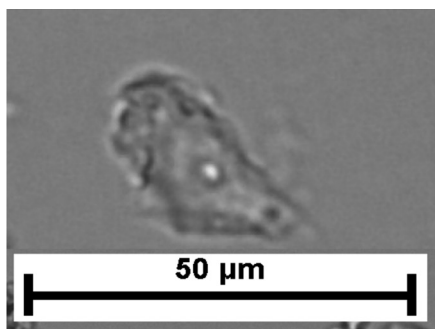
26. ábra PA01 30-40 cm minta: korrózió jegeit mutató lanceolate T morfortípus scanning elektronmikroszkópos képe  
Figure 26. Slightly corroded lanceolate T morphotype from sample PA01 30-40 cm



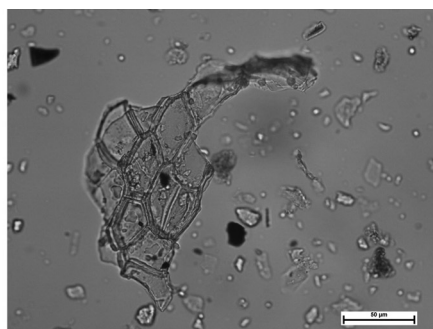
27. ábra PA01 30-40 cm minta: fás szárútól visszamaradt növényi szövettermék (detritusz) scanning elektronmikroszkópos képe  
Figure 27. Arboreal detritus from sample PA01 30-40 cm



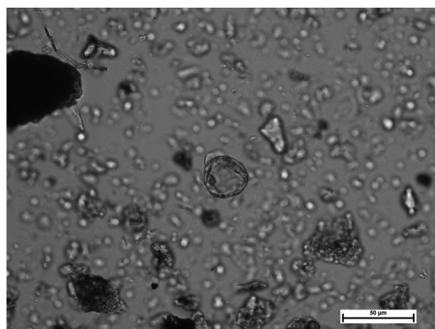
28. ábra PA01 30-40 cm minta: trapeziform elongate sinuate psilate LC morfortípus scanning elektronmikroszkópos képe  
Figure 28. Trapeziform elongate sinuate psilate LC morphotype on scanning electron microscope image from sample Pa01 30-40 cm



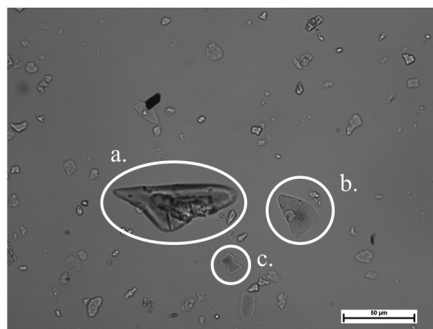
29. ábra Conical scrobiculate T morfortípus kinagyított képe a PA11 10-20 cm mintából  
 Figure 29. Enlarged image of a conical scrobiculate T morphotype from sample PA11 10-20 cm



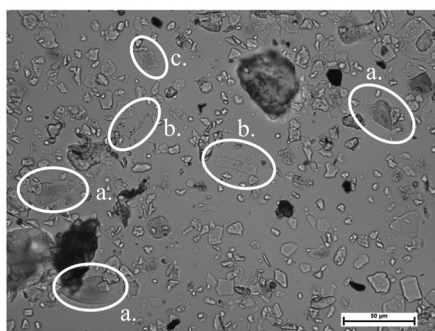
30. ábra PA11 10-20 cm minta: poligonális sejtelrendezésű elkövösödött epidermisz darabka  
 Figure 30. Silicified polygonal multicell tissue fragment from sample PA11 10-20 cm



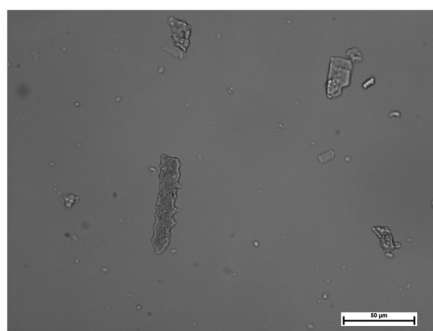
31. ábra PA11 20-25 cm minta: globular psilate morfortípus  
 Figure 31. Globular psilate morphotype from sample PA11 20-25 cm



32. ábra PA11 20-25 cm minta: a. lanceolate T morfortípus, b. lanceolate T (short type) morfortípus és c. bilobate SC morfortípus  
 Figure 32. a. lanceolate T, b. lanceolate T (short type) and c. bilobate SC morphotypes from sample PA11 20-25 cm

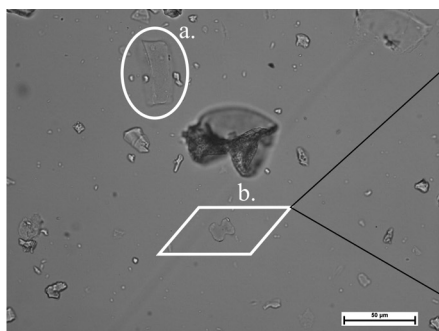


33. ábra PA11 25-30 cm minta: a. lanceolate T morfortípus, b. elongate smooth psilate LC és c. bilobate SC morfortípus  
 Figure 33. a. lanceolate T, b. elongate smooth psilate LC and c. bilobate SC morphotypes from sample PA11 25-30 cm

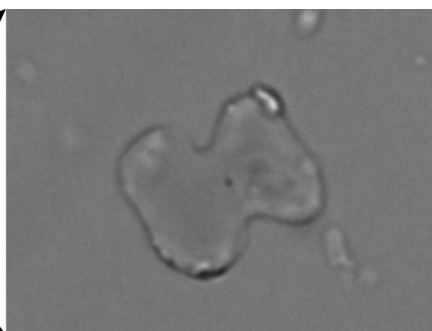


34. ábra PA11 20-25 cm minta: elongate echinate LC morfortípus  
 Figure 34. Elongate echinate LC morphotype from sample PA11 20-25 cm

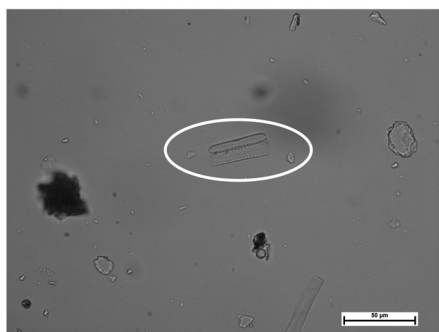




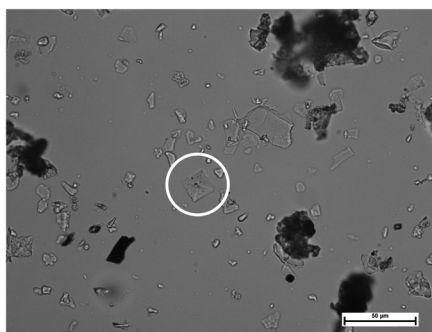
35. ábra PA13 0-2 cm minta: a. parallelepipedal psilate bulliform cell és b. bilobate SC (PA13)  
 Figure 35. a. parallelepipedal psilate bulliform cell and b. bilobate SC (PA13) from sample PA13 0-2 cm



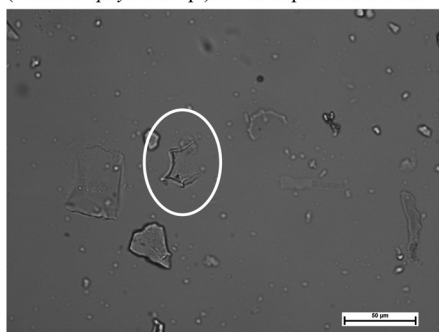
36. ábra bilobate SC (PA13) kinagyított habitus képe  
 Figure 36. Enlarged image of bilobate SC (PA13)



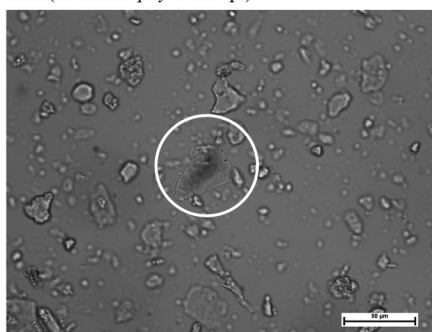
37. ábra PA13 0-2 cm minta: nyújtott kovahéjjal (epi- és hipotéka) jellemző kovamoszat (*Bacillariophyceae* sp.)  
 Figure 37. Elongated epi- and hypotheca of diatom (*Bacillariophyceae* sp.) from sample PA13 0-2 cm



38. ábra PA13 0-2 cm minta: négyzet alakú kovahéjjal jellemző kovamoszat (*Bacillariophyceae* sp.)  
 Figure 38. Rectangular diatom from sample PA13 0-2 cm (*Bacillariophyceae* sp.)



39. ábra PA13 0-2 cm minta: faceted psilate bulliform cell  
 Figure 39. faceted psilate bulliform cell from sample PA13 0-2 cm



40. ábra PA13 20-30 cm minta: lanceolate T morfolópus  
 Figure 40. lanceolate T morphotype from sample PA13 20-30 cm

### Köszönetnyilvánítás

A munka Szent István Egyetem, Környezettudományi Doktori Program keretében készült. A fitolitelemzés területén nyújtott segítségért köszönet illeti Dr. Alexandra A. Golyevat, az Orosz Tudományos Akadémia Földrajztudományi Kutató Intézetének kutató professzorát. A talajminták laborálásában nyújtott segítségért köszönet illeti Bányász Ágnes és Tókos Katalint, a szelvények kiválasztásában pedig Dr. Kovács Gábort (Nyugat-Magyarországi Egyetem, Kémiai és Termőhelyismerettani Intézet), valamint minden olyan munkatársat, akik a terepi munkában szerepet vállaltak.

### Irodalom

- KIRÁLY G., MOLNÁR ZS., BÖLÖNI J., VOJTKÓ A. (szerk.) 2008: *Magyarország földrajzi kistájainak növényzete*. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót
- MAROSI S., SOMOGYI S. (szerk.) 1990: *Magyarország Kistájainak Katasztere*. Magyar Tudományos Akadémia, Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest
- PETŐ Á. 2009: A fitolitikus kutatás szerepe az öskörnyezetben és a környezetregészben, valamint hazai alkalmazásának lehetőségei. *Archeometriai Műhely* 2009/2: 15–30.
- PETŐ Á., BARCZI A., JOÓ K., GRÓNÁS V. 2008: Phytolith analysis of modern soil profiles as a tool to demonstrate land use changes and anthropogenic impact. (Case study from the Bakony Mountains). *Cereal Research Communications* 36, 955–958.
- PETŐ Á., BARCZI A. 2010: A Magyarországon előforduló meghatározó jelentőségű és gyakori talajtípusok fitolitikus profiljának katasztere I–II. Módszertani megfontolások, illetve a vizsgált víz- és közethatású talajok eredményei. *Tájékológiai Lapok* 8(1): 157–206
- SALÁTA D., SZABÓ M., KENÉZ Á., MALATINSZKY Á., DEMÉNY K., BREUER L. 2007: Adatok a pénzegyőr–hárskúti hagyásfás legelő tájtörténetéhez. *Tájékológiai Lapok* 5(1): 19–25.
- STEFANOVITS P. (szerk.), FILEP GY., FÜLEKY GY. 1999: *Talajtan*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 469 p.
- TIM MÓDSZERTAN 1995: *Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer* 1. kötet: Módszertan. Földművelésügyi Minisztérium, Növényvédelmi és Agrár-környezetgazdálkodási Főosztály, Budapest, 92 p.

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

### RESULTS OF THE EXAMINED BROWN FOREST SOIL PROFILES

Ákos PETŐ<sup>1,2</sup>, Attila 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  
1036 Budapest, Dugovics Títusz tér 13-17. peto.akos@mmn-nok.gov.hu

**Keywords:** plant opal particles, phytolith, brown forest soils, landscape use

**Abstract:** Phytolith assemblage of a soil profile reflects the vegetation inhabiting the surface. The primer determining factor of the accumulating phytolith assemblage is the vegetation that produces the plant opal particles, however soil forming processes as secondary determining factors should also be considered during environmental and palaeobotanical reconstructions. Present paper forms part of a series that intends to give an overview of the methodological aspects and results of systematic research in Hungarian soil-phytolith studies. As the second part of the planned series, phytolith and pedological analyses of 5 brown forest soil profiles are demonstrated.

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

### HELYSZÍNI TALAJVIZSGÁLATI JEGYZŐKÖNYV

Talajszelvény azonosító	PA07	Vegetáció	felhagyott szántó (angolperje [ <i>Lolium perenne</i> ] domináns)
Lejtő %	1-2%	Lejtő alakja	összetett
Kitettség	P	Erózió, defláció	2
Lejtőkategória	02.	EOV	y:672628; x:234762
A talajszelvény mélysége (cm)	82	Humuszos réteg (cm)	25
Talajvízszint mélysége	-	Alapközet	27., homokkal átkevert löszös üledék
Karb. r. mélysége (cm)	60-tól	Fenolftalein lúgosság	C-szintben GY
Talajtípus	132		

Szint jele	Mélység cm	Mintavétel (cm) -tól -ig	pH	sz.	Szín	nedv.	Fizikai féleség	Szerkezet	Tömődöttség
A <sub>sz</sub>	0–25	0–25	enyhén savas	7,5YR4/2	10YR3/3	3	POL, M	ERT	
B	25–60	25–60	semleges	7,5YR5/6	10YR4/6	3	PIK	T	
C	60–82	60–82	enyhén lúgos	10YR7/3	10YR7/4	4	O	L	

Szint jele	Nedvesség	Pezsgés	Durva vázrészek	Talajhibák	Kiválások, konkréciók	Gyökér	Átmenet
A <sub>sz</sub>	SZ	NY	-	ERT	elvétve GOB	K	SZI-F
B	SZ	GY	-	1	LEP	O	SZI-É
C	SZ	IE	-	1	GOB	O	SZI-É

Egyéb észrevételek	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Maglód és Pécel között az M0-ás építkezéshez közeli szántóterület</li> <li>- régészeti kutató árkok</li> <li>- felhagyott szántó</li> <li>- plató helyzet, erózió vagy defláció nyomai nem láthatóak</li> <li>- angolperje (<i>Lolium perenne</i>)</li> </ul>
--------------------	--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

Felvételező:

P.Á., B.T.

Dátum:

2007.06.02.

**Megjegyzések:**

– mintavétel fitolitelemzéshez: 0–2 cm, 2–4 cm, 4–6 cm, 6–8 cm, 8–10 cm, 10–15 cm, 15–20 cm

## HELYSZÍNI TALAJVIZSGÁLATI JEGYZŐKÖNYV

Talajszelvény azonosító	<b>PA09</b>	Vegetáció	telepített erdő–kocsánytalan tölgy ( <i>Quercus petraea</i> )
Lejtő %	<b>3%</b>	Lejtő alakja	enyhén homorú
Kitettség	<b>LFH, É</b>	Erózió, defláció	<b>1</b>
Lejtőkategória	<b>02.</b>	EOV	<b>y:468432; x:265043</b>
A talajszelvény mélysége (cm)	<b>150 cm</b>	Humuszos réteg (cm)	<b>12</b>
Talajvízszint mélysége	–	Alapkőzet	<b>C-szint: 24., lösz D-szint: 37., mészmárga (por) ágyazati kőzet</b>
Karb. r. mélysége (cm)	<b>69-től</b>	Fenolftalein lúgosság	<b>C-szintben GY</b>
Talajtípus	<b>131</b>		

Szint jele	Mélység cm	Mintavétel (cm) -tól -ig	pH	sz.	Szín	nedv.	Fizikai féleség	Szerkezet	Tömődöttség
<b>A<sub>0</sub></b>	0–12	0–12	semleges	10YR 4/3	10YR 4/3		5	A-POL	O
<b>B<sub>1</sub></b>	12–42	12–42	enyhén	10YR 4/6	10YR 5/6		6	DU-H	ET
<b>B<sub>2</sub></b>	42–69	42–69	savas	10YR 4/6	10YR 5/6		6	DU-H	ET
<b>C</b>	69–126	69–126	enyhén lúgos	7,5YR6/3			4	O	L
<b>D</b>	126–150		lúgos	2,5YR8/1			4	O	O

Szint jele	Nedvesség	Pezsgés	Durva vázrészek	Talajhibák	Kiválások, konkréciók	Gyökér	Átmenet
<b>A<sub>0</sub></b>	F	NY	-	1	-	S	SZI-F
<b>B<sub>1</sub></b>	F	0	-		KEV-AH	K fásszárú	SZI-D
<b>B<sub>2</sub></b>	SZ	0	-		KEV-VH	K fásszárú	SZI-É
<b>C</b>	SZ	K-E	-		LEP, F	K fásszárú	SZI-É
<b>D</b>	SZ	IE	cementálódott közettörmelék		GOB	O	-

Egyéb észrevételek	- Fertőmelléki-dombság telepített elegyes erdő; kora: ca. 60-80 év (fiatal); fajok: kocsánytalan tölgy ( <i>Quercus petraea</i> ), bükk ( <i>Fagus sylvatica</i> ); <i>Rosaceae</i> spp.
--------------------	---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

Felvételező:

P.Á.

Dátum:

2007.09.21.

**Megjegyzések:**

- szépen fejlett Ramann-féle barna erdőtalaj, mészporszerű ágyazati kőzetre települt löszön  
- humuszos A-szint sekély, alatta kilúgzott B-szintek, amely enyhén agyaghártyásak (enyhe átmenetet mutat ABET felé, de elluviális szint megjelenése nem figyelhető meg)  
- mintavétel fitolitelemzéshez: 0–2 cm, 2–5 cm, 5–7 cm, 7–12 cm, 12–20 cm, 20–30 cm

## HELYSZÍNI TALAJVIZSGÁLATI JEGYZŐKÖNYV

Talajszelvény azonosító	<b>PA01</b>	Vegetáció	<b>Pénzesgyőri hagyásfás legelő</b>
Lejtő %	<b>7%</b>	Lejtő alakja	<b>egyenes</b>
Kitettség	<b>DNy, LFH</b>	Erózió, defláció	<b>1</b>
Lejtőkategória	<b>03.</b>	EOV	<b>y: 554809 x: 208839</b>
A talajszelvény mélysége (cm)	<b>126 cm</b>	Humuszos réteg (cm)	<b>7 cm</b>
Talajvízszint mélysége	-	Alapkőzet	<b>40., 41., Nummuliteszes mészkő (Szóci Formáció)</b>
Karb. r. mélysége (cm)	<b>104</b>	Fenolftalein lúgosság	<b>O</b>
Talajtípus	<b>112</b>		

Szint jele	Mélység cm	Mintavétel (cm) -től -ig	pH	sz.	Szín	nedv.	Fizikai féleség	Szerkezet	Tömődöttség
<b>A<sub>0</sub></b>	0–7	0–7	közepesen savas	10YR 6/2		10YR 4/2	4	GYSZ-POL	O
<b>E</b>	7–40	7–40	gyengén savas	10YR 5/2		10YR 4/4	4	L	ET
<b>EB</b>	40–47	40–47	gyengén savas	10YR 5/6		10YR 4/6	5	GYSZ-POR	ET
<b>B</b>	47–104	47–104	közepesen savas	7,5YR6/6		10YR 4/6	5	POL, H	T
<b>D</b>	104–126		lúgos						

Szint jele	Nedves-ség	Pezsgés	Durva vázrészek	Talajhibák	Kiválások, konkreciók	Gyökér	Átmenet
<b>A<sub>0</sub></b>	SZ	0	Nyomokban közettörmelék (vö.: Nummulitesz → Szóci F. + triász mészkő)	1	-	N	SZI-É
<b>E</b>	SZ	0			Gyenge pangóvíz hatására finom rozsdá- és mangánfoltok (glej)	K	SZI-D
<b>EB</b>	SZ	0			AH, R, GP + GJ-HB	O	SZI-É, SZ-É
<b>D</b>	SZ	k					

Egyéb észrevételek	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 70–100 cm között agyaghártyák</li> <li>- minimális fässzárú gyökérzet</li> <li>- gilisztajarat: közepesen átdolgozott (40-90 cm) és humuszvártyakkal bélelt</li> <li>- a mészkövön lösz is, de az már áttalajosodott, ezért nem írtunk le C-szintet (→ 'D')</li> <li>- cementálódott, de már fellazult numuliteszes mészkövön kialakult agyagbemosódásos BET</li> <li>- Pénzesgyőr határában (Bakony-hg.)</li> </ul>
--------------------	---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

Felvételező: J.K., B.A., G.V., P.Á.

**Megjegyzések:**

- É-D-K-Ny környezeti felvételek  
 - mintavétel fitolitelemzéshez: 0–2 cm, 2–4 cm, 4–7 cm, 7–15 cm, 15–20 cm, 20–30 cm, 30–40 cm

Dátum: 2007.04.29.

## HELYSZÍNI TALAJVIZSGÁLATI JEGYZŐKÖNYV

Talajszelvény azonosító	PA11	Vegetáció	savanyú gyertyános tölgyes [ <i>Luzulo-Quercus carpinetum</i> ]
Lejtő %	0%	Lejtő alakja	S
Kitettség	DK, S	Erózió, defláció	1
Lejtőkategória	02.	EOV	y:464485; x:260934
A talajszelvény mélysége (cm)	170	Humuszos réteg (cm)	5
Talajvízszint mélysége	-	Alapkőzet	26., homok (löss bekeveredéssel)
Karb. r. mélysége (cm)	135-től	Fenolftalein lúgosság	O
Talajtípus	112		

Szint jele	Mélység cm	Mintavétel (cm) -től -ig	pH	sz.	Szín	nedv.	Fizikai féleség	Szerkezet	Tömődöttség
A <sub>0</sub>	0-5	0-5	enyhén savas	10YR5/3	10YR4/3	5	M	L	
E	5-30	5-30	savas	10YR5/1	10YR5/2	4	LEV, LEM	L	
B <sub>1</sub>	30-90	30-90	savas	7,5YR6/8	7,5YR5/6	5	PR	ET	
B <sub>2</sub>	90-135	90-135	savas	7,5YR7/6	10YR6/8	5	GYSZ-LEM	T	
C	135-170	135-170	semleges	10YR5/8	10YR5/8	2	O	L	

Szint jele	Nedvesség	Pezs-gés	Durva vázrészek	Talajhibák	Kiválások, konkréciók	Gyökér	Átmenet
A <sub>0</sub>	SZ	0	nincs	1	-	K	SZI-F
E	SZ	0	helyenkénti	1	enyhe K		SZI-F,
B <sub>1</sub>	F	0	közöttörmelék bekeveredés	agyag megjelenése, ET	AH, R	K	SZ-É
B <sub>2</sub>	F	NY					SZI-F
C	F	NY	mészerek	9	ERS-ER, GOB,	O	-

Egyéb észrevételek	Fásszárú fajok: <i>Quercus</i> spp., <i>Carpinus betulus</i> , <i>Fagus sylvatica</i> , <i>Acer campestre</i> , <i>Acer pseudoplatanus</i> Lágyszárú fajok: <i>Lamium</i> spp., <i>Urtica dioica</i> , <i>Pulmonaria officinalis</i>
--------------------	-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

Felvételező:

P.Á.

Dátum:

2007.09.21.

**Megjegyzések:**

- A C-szint és a B<sub>2</sub>-szint anyagának enyhe átkeveredése figyelhető meg
- 2–4 cm átmérőjű mészerek a C-szintben

- Soproni-hegység, a Hotel Fagus melletti erdőtestben
- mintavétel fitolitelemzéshez: 0–2 cm, 2–5 cm, 5–10 cm, 10–20 cm, 20–25 cm, 25–30 cm

## HELYSZÍNI TALAJVIZSGÁLATI JEGYZŐKÖNYV

Talajszelvény azonosító	PA13	Vegetáció	Irtás (lágyszárú vegetáció egy két-három éve letermelt erdőrészletben)
Lejtő %	4%	Lejtő alakja	összetett lejtő
Kitettség	É, HO	Erózió, defláció	1
Lejtőkategória	02.	EOV	y:464128; x:260852
A talajszelvény mélysége (cm)	101	Humuszos réteg (cm)	8
Talajvízszint mélysége	-	Alapkőzet	08., leukofillit közettörmelék
Karb. r. mélysége (cm)	-	Fenolftalein lúgosság	O
Talajtípus	90		

Szint jele	Mélység cm	Minta-vétel (cm) -tól -ig	pH	sz.	Szín	nedv.	Fizikai féleség	Szerkezet	Tömődöttség
A <sub>0</sub>	0–8	0–8	erősen savanyú	10YR4/2	10YR2/1		4	GYSZ-M	L
B	8–50	8–50		7,5YR5/6	10YR4/6		5	O	L
C	50–60	50–60		10YR7/3	10YR7/4		4	O	L
D	60–101								

Szint jele	Nedvesség	Pezs-gés	Durva vázrészek	Talajhibák	Kiválások, konkréciók	Gyökér	Átmenet
A <sub>0</sub>	SZ	0	0-5%	kémhatás	-	N	SZI-É
B	SZ	0	5-25%	2 + kémhatás		K	SZI-F
C	SZ	0	>75%			K	SZI-F
D			100% tömör kőzet	1			-

Egyéb észrevételek	- felújított kocsánytalan tölgyes ( <i>Quercus petraea</i> ) és szelíd gesztenyés ( <i>Castanea sativa</i> ) erdőrészletben egy feltehetően kiégett terület  - erősen savanyú kémhatású talajszelvény
--------------------	-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

Felvételező:

P.Á.

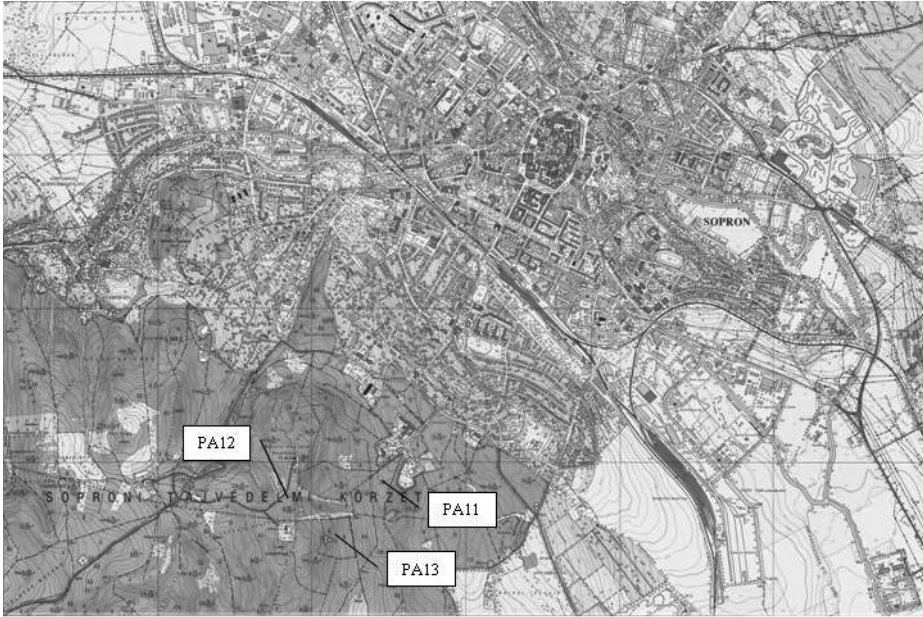
Dátum:

2007.09.21.

**Megjegyzések:**- Soproni-hegység  
- TV toronytól É-ra

- mintavétel fitolitelemzéshez: 0–2 cm, 2–5 cm, 5–8 cm, 8–20 cm, 20–30 cm

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

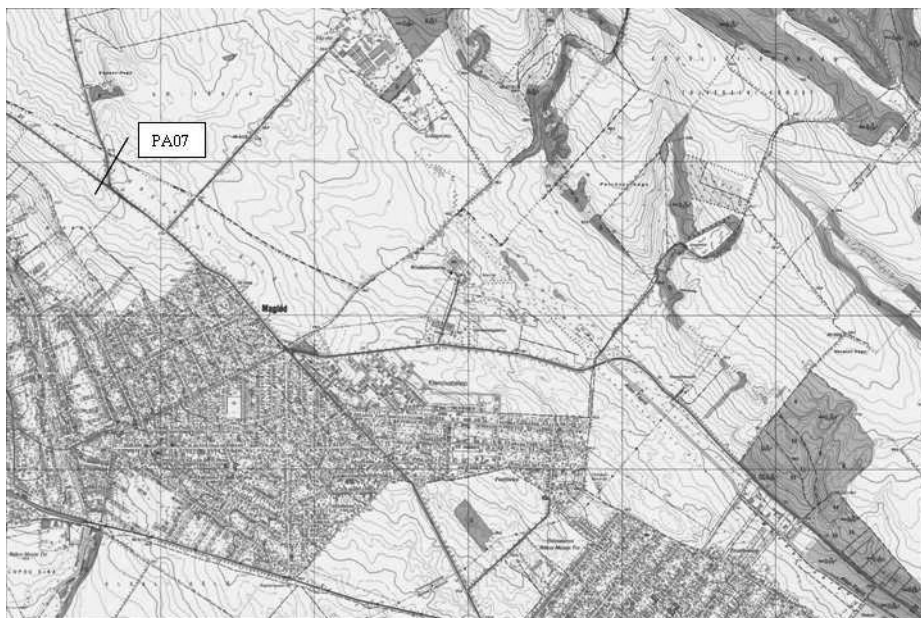


**PA11 ABET, PA12 ranker és PA13 savanyú, nem podzolos barna erdőtalaj szelvények elhelyezkedése  
(1:10 000 topográfiai térképszelvény)**

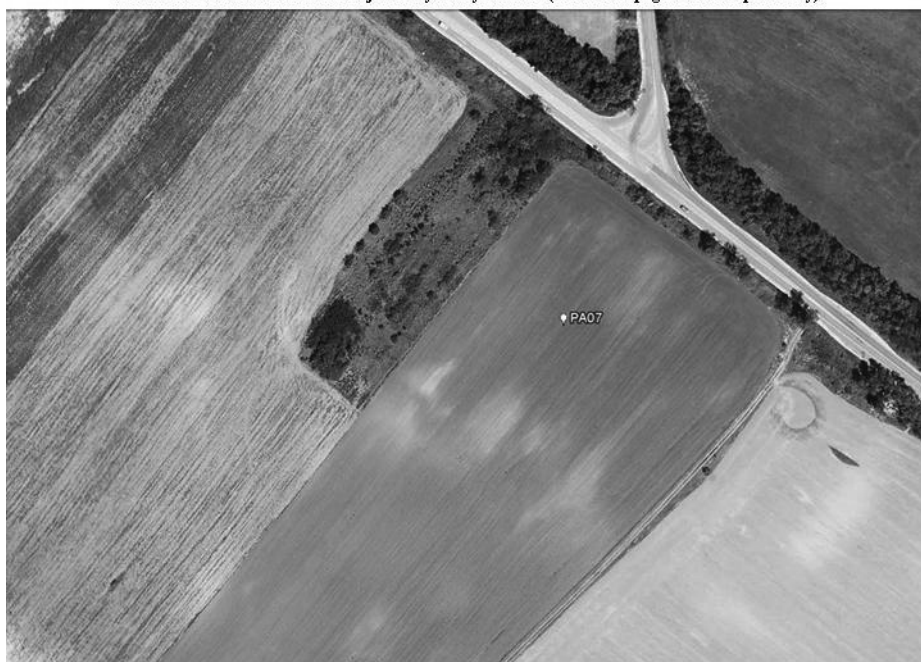


**PA11 ABET, PA12 ranker és PA13 savanyú, nem podzolos barna erdőtalaj szelvények környezete te  
(szerkesztett Google Earth szelvény)**





PA07 Ramann-féle barna erdőtalajszelvény elhelyezkedése (1:10 000 topográfiai térképszelvény)



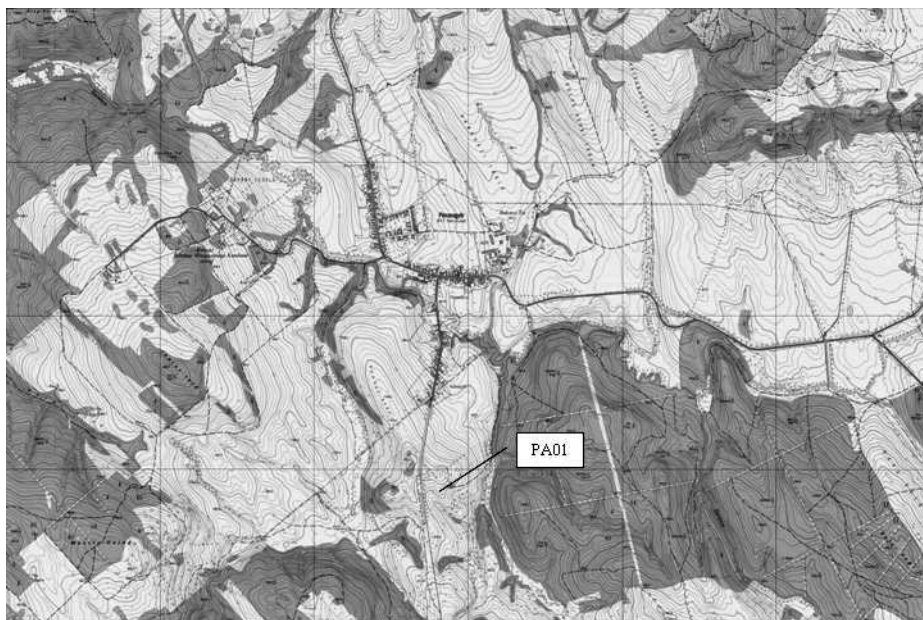
PA07 Ramann-féle barna erdőtalajszelvény környezete (szerkesztett Google Earth szelvény)



PA09 Ramann-féle barna erdőtalajszelvény elhelyezkedése (1:10 000 topográfiai térképszelvény)



PA09 Ramann-féle barna erdőtalajszelvény környezete (szerkesztett Google Earth szelvény)



PA01 agyagbe mosódásos barna erdőtalajszelvény elhelyezkedése (1:10 000 topográfiai térképszelvény)



PA01 agyagbe mosódásos barna erdőtalajszelvény környezete (szerkesztett Google Earth szelvény)



## SZÁNTÓFÖLDI KULTÚRÁK HELYÉN VÉGZETT GYEPVETÉS KORAI SZAKASZÁBAN MEGJELENŐ GYOMKÖZÖSSÉGEK VIZSGÁLATA A HORTOBÁGYI NEMZETI PARKBAN

KELEMEN András

Debreceni Egyetem TTK Ökológiai Tanszék, 4010 Debrecen, Egyetem tér 1., Pf. 71.,  
e-mail: kelemen.andras12@gmail.com

**Kulcsszavak:** életmenet, *Cirsium arvense*, magkeverék, szekunder szukcesszió, gyepesítés

**Összefoglalás:** Gyepterületek létesítése esetén fontos szempont, hogy a vetést követő gyepesedés kezdeti szakaszában milyen közösség jelenik meg a területen. Ez erősen befolyásolhatja a gyepesedés további folyamatát és a megfelelő természetvédelmi kezelés megválasztását. Emiatt fontos a korai kolonizáló közösségek vizsgálata és restaurációs ökológiai szempontú értékelése. A Hortobágyi Nemzeti Park területén zajló tájleptékű gyeprekonstrukció során gyepesített 23 szántó első éves gyomközösségeit mértük fel (szántónként egy 25 m<sup>2</sup>-es random mintaterület, pontonként négy 1m<sup>2</sup>-es kvadrát). A vizsgálat során az alábbi kérdésekre kerestük a választ: (1) Milyen a gyepesítést követően kialakult gyomközösségek fajösszetétele és dominanciaviszonyai? (2) Milyen életforma-spektrumú gyomközösségek jelennek meg a területeken? (3) Milyen mértékben befolyásolja az eltérő előtörténet a kialakuló gyomközösségek fajösszetételét és tömegességi viszonyait?

A vizsgálati területeken található közösségek pásztortáska-sebforrasztófű társulásként (*Capsello-Descurainia sophiae* Mucina 1993) voltak azonosíthatók. A korai gyomközösségek összetételére a területek előtörténete csekély hatással volt. A vizsgált területek első évi vegetációjára az alkalmazott magkeveréknek sem volt jelentős hatása, a vetett fűvek csupán két volt lucernás területen voltak jelen számottevő borításban. A mintavételi területeken az egyévesek fordultak elő legnagyobb tömegben, amely a további gyepesedés sikerességére nézve kedvező körülmény. A gabona és a napraforgó előtörténetű területek egy részén azonban a mezei aszat (*Cirsium arvense*) volt a domináns. E faj a tömeges jelenléte a gyepesedés és a további természet-védelmi kezelések szempontjából gátló tényező lehet, mert klonálisan terjedve akadályozza a gyepesedés folyamatát.

### Bevezetés

Legtágabb értelmezésben gyomnövénynek tekinthető minden olyan növény, amelynek adott területen való előfordulása nem kívánatos (HUNYADI 1988). A fenti meghatározás a szántóföldi gyomok mellett magában foglalja az úgynevezett természetvédelmi gyomokat is. Ez utóbbiak olyan növények, amelyek általában vagy megfelelő természetvédelmi kezelés hiányában gátolják a természetvédelmi célok megvalósulását (RANDALL 1997). Ökológiai szempontból gyomnak a ruderalis (R) stratégiát követő pionír növényeket tekinthetjük. Ezekre jellemző a gyors növekedés és szaporodás, illetve a nagyszámú, jól terjedő és gyakran perzisztens magok érlelése (ÚJVÁROSI 1973). További jellemzőjük, hogy jól tűrik az antropogén zavarást és megfelelő tápanyag és vízviszonyok között egyes képviselőik erős kompetítorként viselkedhetnek (GRIME 1977). A fenti tulajdonságok teszik ezeket a fajokat képessé arra, hogy emberi bolygatásnak kitett területeken forduljanak elő (BOTTA-DUKÁT et al. 2004). Ezek a tulajdonságok csupán a vegetációfejlődés kezdeti szakaszában előnyösek (KORNAS 1990). A talajban található tápanyagtöbblet kimerülésével és a rendszeres zavarás megszűnésével a ruderalis stratégiájú fajok kiszorulhatnak a vegetációból (REES és LONG 1992, TÖRÖK et al. 2009a, 2010).

Gyomközösségek esetében klasszikus értelemben nem beszélhetünk társulásokról, hiszen a gyomközösségek megjelenése általában emberi hatáshoz köthető és a rendszeres emberi zavarás tartja fenn őket (BORHIDI 2003). Egy terület gyomközösségeit általában egy

a területre jellemző alaptársulás különböző aspektusaiként tartják számon (SCHNEIDER et al. 1994, vö. TIMÁR 1954, UBRIZSY 1954, UJVÁROSI 1954). Az alaptársulás típusa leginkább a termőhely edafikus és klimatikus viszonyaitól függ (HÜPPE és HOFMEISTER 1990). Ilyen értelemben ezek a különböző aspektusok nem közvetlenül évszakokhoz kötöttek, hanem a különböző termesztési módok hatására fejlődtek ki (RADEMACHER 1948, ELLENBERG 1950). RADEMACHER (1948) szemléletesen ezt úgy fogalmazza meg, hogy a talajban, propagulum-készlet formájában általában ugyanazok a fajok vannak jelen, de ezekből a különböző kezelési módokkal művelt, eltérő kultúrnövényzet mellett más-más gyomközösség fejlődik ki. A gyomközösségek nagy részéből az intenzív művelési eljárások fokozatos előterbe kerülése miatt kiszorultak a diagnosztikailag fontos fajok (BORHIDI 2003). Emiatt elkülönítésük a domináns és állandó fajok alapján kialakított differenciális fajcsoportok segítségével történik (PINKE 2000). Ezt nehezíti az a tapasztalat, hogy egy adott állományban is nagyfokú mozaikosság figyelhető meg a domináns fajok tekintetében. A gyomok jó terjedő képességének és az eltérő élőhelyi viszonyoknak köszönhetően a gyomközösségek kialakulása nagyrészt nem a környező vegetációtól függ (KISS 1997, KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI et al. 2010).

Napjainkban előterbe került a felhagyott mezőgazdasági területek restaurációs ökológiai célú gyepesítése (BARCZI et al. 2006, LENGYEL et al. 2007, NAGY és LENGYEL 2008, TÖRÖK et al. 2008a, VIDA et al. 2008). Gyepterületek létesítése esetén fontos szempont, hogy a vetést követő gyepesedés kezdeti szakaszában milyen közösség jelenik meg a területen, hiszen ez erősen befolyásolhatja a gyepesedés további folyamatát és a megfelelő természetvédelmi kezelés megválasztását (WALKER et al. 2004). A felhagyás után a gyomok mennyisége erőteljesen megnövekszik, aminek hatására ezeknek a fajoknak a magbankja is megnövekszik a talajban (ALBRECHT 2005, TÖRÖK et al. 2009). A magbank jelentős hatással lehet a vegetáció hosszú távú dinamikájára és a restaurációs ökológiai törekvésekre (TÖRÖK et al. 2009b, 2009c, VALKÓ et al. 2010). A kezdeti fajösszetétel (initial floristic composition) elmélete szerint a szukcesszió kezdeti szakaszában jelenlévő (akár propagulum formájában) fajok határozzák meg a későbbi szukcessziós stádiumok fajösszetételét (EGLER 1954, vö. WILSON et al. 1992). Mindezt ökológiai és természetvédelmi szempontból is kiemelten fontos a gyeprekonstrukció kezdeti szakaszában kialakuló gyomközösség vizsgálata, hiszen az elsőként megjelenő gyomközösség jelentős mértékben befolyásolhatja a vegetációfejlődés irányát és kimenetelét (LI et al. 2007, TÖRÖK et al. 2010). Jelen cikkben az alábbi kérdésekre kerestük a választ: (1) Milyen a gyepesítés kezdeti szakaszában kialakult gyomközösségek fajösszetétele és dominanciaviszonyai? (2) Milyen életforma-spektrumú gyomközösségek jelennek meg a területeken? (3) Milyen mértékben befolyásolja az eltérő előtörténet, a kialakuló gyomközösségek fajösszetételét és tömegességi viszonyait?

## Anyag és módszer

### Vizsgálati területek jellemzése és kezelése

Vizsgálatainkat a Hortobágyi Nemzeti Park területén, Tiszafüred és Egyek községek térségében végeztük. Az általunk vizsgált 23 korábbi mezőgazdasági területen a gyepesítést megelőzően lucernát (11 terület), napraforgót (6 terület), illetve gabonát (árpa, búza és rozs, 6 terület) termesztettek. A vizsgált területeken a „Gyepterületek rekonstrukciója és

mocsarak védelme Egyek-Pusztakócson” című LIFE-Nature program keretében végeztek gyepesítést (LENGYEL et al. 2007, NAGY és LENGYEL 2008, DÉRI et al. 2009; <http://life2004.hnp.hu>). Ennek célja a megmaradt természetes élőhely-foltok közötti összeköttetés megteremtése és védőzónák kialakítása volt. A gyepesítést megelőző talajmunkák minden év augusztusában folytak. Első lépésként a szántókon sekélyszántást, nehéz tárcsázást illetve könnyútárcsázást, szükség esetén simítózást végeztek. Ezt követte a vetőágy-előkészítés. Ez középnehéz fogással vagy kombinátorral történt, a cél aprómorzású vetőágy készítése volt. A vetési munkálatok szeptember végén, október elején folytak. Utolsó lépésként gyűrűshengerezést alkalmaztak a vetett felszín tömörítésére (DEÁK et al. 2008, TÖRÖK et al. 2008a). A talaj előkészítést követően kétféle, alacsony diverzitású magkeveréket vetettek (VIDA et al. 2008). Ennek során *Festuca rupicola*-t, *Bromus inermis*-t és *Poa angustifolia*-t tartalmazó lősz és *Festuca pseudovina*-ból és *Poa angustifolia*-ból álló szik magkeverék került kiszórásra mintegy 25 kg/ha mennyiségben (DEÁK et al. 2008, DÉRI et al. 2009, TÖRÖK et al. 2010). A mintaterületek talajának felső 20-30 cm-es rétege, közepesen kötött, semleges kémhatású, emellett magas foszfor és káliumtartalom, illetve alacsony sótartalom jellemzi, a korábbi művelés következtében erősen homogenizálódott (DEÁK et al. 2008).

### Mintavétel és adatfeldolgozás

Minden gyepesített területen egy 5×5 m-es mintavételi hely random módon került kijelölésre. Ezen belül négy, 1 m<sup>2</sup>-es kvadrátban 2006–2009 között, június elején mértük fel a vetést követő évben a megjelölt gyomközösségek fajonkénti százalékos borítás értékeit. A fajokat geophyta (G), hemikryptophyta (H) és therophyta (Th) csoportokra osztottuk (RAUNKIAER 1934). A rövidéletű csoportot Újvárosi életformarendszere (ÚJVÁROSI 1952) alapján tovább bontottuk T1 (kora tavaszi áttelelő egyévesek), T2 (ősszel kelő nyár eleji egyévesek), T3 (tavasszal kelő nyár eleji egyévesek), T4 (nyár utói egyévesek) csoportjaira. A területek fajgazdagságát és az egyes életformatípusok arányát több mint két csoport esetében ANOVA, illetve kettő csoport esetén Mann-Whitney-teszt segítségével vetettük össze (ZAR 1999). Az egy szántón lévő négy kvadrát borítás-, illetve fajszám adatainak átlagaival számoltunk a statisztikai elemzések során. Az eltérő előtörténetű területek vegetációjának összevetése során DCA ordinációt használtunk melyet CANOCO 4.5 programcsomaggal számoltunk (TER BRAAK és ŠMILAUER 2002).

### Eredmények

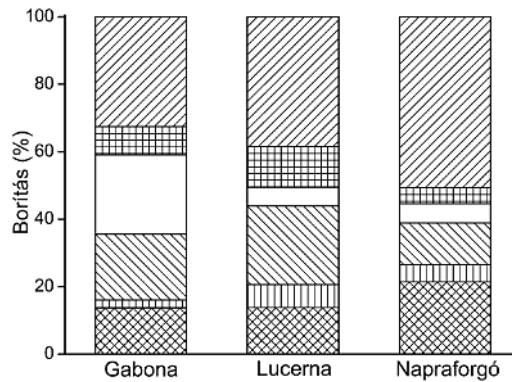
A lucernások első éves gyomnövényzetének domináns fajai rövidéletű kétszikűek voltak, 9 területen a *Matricaria inodora* vagy a *Capsella bursa-pastoris* volt domináns. Emellett egyes területeken a *Polygonum aviculare* (2 terület), *Bilderdykia convolvulus* (2 terület), *Fumaria scheicheri* (3 terület) is jelentős borítással fordult elő. Egyik korábbi lucernás helyén sem figyeltük meg *Cirsium arvense* által dominált gyomközösséget.

A napraforgó előtörténetű területek közül 4 területen rövidéletűek által dominált közösség alakult ki, melyek közül kettőben a *Matricaria inodora*, egyben a *Matricaria inodora* és a *Capsella bursa-pastoris*, míg egyben a *Chenopodium album* volt domináns. A további területeken (2 terület) a *Cirsium arvense* és a *Matricaria inodora* együttesen volt a meghatározó.

A gabonatóblák felhagyása után kialakult gyomnövényzetben is rövidéletű fajok (*Matricaria inodora*, *Capsella bursa-pastoris* és *Consolida regalis*) domináltak, egy területen volt domináns a *Cirsium arvense* (1. táblázat)

A vizsgált területeken összesen 104 faj fordult elő. A gabona és a lucerna előtörténetű területek átlagos fajszáma szignifikánsan magasabb volt, mint a napraforgó előtörténetű területeken talált fajszám (ANOVA;  $N=23$ ;  $F=7,529$ ;  $p<0,05$ ). A lősző magkeverékkel gyepesített területek kvadrátjaiban talált fajszámok szignifikánsan magasabbak voltak, mint a szik magkeverékkel gyepesített területeken (Mann-Whitney-teszt,  $N=23$ ,  $p<0,05$ ).

Előtörténettől és magkeveréktől függetlenül az egyéves gyomok borítása (Mann-Whitney-teszt,  $p<0,001$ ) és fajszáma (Mann-Whitney-teszt,  $N=23$   $p<0,001$ ) szignifikánsan nagyobb volt, mint az évelőké. A rövidéletű fajok közül minden területen a nyári csírázású (T4) fajok voltak jelen a legnagyobb borításban. A lucerna és a napraforgó előtörténetű területeken a T4-es csoport borítása szignifikánsan magasabb volt, mint a többi rövidéletű csoporté (ANOVA, lucerna:  $F=5,817$ ,  $N=11$ ,  $p<0,01$ ; napraforgó:  $N=6$ ,  $F=15,387$ ,  $p<0,001$ ). Az egyes életformakategóriákba tartozó növények borítása a különböző előtörténetű területek között nem tért el szignifikánsan (1. ábra).



1. ábra A különböző előtörténetű területek növényzetének életformaspektruma. - geophytonok (G), - hemikryptophytonok (H), - kora tavaszi áttelező egyévesek (T1), - ősszel kelő nyár eleji egyévesek (T2), - tavasszal kelő nyár eleji egyévesek (T3), - nyár utói egyévesek (T4).

Figure 1. Percentage cover of the life-forms in fields with different history. - geophytions (G), - hemikryptophytions (H), - therophytions with germination in the autumn and seed ripening in the spring (T1), - therophytions with a germination in the autumn and seed ripening in the early summer (T2), - therophytions with germination in the spring and seed ripening in the early summer (T3), - therophytions with germination in the spring and seed ripening in the autumn (T4).

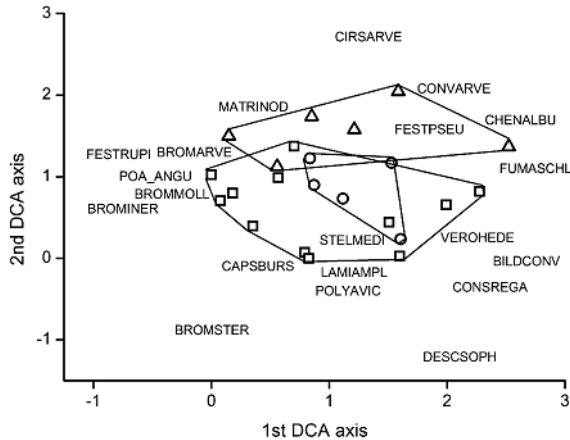


1. táblázat Gyakori fajok borítása a vizsgált területeken (%). A táblázatban a 10 legnagyobb borítással előforduló faj van feltüntetve. A fejlécben a területek kódjai szerepelnek: Sorszám (1-23), előtörténet (G-gabona, A-lucerna, N-napraforgó), vetett magkeverék (L-lősz, S-szik).

Table 1. Percentage cover scores of the 10 most frequent species. Abbreviations: numbers of the restored fields (1-23), last cultivated crop (G-cereal, A-alfalfa, N-sunflower), sown seed mixture (L-loess, S-alkali).

	1-G-L	2-G-S	3-G-S	4-G-S	5-G-S	6-G-S	7-A-L	8-A-L	9-A-L	10-A-L	11-A-L	12-A-L
<i>Matricaria inodora</i>	0,6	3,6	37,5	35,0	51,3	4,5	43,5	57,5	24,3	2,8	2,8	
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	7,5	4,5	2,8	19,5	33,8		8,5	2,1	30,0	21,5	80,0	20,5
<i>Fumaria schleicheri</i>	0,1	0,7	15,3	1,4						0,2	0,3	30,5
<i>Cirsium arvense</i>	50,0		0,8		0,8	1,0				0,1		
<i>Poa angustifolia</i>	4,4	2,0	0,3		0,4		12,5	2,9	6,3	8,3	0,2	0,6
<i>Bilderdykia convolvulus</i>		13,3	1,1					0,5		0,6	2,0	32,5
<i>Polygonum aviculare</i>		0,4	0,4	0,9	1,2	3,3	0,2	0,7	1,3	18,0	0,9	7,3
<i>Consolida regalis</i>	1,3	2,5	6,5	3,8	0,2	58,8			0,4	0,9		0,8
<i>Chenopodium album</i>	0,2	1,0	0,9	0,4	1,9	0,1		1,3	0,2	0,9	0,4	5,0
<i>Bromus inermis</i>	1,6						1,5	1,0	24,5	16,0	0,7	0,7
	13-A-L	14-A-S	15-A-S	16-A-S	17-A-S	18-N-L	19-N-S	20-N-S	21-N-S	22-N-S	23-N-S	
<i>Matricaria inodora</i>	1,6	0,2	33,0	1,4	33,8	18,3	40,5	1,1	41,5	21,5	21,5	
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	1,8	35,8	6,8	1,6	0,8		0,6		39,3		1,5	
<i>Fumaria schleicheri</i>	62,5	0,6		25,5		0,9		8,3		2,6		
<i>Cirsium arvense</i>	1,1				13,8		2,0		4,3	25,0	40,5	
<i>Poa angustifolia</i>		0,9	85,0	1,7		6,8	1,1	0,2		0,1	0,3	
<i>Bilderdykia convolvulus</i>	6,3	1,6		42,5						0,5		
<i>Polygonum aviculare</i>	1,0	50,0	9,0	2,4	0,3				0,2	0,9	2,7	
<i>Consolida regalis</i>					0,2			4,8				
<i>Chenopodium album</i>	3,0	0,3		16,0		6,3	1,8	23,5	0,2	4,3	1,8	
<i>Bromus inermis</i>						4,9						

ADCA ordináció alapján látható, hogy a gabona előtörténetű területek gyomvegetációja volt a leghomogénebb (2. ábra). A napraforgó előtörténetű területeket reprezentáló pontfelhők elkülönülnek a lucernásoktól és a gabona előtörténetű területek pontfelhőitől. Az elkülönülést főleg a *Cirsium arvense*, *Matricaria inodora*, *Convolvulus arvensis*, és *Chenopodium album* fajok tömeges előfordulása okozza. A lucerna és a gabona előtörténetű területek a kisebb termetű, rövidéletű gyomfajok tömegesebb jelenléte miatt válnak el a napraforgósoktól.



2. ábra DCA-ordináció a vegetáció százalékos borítás adatai alapján. A 20 leggyakoribb fajt tüntettük fel, a fajok genusz és species nevének 4-4 betűjének felhasználásával a következő példa alapján: MATRINOD = *Matricaria inodora*. Területek jelölései: üres kör = gabona, üres négyzet = lucerna, üres háromszög = napraforgó előtörténetű területek.

Figure 2. DCA ordination based on percentage cover data. The twenty most frequent species are shown. Abbreviations of the species names are based on the first four letters of the genus and species name, for example MATRINOD = *Matricaria inodora*). Notations: empty circle = cereal, empty square = alfalfa, empty triangle = sunflowers.

## Értékelés

A vizsgálati területeken található gyomközösségek alaptársulás szinten a *Capsello-Descurainia sophiae* MUCINA 1993 társulással azonosíthatók leginkább (MUCINA 1993). Az első évben legnagyobb tömegben rövidéletű fajok kolonizálták a területeket. A mezőgazdasági gyomok nagy része egyéves (ÚJVÁROSI 1973) és jellemző, hogy a mezőgazdasági (főleg egyéves) kultúrák felhagyása utáni pionír közösségekben főleg rövidéletű fajok jelennek meg nagy borítással (CSECSERITS és RÉDEI 2001, BLUMENTHAL et al. 2005, FENG et al. 2007). Restaurációs ökológiai szempontból ez kedvező, mivel ezek a növények egy vegetációs periódus alatt elpusztulnak és magjaik csírázásához valamint a csíranövények túléléséhez új szabad felszínre van szükség (ODUM 1969, HARPER 1977). Az élőlívek megerősödésével és vegetatív terjedésével párhuzamosan így kiszorulhatnak a területekről (REES és LONG 1992, ERIKSSON 1995, KELEMEN et al. 2010). Ehhez általában szükséges a megfelelő természetvédelmi kezelés, amely a gyp-

rekonstrukció kezdetén optimális esetben legelés és kaszálás kombinációja, később csupán ezek valamelyikének, elsősorban a céltársulásokban is jellemző kezelési mód, alkalmazása is elegendő lehet (HÁZI et al. 2009, 2010, PENKSZA et al. 2008, SZENTES et al. 2007, 2009).

Az élő gyomok közül csak a *Cirsium arvense* volt nagyobb mennyiségben jelen a területen. Az eddigi vizsgálatokban főleg gabonatóblák helyén végzett gyeprekonstrukciók során figyelték meg a *Cirsium arvense* dominanciáját (LAWSON et al. 2004, CRITCHLEY et al. 2006). Vizsgálatomban napraforgó és gabonatóblákon végzett gyepesítésekben is nagy borításban előfordult ez a faj. A tapasztalatok szerint a talajbolygatás elmaradása után bizonyos idő elteltével a *Cirsium arvense* kiszorulhat a területekről (vö. ŠTOLCOVÁ 2002), bár több kutatás figyelmeztet arra, hogy kezelés hiányában - főleg élő fajok dominanciája esetén - a gyomok által dominált közösség huzamosabb ideig fennmaradhat (PRACH és PYSEK 2001, McLACHLAN és KNISPEL 2005). Emiatt a további kezelések megválasztása és a gyeprekonstrukció sikeressége szempontjából ennek a jól terjedő, jó kompetíciós képességű, élő fajnak a jelenléte fontos tényező lehet. Annak oka, hogy azokon a területeken, ahol lucernát termesztettek nem jelent meg nagyobb mennyiségben a *Cirsium arvense* az lehet, hogy a lucerna jó gyomelnyomó képessége miatt (KEMENESY és MANNINGER 1966, LI et al. 2007) nem halmozódhattak fel nagy mennyiségben a *Cirsium arvense* vegetatív szaporító szervei és magvai a talajban.

A vizsgált közösségek életformaspektruma az egyévesek esetében hasonló ahhoz, amit Újvárosi tarlóhántásokról közölt az első (1952) és a második (1969-1971) országos gyomfelvételezés adatai alapján (ÚJVÁROSI 1973). Nyugat-magyarországi tarlók növényzetének vizsgálata során is a nyári egyévesek dominanciáját találták (PINKE et al. 2010). Minden területen a T4-es növények fordultak elő legnagyobb tömegben, mivel a nyár végi, őszi talajművelés, kis mennyiségű csapadékkal párosulva olyan körülményeket teremt, amelyeket a talajban, mag alakjában telelők képesek legjobban elviselni. Az ősszel csírázó fajok csíranövényei a szárazság és a talajmunkák miatt gyakran nem is képesek megjelenni vagy elpusztulnak (ÚJVÁROSI 1973). A T1-es (kora tavaszi egyévesek) mennyisége volt a második legnagyobb, ami a *Capsella bursa-pastoris* tömeges előfordulásával magyarázható. Ez a faj kedvező körülmények között egész évben csírázhat. Az élő csoporton belül a geofitonok magasabb aránya azzal magyarázható, hogy a felszántást követően vegetatív szaporítóképleteik a talajban maradhatnak és a talajmunkák miatt kialakult szárazabb mikroklímát is jobban tűrik (vö. ÚJVÁROSI 1973).

A hasonló táji környezet és kezelés okozhatja, hogy a különböző előtörténetű területek életformaspektrumában nem észleltünk szignifikáns különbségeket. A napraforgó előtörténetű területeken észlelt alacsonyabb fajszám lehetséges oka, hogy kezelésük során – kapás kultúráról lévén szó – folyamatosan intenzív mechanikai gyomirtást alkalmaztak (ÚJVÁROSI 1973).

Más vizsgálatokhoz hasonlóan a DCA ordináción jól látható, hogy a három eltérő előtörténet (mezőgazdasági kultúra) csekély hatással volt a kialakuló gyomvegetáció összetételére (ÚJVÁROSI 1973). A napraforgó előtörténetű területek valamivel jobban különböznek a másik két típustól, ez főleg a nagytermetű, erőteljes, élő gyom, a *Cirsium arvense* nagyobb arányú előfordulásával magyarázható. A vizsgált területek első évi vegetációjára a vetésnek és az alkalmazott magkeveréknek szintén nem volt jelentős hatása; a vetett fűvek két volt lucernás terület kivételével kis borításban voltak jelen.

### Köszönetnyilvánítás

A szerző köszönetét fejezi ki dr. Török Péternek és Dr. Tóthmérész Bélának széleskörű szakmai segítségével és támogatásáért. A kutatás minden fázisában segítségemre volt Valkó Orsolya, Míglécz Tamás, Deák Balázs és dr. Lengyel Szabolcs akiknek ezt ezúton mondok köszönetet. A terepi munka során Gál Lajos, dr. Lukács Balázs, Vida Enikő, Ölvedi Tamás Botond és Tóth Katalin volt segítségemre, köszönet érte. A vizsgálat kivitelezését az Országos Tudományos Kutatási Alapprogramok és a Norvég Finanszírozási Mechanizmus támogatta (OTKA NNF 78887, témavezető: dr. Lengyel Szabolcs).

### Irodalom

- ALBRECHT H. 2005: Development of arable weed seedbanks during the 6 years after the change from conventional to organic farming. *Weed Research* 45: 339–350.
- BARCZI A., PENKSZA K., GRÓNÁS V., POTTYONDY Á. 2006: A nyugat-magyarországi régió felhagyott szántóinak felmérése és újbóli használatuk megalapozása. (Általános irányelvek, zalai-dombsági példák) I. *Tájékológiai Lapok* 4: 79–94.
- BLUMENTHAL D. M., JORDAN N. R., SVENSON E. L. 2005: Effects of prairie restoration on weed invasions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 107: 221–230.
- BOTTA-DUKÁT Z., BALOGH L., SZIGETVÁRI CS., BAGI I., DANCZA I., UDVARDY L. 2004: A növényi invázióhoz kapcsolódó fogalmak áttekintése, egyben javaslat a jövőben használandó fogalmakra és definíciókra. In: MIHÁLY B., BOTTA-DUKÁT Z. (eds.): *Özönnövények. Biológiai inváziók Magyarországon. Természetbúvár Alapítvány kiadó, Budapest, pp. 35–60.*
- CRITCHLEY C.N.R., FOWBERT J.A., SHERWOOD A.J., PYWELL R.F. 2006: Vegetation development of sown grass margins in arable fields under a countrywide agri-environment scheme. *Biological Conservation* 132: 1–11.
- CSECSERITS A., RÉDEI T. 2001: Secondary succession on sandy old-fields in Hungary. *Applied Vegetation Science* 4: 63–74.
- DEÁK B., TÖRÖK P., KAPOCSI I., LONTAY L., VIDA E., VALKÓ O., LENGYEL SZ., TÓTHMÉRÉSZ B. 2008: Szik- és löszgyep-rekonstrukció vázfajokból álló magkeverék vetésével a Hortobágyi Nemzeti park területén (Egyek-Pusztaköcs). *Tájékológiai Lapok* 6: 323–332.
- DÉRI E., LENGYEL SZ., LONTAY L., DEÁK B., TÖRÖK P., MAGURA T., HORVÁTH R., KISFALI M., RUFF G., TÓTHMÉRÉSZ B. 2009: Természetvédelmi stratégiák alkalmazása a Hortobágyon: az egyek-pusztaköcsi LIFENature program eredményei. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 89–102.
- EGLER F. E. 1954: Vegetation science concepts I. Initial floristic composition, a factor in old-field vegetation development. *Vegetatio* 4: 412–417.
- ELLENBERG H. 1950: *Unkrautgemeinschaften als Zeiger für Klima und Boden.* Verlag Ulmer, Ludwigsburg.
- ERIKSSON O. 1995: Seedling recruitment in deciduous forest herbs: the effects of litter, soil chemistry and seed bank. *Flora* 190: 65–70.
- FENG D., HONG-BO S., LUN S., ZONG-SUO L., MING-ANA S. 2007: Secondary succession and its effects on soil moisture and nutrition in abandoned old-fields of hilly region of Loess Plateau, China. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces* 58: 278–285.
- GRIME, J. P. 1977: Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *American Naturalist* 111: 1169–1194.
- HARPER J. 1977: *Population biology of plants.* Academic Press, London.
- HUNYADI K. 1988: *Szántóföldi gyomnövények és biológiájuk.* Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- HÜPPE J., HOFMEISTER H. 1990: Syntaxonomische Fassung und Übersicht über die Ackerunkrautgesellschaften der Bundesrepublik Deutschland. *Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft* 2: 61–81.
- KELEMEN A., TÖRÖK P., DEÁK B., VALKÓ O., LUKÁCS B. A., LENGYEL SZ., TÓTHMÉRÉSZ B. 2010: Spontán gyep-regeneráció extenzíven kezelt lucernásokban. *Tájékológiai Lapok* 8 (1): 57–68.
- KEMENESY E., MANNINGER G. A. 1966: A lucerna termesztése és védelme. *Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.*
- KISS J., PENKSZA K., TÓTH F., KADÁR F. 1997: Evaluation of fields and field margins in nature production capacity with special regard to plant protection, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 63: 227–232.
- KORNAS, J. 1990: Plant invasions in Central Europe: historical and ecological aspects. In: DI CASTRI, F., HANSEN, A. J., DEBUSSCHE, M. (eds.): *Biological Invasions in Europe and the Mediterranean Basin.* Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 19–36.

- KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI A., BATÁRY P., BÁLDI A., HARNOS A. 2010: Interaction of local and landscape features in the conservation of Hungarian arable weed diversity. *Applied Vegetation Science*, in press. DOI: 10.1111/j.1654-109X.2010.01098.x
- LAWSON C. S., FORD M. A., MITCHLEY J. 2004: The influence of seed addition and cutting regime on the success of grassland restoration on former arable land. *Applied Vegetation Science* 7: 259–266.
- LENGYEL SZ., GÖRI SZ., LONTAY L., KISS B., SÁNDOR I., ARADI CS. 2007. Konzervációbiológia a gyakorlatban: természetvédelmi kezelés és tájrehabilitáció az Egyek-Pusztaköcsi LIFE-Nature programban. *Természetvédelmi Közlemények* 13: 127–140.
- LI J.-H., XU D.-H., WANG G. 2007: Weed inhibition by sowing legume species in early succession of abandoned fields on Loess Plateau, China. *Acta Oecologica* 30: 1–5.
- McLACHLAN S. M., KNISPEN A. L. 2005: Assessment of long-term tallgrass prairie restoration in Manitoba, Canada. *Biological Conservation* 124: 75–88.
- MUCINA L., GRABHERR G., ELLMAUER T. 1993: *Die Pflanzengesellschaften Österreichs*. Fischer Verlag, Jena-Stuttgart-New York.
- NAGY G. G., LENGYEL SZ. 2008. Egyek-Pusztaköcs (Hortobágy) madárvilága 2004 és 2006 között: a tájrehabilitáció második ütemének kezdeti hatásai. *Aquila* 114–115: 9–25.
- ODUM E. P. 1969: The strategy of ecosystem development. *Science* 164: 262–270.
- PÉCSI M. (szerk.) 1989: Magyarország nemzeti atlasza. Kartográfiai Vállalat, Budapest.
- PENKSZA K., TASI J., SZENTES SZ., CENTERI CS. 2008: Természetvédelmi célú botanikai, takarmányozástani és talajtani vizsgálatok a Tapolcai és Káli-medence szürkemarha és bivaly legelőin. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 6: 47–53.
- PINKE GY., PÁL R. 2005: Gyomnövényeink eredete, termőhelye és védelme. Alexandra Kiadó, Pécs.
- PINKE GY. 2000: A vetett növény és a differenciális fajok jelentősége a gyomtársulások leírásában. *Kitaibelia* 5: 319–330.
- PINKE GY., PÁL R., BOTTA-DUKÁT Z. 2010: Effects of environmental factors on weed species composition of cereal and stubble fields in western Hungary. *Central European Journal of Biology* 5: 283–292.
- PRACH K., PYŠEK P. 2001: Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecological Engineering* 17: 55–62.
- RADEMACHER B. 1948: Gedanken über Bergiff und Wesen des „Unkrauts“. *Z. Pflanzenkrankheiten u. Pflanzenschutz* 55: 1–10.
- RANDALL J. M. 1997: Defining weeds in natural areas. In: LUKEN, J. O., THIERET, J. W. (eds.): *Assessment and Management of Plant Invasions*, Springer-Verlag, New York, pp. 18–25.
- RAUNKIAER C. 1934 *The Life Forms of Plants and Statistical Plant Geography*. Oxford University Press, Oxford.
- REES M., LONG M. J. 1992: Germination biology and the ecology of annual plants. *American Naturalist* 139: 484–508.
- SCHNEIDER C., SUKOPP U., SUKOPP H. 1994: *Biologisch-ökologische Grundlagen des Schutzes gefährdeter Segetalpflanzen*. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- ŠTOLCOVÁ J. 2002: Secondary succession on an early abandoned field: Vegetation composition and production of biomass. *Plant Protection Science* 38: 149–154.
- SZENTES SZ., WICHMANN B., HÁZI J., TASI J., PENKSZA K. 2009a: Vegetáció és gyep produkció havi változása badacsonytördemeci szürkemarha legelőkön és kaszálón. *Tájökológiai Lapok* 7: 11–20.
- TER BRAAK C. J. F., ŠMILAUER, P. 2002: *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. Microcomputer Power, Ithaca, USA.
- TIMÁR L. 1954: *Szeged és környéke vetési gyomvegetációja*. Kandidátusi értekezés. Akadémiai nyomda.
- TÖRÖK P., DEÁK B., VIDA E., LONTAY L., LENGYEL SZ., TÓTHMÉRÉSZ B. 2008a: Tájéleptéku gyeprekonstrukció lősz és szik fűmag-keverékekkel a Hortobágyi Nemzeti Park (Egyek-Pusztaköcs) területén. *Botanikai Közlemények* 95: 101–113.
- TÖRÖK P., MATUS G., PAPP M., TÓTHMÉRÉSZ B. 2008b: Secondary succession in overgrazed Pannonian sandy grasslands. *Preslia* 80: 73–85.
- TÖRÖK P., MATUS G., PAPP M., TÓTHMÉRÉSZ B. 2009a: Seed bank and vegetation development of sandy grasslands after goose breeding. *Folia Geobotanica* 44: 31–46.
- TÖRÖK P., KELEMEN A., VALKÓ O., MIGLÉCZ T., VIDA E., DEÁK B., LENGYEL SZ., TÓTHMÉRÉSZ B. 2009b: Avarfelhalmozódás szerepe a gyepesítést követő vegetáció-dinamikában. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 160–170.
- TÖRÖK P., MATUS G., PAPP M., TÓTHMÉRÉSZ B. 2009c: Nyírségi homoki gyepok lúdlegelést követő regenerálódása és magkészlete. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 134–146.

- TÖRÖK P., DEÁK B., VIDA E., VALKÓ O., LENGYEL SZ., TÓTHMÉRÉSZ B. 2010: Restoring grassland biodiversity: Sowing low-diversity seed mixtures can lead to rapid favourable changes. *Biological Conservation* 143: 806–812.
- UBRIZSY G. 1954: Vizsgálatok őszi búzavetés agrofítocönózisában. *Növénytermelés* 3 (4): 281–299.
- ÚJVÁROSI M. 1952: Szántóföldjeink gyomnövényfajai és életforma-analízisük. *Növénytermelés* 1: 27–50.
- ÚJVÁROSI M. 1954: Szántóföldi asszociációk új értelmezése. *Botanikai Közlemények* 45: 183–192.
- ÚJVÁROSI M. 1973a: Gyomirtás. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- ÚJVÁROSI M. 1973b: Gyomnövények. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- VALKÓ O., TÖRÖK P., TÓTHMÉRÉSZ B., MATUS G. 2010: Restoration potential in seed banks of acidic fen and dry-mesophilous meadows: Can restoration be based on local seed banks? *Restoration Ecology* (in press). DOI: 10.1111/j.1526-100X.2010.00679.x.
- VARGA Z., VARGA SÍPOS J. 1984: A Hortobágyi Nemzeti Park sziki gyepeinek fitocönológiai viszonyai és szukcessziós kapcsolatai. *Botanikai Közlemények* 71: 63–77.
- VIDA, E., TÖRÖK, P., DEÁK, B., TÓTHMÉRÉSZ, B. 2008: Gyepek létesítése mezőgazdasági művelés alól kivont területeken: a gyepezítés módszereinek áttekintése. *Botanikai Közlemények* 95: 115–125.
- WALKER K. J., STEVENS P. A., STEVENS D. P., MOUNTFORD, J. O., MANCHESTER S. J., PYWELL R. F. 2004: The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biological Conservation* 119: 1–18.
- WILSON J. B., GITAY H., ROXBURGH S. H., KING W. M., TANGNEY R. S. 1992: Egler's concept of initial floristic composition' in succession - ecologists citing it don't agree what it means. *Oikos* 64: 591–593.
- ZAR, J. H. 1999: *Biostatistical Analysis*. Fourth Edition. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, USA.

FIRST YEAR WEED ASSEMBLAGES IN FORMER CROPLANDS FOLLOWING SEED SOWING  
OF NATIVE GRASSES IN HORTOBÁGYI NATIONAL PARK (HUNGARY)

A. KELEMEN

Department of Ecology, Faculty of Science and Technology, University of Debrecen  
H-4010 Debrecen, P.O. Box 71., e-mail: kelemen.andras12@gmail.com

**Keywords:** life traits, *Cirsium arvense*, seed mixture, early colonisers, grassland restoration

Early colonising assemblages determine the development of vegetation. Thus, their study can be useful in planning further management actions. In a grassland restoration project in Egyek-Pusztakócs (Hortobágy National Park) the weed vegetation in twenty-three former croplands (cereal, alfalfa and sunflower) was studied in the first year after sowing of low diversity seed mixtures of native grass species. In the study the following questions were addressed: (i) Which species are characteristic to the early assemblages in the first year after sowing? (ii) What is the life-form spectrum of the early colonising assemblages? (iii) Does the type of former cultivated crop influence the species composition of weed assemblages? We found that neither the sown seed mixtures nor the former cultivated crop had a considerable effect on the composition of the early assemblages. The studied assemblages in most fields were dominated by short-lived species. This is beneficial for grassland recovery, because these species can easily be suppressed by the sown grasses within a few years. In a few former cereal and sunflower fields high cover of the noxious perennial weed, *Cirsium arvense*, was detected. In most of the former alfalfa fields no *C. arvense* cover was detected. Mowing or grazing are frequently needed to suppress *C. arvense*.

## MULTISPEKTRÁLIS FELVÉTELEK ALAPJÁN KÉSZÜLŐ TEMATIKUS TÉRKÉPEK MINŐSÉGE, A TEREPI FELBONTÁS ÉS A KÉPMINŐSÉG FÜGGVÉNYÉBEN

BAKÓ Gábor

Szent István Egyetem – Interspect Kft.

2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: bakogabor@interspect.hu

**Kulcsszavak:** távérzékelés, felszínborítás térképezés, természetvédelem, tájgazdálkodás

**Összefoglalás:** A topográfiai, felszínborítási, élőhely elemzési térképek, és egyéb térinformatikai állományok túlnyomórészt különböző légi és űrfelvételek interpretálásával készülnek. Ezek az elemzések nem mentesek a torzításoktól, hibákat tartalmaznak. Vizsgálataim során arra kerestem a választ, hogy a különböző feltérképezni kívánt felszínborítási elemek milyen felbontás-tartományú felvételekről interpretálhatók megfelelő pontossággal.

Adott mintaterületen, azonos körülmények között, azonos képi minőségben, de különböző terepi felbontással előállított légifelvétel-térképek interpretálásával vizsgáltam 29 felszínborítási kategória észlelhetőségét és lehatárolásának pontosságát. A vizsgálatot 10, 20, 50 cm terepi felbontású légifelvétel-mozaikon végeztem el és az eredményeket összehasonlítottam egymással, valamint a CORINE Land Cover 2006 kiértékelési térképpel.

Kutatásom kizárólag a térbeli felbontásból adódó interpretációs különbségek vizsgálatára épül. Javasolataim megfogalmazása során nem végeztem gazdaságossági szempontokat is figyelembe vevő optimalizációt a felvétel-típusok kiválasztásához. Ezért azt a felbontás-tartományt tekintem gazdaságos felbontásnak, ahol az adott felszínborítási kategóriára vonatkozó kiértékelési torzítás már elhanyagolható, és a felbontás további növelésével már nem tapasztalható jelentős torzítás csökkenés. A vizsgálat csupán diszkrét terepi felbontás-értékeken elvégzett kísérlet, amelynek legfontosabb tanulsága az, hogy az elemezni kívánt jelenség, objektum, élőhely szerint kell megválasztani a felvételezés felbontását. Lakott területek feltérképezésénél 1 m-nél nagyobb, ökológiai jellegű vizsgálatokhoz, és mikroklíma modellezéshez 10 cm-es vagy annál részletesebb, a közút és vasúthálózat térinformatikai adatbázisba történő felvételéhez 20 cm vagy annál nagyobb terepi felbontású felvételeket alkalmazunk. Amennyiben természetvédelmi szempontú kárfelemzéshez térképezzük fel a tájsebek által érintett felszíneket, 20 cm körüli terepi felbontású légifelvételekkel lehet a leggazdaságosabban elvégezni a feladatot. Az illegális hulladéklerakók – 10 cm terepi felbontásnál részletesebb légifelvételekről térképezhetőek. A vadgazdálkodás a 10 cm terepi felbontású felvételeket vagy az annál részletesebb állományokat tudja érdemben felhasználni. A füves élőhelyek elemzése 3–7 cm terepi felbontást igényel. A mezőgazdaság számára elegendőek lehetnek a 20 cm terepi felbontású felvételek, de amennyiben igazán pontos adatokra van szükség a növénybetegségek által sújtott területek, a pontosabb terméshozambecslés, meliorációs munkák előkészítése, tervezése, a munkálatok eredményének ellenőrzése szempontjából, érdemes lehet 10 cm terepi felvételeket választani. Az erdőgazdálkodás számára meglepően pontos információ-forrást jelentenek az 50 cm terepi pontosságú felvételek, amennyiben a lombos, örökzöld, bebokrosodó cserjés, és fiatal erdőrészeket elkülönítésére szorítkozunk.

### Bevezetés

A természetvédelmi vizsgálatok, a szennyező források felderítése, a környezeti állapot-felmérés elősegítéséhez nagymennyiségű – általában nehezen beszerezhető – térbeli adatra van szükség. Az ilyen információs állománynak, a változások nyomon követhetősége érdekében naprakésznek és archiválhatónak kell lennie. A terepi vizsgálatoknak finansiális, jogi és térbeli (pl. megközelíthetőség) korlátai vannak, bár a legtöbb esetben kétség kívül ezek a helyszíni mérések vezetnek a legpontosabb eredményhez. Bizonyos területnagyság és részletesség-igény fölött kizárólag terepi módszerekkel lehetetlen naprakészen dokumentálni a térszín állapotát (LICSKÓ 2005). A nagy területre kiterjedő területhasználati, felszínborítási adatok megszerzésének egyetlen hatékony módszere a távérzékelés (LICSKÓ 1998), azonban ez a módszer kizárólag helyszíni ellenőrzéssel,

mintavételezéssel együtt szolgáltat igazán megbízható adatokat. Bármilyen távérzékelte adatról legyen is szó, a kiértékelési lehetőségek nagymértékben függenek annak felbontásától. A tapasztalatok azt mutatják, hogy jelentős kiértékelési torzulásokat okoz, ha az egyes elemzéseket nem a keresett objektum-típusnak, az adott feladatnak megfelelő felbontás-tartományban készült távérzékelte állományon végzik el (BAKÓ 2010a).

A digitális fotó-térképek merőleges kameratengelyű légi felvételek speciális feldolgozásával készülnek. Egyesítik a geometriailag pontos térkép és a részletgazdag fénykép előnyös tulajdonságait. A geometriai pontosság mellett megőrzik az adott időpont felszíni információit, amelyek számos módszerrel, a legkülönbözőbb elemzési szempontok szerint kiértékelhetők (BAKÓ 2010b). Archiválva hozzáférhetőek maradnak később felmerülő, új vizsgálati szempontok alkalmazása érdekében is, térbeli változások nyomon követését, retrospektív vizsgálatokat tesznek lehetővé. Objektíven tükröznek egy adott időpontra vonatkozó valóságot. A fotó-térképezés, mint a távérzékelés többi ágazata is az egyre növekvő geometriai felbontás irányában fejlődik. Ez a tendencia pontosabb megfigyeléseket, biztonságosabb lehatárolást hoz magával. (BURAI és TAMÁS 2007a)

Vizsgálataimhoz passzív távérzékelési módszerrel készítettem felvételeket. Passzív távérzékelésről beszélünk, ha nem használunk külső energiaforrást csak érzékelőket (CSORNAI és DALIA 1991). A távérzékelte adatok kiértékelési lehetőségei függenek a felvétel geometriai, radiometriai és a spektrális felbontásától (WINKLER 1975). Növeli az elemzés pontosságát, ha többféle spektrális tartományban, különböző spektrális ablakok szimultán elemzésével végezzük el azt. A spektrális ablakok olyan hullámhossz-tartományok, amelyeknél kevésbé jelentős a légkör elnyelése (CSORNAI és DALIA 1991).

Csatornaszám alapján megkülönböztetünk

- ▶ egy csatornás: pankromatikus (PAN)
- ▶ több csatornás: multispektrális (MSS)
- ▶ kis sáv szélességű (2–10 nm), nagy csatornaszámú hiperspektrális felvételeket.

A pankromatikus felvételeknél – azonos terepi felbontás és pontosság mellett – több információt, és széleskörű kiértékelési lehetőségeket hordoznak a multispektrális és hiperspektrális felvételek. A hiperspektrális felvételek terepi felbontása általában kisebb, a multispektrális felvételek elkészítése, beszerzése viszont kevésbé költséges. A multispektrális felvételek kevesebb számú, de szélesebb sáv szélességű csatornát tartalmaznak a hiperspektrális felvételekkel szemben (BURAI és TAMÁS 2007b).

A digitális felvételek esetében is fontos a dinamikai tartomány, az árnyalatterjedelem szélessége. Amennyiben a képen található legsötétebb és legvilágosabb pont közti különbség nem elég nagy, nem létezik helyes expozíció, a felvételeken beégett, vagy árnyékos területek jelentkeznek. Ezek a területeken a kiértékelési lehetőségek korlátozottak. Rendkívül fontos a színhelyesség, a színvisszaadás pontossága. A valószínűs digitális felvételek három csatornából épülnek fel. A vörös (R), zöld (G) és kék (B) csatornák együtt tartalmazzák a ~380–780 nm hullámhosszúság tartománybeli értékeket (a képalkotó szenzor spektrális érzékenységtől, és az expozíció során beérkező sugarak hullámhosszától függően). Ezeknél a felvételeknél minden pixel színét ez a három alapszín adja. A számítástechnika és az internet jelenlegi fejlettségi szintje még csak a 24 bites színes digitális felvételek használatát teszi lehetővé szélesebb körben. A 24 bites felvételek három 8 bites csatornából épülnek fel, ahol 0–255 értéket vehet fel minden csatorna. Ezért akár  $255^3=16777216$  féle színárnyalat is lehet egy adott pixel egy 24 bites digitális felvételen. (MARKELIN és HONKAVAARA 2004)



Korunk digitális fényképezőgépei, szkennerei és a modern számítógépek képesek 12–14 bites csatornákat rögzíteni és kezelni. A  $3 \times 16$ , azaz 48 bites RGB felvételek esetében egy pixel  $3 \times 65536$ , azaz 196608 féle színértéket vehet fel. A multispektrális felvételek esetében legtöbbször több csatornánk van háromnál, növelve a detektálható objektumok, jelenségek számát, és a kiértékelés pontosságát.

A légkör zavaró hatásai is alapvetően befolyásolják a felvételek minőségét, különbségek mutatkozhatnak kiértékelési lehetőségek szempontjából a levegő páratartalmának függvényében. Az ultraibolya, a látható és közeli infravörös tartományban az atmoszférikus szórás hatása jelentős. (BELÉNYESI et al 2008)

Fontos megemlíteni, hogy a különböző spektrális ablakok másként érzékenyek a légköri hatásokra. A közeli infravörös tartomány esetében például jelentősebb információcsökkenést okozhat a borult időjárás, mint a látható tartományban készült felvételek esetében. (IPAC 2007).

További nagyon fontos tényező a kép minősége és a kiértékelési pontosság szempontjából a jel-zaj viszony, a képvándorlás-mentesség, a geometriai pontosság, a felvételezés időszakában érvényes időjárási viszonyok, a közeghatás és a függőleges kameratengelytől való eltérés (L1 szabályzat 1977)

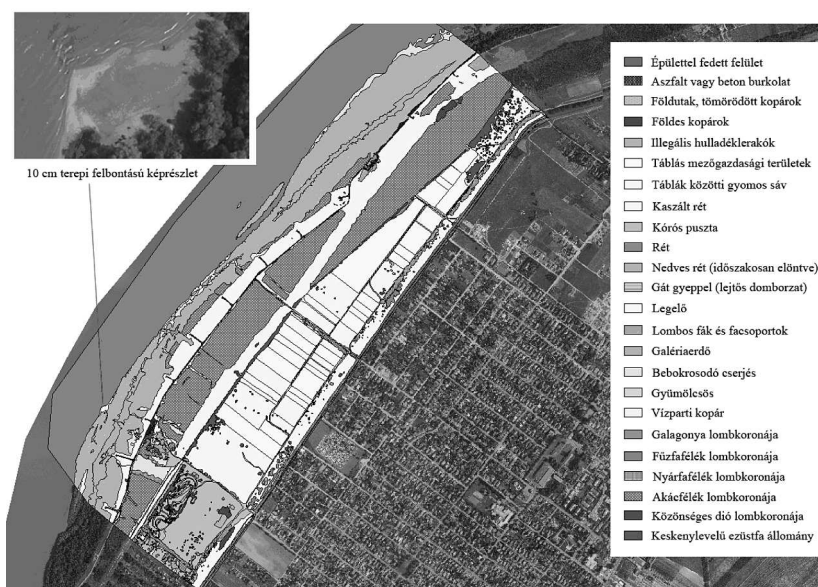
## Anyag és módszer

Vizsgálataim mintaterületül egy környezetvédelmi problémákkal sújtott vízbázist választottam, Halásztelek város Duna parti külterületén. A területen megtalálható felszínborítási elem esetében vizsgáltam az interpretálhatóság és a terepi felbontás összefüggéseit a különböző felbontású felvételekből nyert felszínborítási térképek összehasonlításával. A saját készítésű légifelvételekből nyert felszínborítási adatok mellé a vizsgálatba bevontam a CORINE Land Cover 2006 mintaterületemre vonatkozó vektoros állományát is. Konkrét céloom az volt, hogy meghatározzam milyen különbségeket mutat az így nyert adatbázis a nagyfelbontású, részletesebben kiértékelt adatbázisaimhoz képest, adott mintaterület esetében.

### A mintaterület légifényképezése

Mintaterületül Halásztelek város egyik 256 hektáros külterületi részét választottam (1. ábra), ahol a Budapest ivóvizét szolgáltató csápos kutak egy része található. A területet számos környezeti probléma terheli: illegális hulladék elhelyezés, invazív növényfajok terjedése, egy – a vízbázissal közvetlenül határos – cross versenypálya zaj és légszennyező, valamint tájatalakító hatása. Szintén terhelést jelent a juhlegeltetésből származó nitrát szennyezés.

Mivel vizsgálataim során arra kerestem a választ, hogy a terepi felbontás miként befolyásolja a valószínűs és a közeli infravörös felvételek esetében a fotó-mozaikok kiértékelési pontosságát, azonos eljárással készített légifelvétel-térképet interpretáltam különböző terepi felbontások mellett 2008. július 2-án, 9:41 és 10:38 között, 13 repülési soron, 800 m relatív repülési magasságból végeztem légifényképezést Halásztelek várost, és a tőle délre található repülőteret. Az összes képkockára jellemző fényképezési adatok: 50 mm fókuszávolság, 1/1500 sec záridő, 4,8 blende, és



1. ábra A mintaterület 10 cm terepi felbontású légifelvétel-mozajkjának interpretációjával előállított felszínborítási térképe

Figure 1. Land Cover Map of the sample area made by interpreting of the 10 cm field resolution aerial mosaics

ISO 200 érzékenység. A területről ekkor készült 382 felvételtől fotómozaikot készítettem, amit síkfotogrammetriai módszerrel, az 1:10.000 méretarányú EOVTOPográfiai térképhez transzformáltam. Az újramintavételezésnél köbös konvolúciót alkalmaztam. A korlátozott anyagi források miatt geodéziai mérésekre nem volt lehetőség, a felvételeket kizárólag a referencia-térkép segítségével tudtam geometriailag helyesbíteni. Ezért nem ortofotó minőségű térképet, de 10 cm terepi felbontású, egy méteres terepi pontosságú légifelvétel-mozajköt nyertem. 2008. szeptember 2-án, 2009. november 25-én és 2010. március 31-én megismételt légifényképezést végeztünk. Erre azért volt szükség, hogy ellenőrizni tudjam, hogy a júliusi légifelvétel-mozajk elemzésekor levont következtetések három hónap távlatában, és több mint egy évvel később is helytállóak-e. A 3. és 4. felvételezésre szándékosan lombmentes időszakban került sor, hogy vizsgálni tudjam a lombos és lombmentes időszakban készített légifelvételek elemzési lehetőségeinek különbségeit is. Az első és a 4. repülésre Cessna 182, a másodikra Antonov An 2, míg a harmadikra Cessna TU 206 típusú repülőgépről került sor. Az első alkalommal Nikon D 3 digitális fényképezőgéppel és Nikkor 50 mm 1.4 D objektívvel, a második alkalommal Canon EOS 1Ds Mark III, a negyedik alkalommal pedig Nikon D3X típusú digitális fényképezőgéppel és AF-S Nikkor 50 mm 1.4 G objektívvel végeztem a felvételezést. 2009. november 25. esetében Váradi Zsolt által végzett felvételezésből származó képeket használtam, a Telecopter Kft. engedélyével. Ezek a felvételek RC-30 típusú analóg mérőkamerával készültek 23×23 cm méretű filmre, 152 mm fókusztávolságú objektívvel. (A 152,0 ±3 mm nagyformátumú objektív nagy látószögű objektívnek minősül a 23×23 cm filmnél (SPECIFICATION FOR AERIAL SURVEY PHOTOGRAPHY 1982), míg az 50 mm fókusztávolságú objektív normál objektív kisformátum esetében).

### **A CORINE 2006 felszínborítási adatbázisából származó állomány**

A naprakész felszínborítási adatbázis felállítására egész Európában fontos követelmény. Mivel a CORINE Land Cover (CLC) célja Európa felszínborításának feltérképezése egységes elvek alapján 1:100.000 méretarányban, európai szinten ez a felszínborítási adatbázis szolgáltatja jelenleg az elérhető legnagyobb tematikus és geometriai felbontású információt a földfelszínborításról ([http1](http://1)). Az adatbázis gazdája az European Environment Agency (EEA). A számítógépes tematikus térkép (adatbázis) a mesterséges felszínek, mezőgazdasági területek, erdők és félig-természetes területek, vizenyős területek és vízfelületek öt fő csoportban 44 kategóriát tartalmaz. Az adatbázis létrehozása geometriailag korrigált űrfelvételek (űrfotó-térképek) vizuális, számítógéppel segített interpretációjával történik (BÜTTNER 2004). A program átfogó térbeli adatokat szolgáltat az országos és Európai szintű döntésekhez, de sokszor nem elégíti ki a helyi szervezetek és gazdálkodók információigényét, méretarányából, így terepi felbontásából adódóan. A CORINE Land Cover 2006 esetében 20 m terepi felbontású 4 csatornás űrfelvételekből nyerték a felszínborítási információkat a mintaterületem esetében. A legkisebb térképezett terepi folt mérete 25 ha, a legkisebb térképezett vonalas elem szélessége 100 m.

### **A különböző terepi felbontású légifelvétel-mozaikok és a CLC 2006 összehasonlító vizsgálata**

A vizsgálat kulcskérdésének megválaszolásához összehasonlítottam egymással a mintaterületről ugyanabban az időben, de eltérő térbeli felbontással általam készített légifelvételekből származtatott tematikus felszínborítási térképeket, valamint a 2006 nyarán készült űrfelvétel alapján interpretált CORINE Land Cover 2006 tematikus felszínborítási térképrészletet. A légifelvétel-térképeket Arcview 3.2 InterView 2000 szoftverrel értékeltem ki, vizuális módszerrel. A szoftvert a Földmérési és Távérzékelési Intézet Környezetvédelmi Távérzékelési Osztálya bocsátotta a rendelkezésemre. A CLC 2006 felszínborítási térképrészlet felhasználását a FÖMI Környezetvédelmi Távérzékelési Osztálya engedélyezte. A kiértékelés során többszöri terepbejárást és helyszíni ellenőrzést végeztem. Ha elfogadjuk, hogy a 10 cm terepi felbontású fotó-térkép interpretációjával nyert vektoros állomány a legpontosabb jelenleg elérhető térbeli adatbázis a területről, akkor ehhez viszonyíthatjuk a kisebb terepi felbontású (20 és 50 cm) azonos időpontban készült fotó-térképek kiértékelési torzulásait.

Az interpretált légifelvételek terepi pontossága jobb, mint 1 m, ezért a minimális térképezett terepi folt (MMU) méretét 1 m<sup>2</sup>-ben, a legkeskenyebb térképezett elem szélességét pedig 0,5 méterben állapítottam meg. A CORINE Land Cover 2006 esetében az MMU erősen meghatározza a vektoros felszínborítási térkép részletességét. A CORINE térképek tekintetében a mintaterületemre vonatkozóan meglepően pontos volt az erdők lehatárolása, ugyanis a kis terepi felbontást valamelyest ellensúlyozza az alkalmazott űrfelvétel közeli infravörös spektrális csatornája, a terepi mintavételezés, a modern feldolgozási eljárás és az energia, amit a kiértékelésbe fektetnek. Sajnálatos azonban, hogy a CORINE esetében a felbontás és az MMU szabta korlátok miatt elvész, azaz más kategóriába sorolódik be minden 25 hektárnál kisebb felszínborítási elem. Így egyes felszínborítási kategóriák területe nagyobb lesz, más kategóriáké csökken vagy meg sem jelenik a térképen.

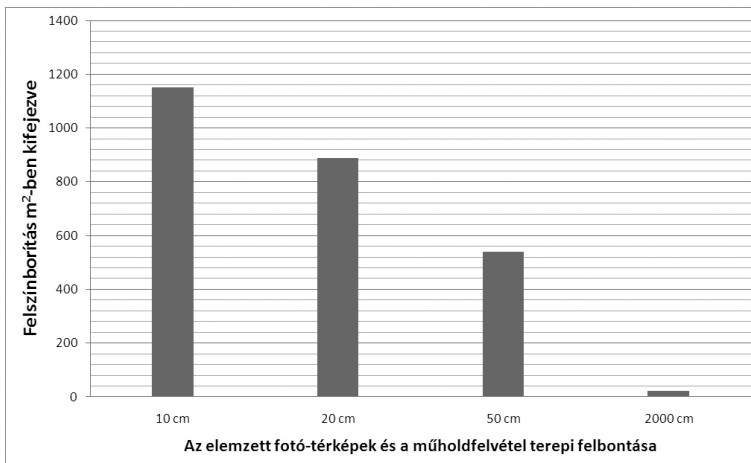
A 2008. 07. 02-án készített 10 cm terepi felbontású légifelvételéből előállított EOVS légifelvétel-mozaik képi minősége kiváló, ami azt jelenti, hogy észlelhető felhőárnyék, képzaj, színtorzulás nem terheli az elemzett raszter állományt. A felvételeknek kizárólag a felbontását csökkentve 20 és 50 cm terepi felbontású légifelvétel-mozaikokat nyertem, amelyeken elvégeztem az interpretációt, ahogyan az eredeti 10 cm terepi felbontású légifotó-mozaikon is. A 2006-os CORINE felszínborítási adatbázisból a mintaterületre leválogatott, teljesen kész, vektoros felszínborítási térkép két évvel korábbi állapotot rögzít, de 2006 és 2008 között (a CORINE 1:100.000-es léptékében szemlélve) nem történt a területen jelentős változás.

## Eredmények

### Az interpretálhatóság összefüggése a felbontással

Vizsgálataim eredménye többféle hiba és torzítás-lehetőségre hívja fel a figyelmet, melyeket felszínborítási típusonként mutatok be.

Az épületek és mesterséges objektumok által lefedett felületek összegének tekintetében megállapítható, hogy a kisfelbontású távérzékelte állományokból nyert alapadatok. A 2. ábrán a négy diszkrét felbontási érték esetén jól megfigyelhető, hogy minél nagyobb földfelszíni terület képződik le egy pixelen, az ember alkotta objektumok (épületek, vízügyi műtárgyak és egyéb építmények) annál jobban belemosódnak a környezetükbe, kevert pixelek formájában.



2. ábra Az épületek által fedett területek felismerésének, lehatárolásának eredménye különböző terepi felbontású felvételekből kiindulva

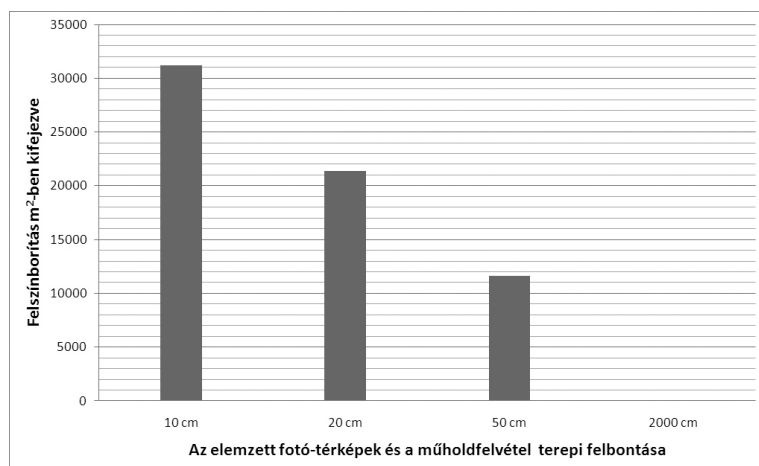
Figure2. Area of identified buildings on aerial photographs at different field resolution

Amennyiben nem az egyes épületeket, hanem a lakott területeket, ipartelepeket, úthálózattal és épületekkel sűrűn borított felszíneket vizsgáljuk, az elemzés hibái ellenkező irányba tolnak el. Az épületek közötti zöldfelületek, kopások és egyéb, kis- vagy keskeny területet lefedő kategóriák kerülnek szilárd burkolattal és épülettel lefedett talaj kategóriába a kis felbontású felvételek elemzése során. Pedig az ilyen felszínek területösszege jelentős lehet ökológiai vagy mikroklíma folyamatok modellezésekor.

Az aszfaltozott vagy beton burkolattal lefedett utak, terek, gyárudvarok esetében még több elemzéstörzítési lehetőség adódhat, hiszen annál a terepi felbontásnál, ahol a vonalas létesítmények szélessége már kisebb, mint a legkisebb térképezett vonalas elem szélessége, ez a felszínborítási kategória nem felismerhető, és ezáltal nem lehatárolható. A vonalas létesítmények térképi szimbóluma általában adott vastagságú vonal. Ügyelni kell arra, hogy amennyiben egy kisebb felbontású felvétel elemzésekor integrálni szeretnénk a végeredményhez egy úthálózati térképet, arányosan olyan szélességet adjunk meg az útszakaszoknak, amilyen szélesek a valóságban. Amennyiben nem használunk a topográfiai, út és vasúthálózat térképeket a felszínborítás elemzésénél, akkor ügyelnünk kell arra, hogy a vonalas létesítmények arányosan, a valódi szélességükből adódó, megfelelő területtel jelentkezzenek az elemzés során. A lombkorona által fedett területeken az útszakasz szélessége és pontos helye csak a szakaszt környező, folytatólagos részekből becsülhető. Ilyenkor ezek az egyébként összességükben jelentős méretű objektumok azon túl, hogy nem jelentkeznek saját felszínborítási kategóriájuknál a végeredményben, más felszínborítási kategóriák területét növelik meg, hibásan. Úgy tapasztaltam, hogy amikor ennek a hibának az elkerülése érdekében segítségül hívjuk például az úthálózatot megjelenítő térinformatikai réteget, a torzulás a másik irányba tolódik el: nagyobb értéket kapunk az utak által fedett összes területre, mint a valóságban.

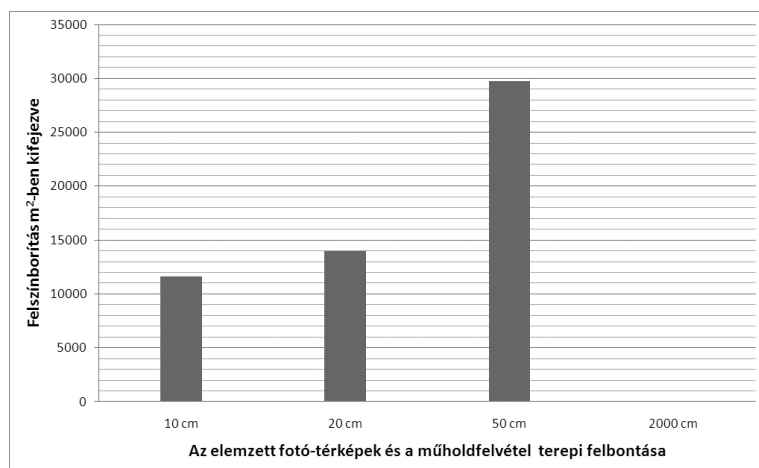
Az elemzéseim során a burkolt utak vizsgálatával párhuzamosan vizsgáltam földutakat, az ösvényeket és azok a földes kopárokat, ahol a talaj szerkezete a felszínen erősen tömörödött volt, nem kedvezve a csapadék beszivárgásnak és egyéb folyamatoknak. Azért választottam így a felszínborítási kategóriát, hogy egy ökológiai szempontokat előtérbe helyező vizsgálat során is értékes térbeli adatot nyújtson a tematikus kiértékelési térkép. (Például evaporáció számítása, hidrológiai térképek, stb.). Megfigyelhető, hogy amíg az aszfalttal burkolt autótutak szélessége nagyjából szabványos – és ezért az észlelhetőség határa eléggé meghatározott – addig a földutak és ösvények esetében – a nagyon változó szélesség miatt – lineárisan csökkent az észlelt és lehatárolt felületek területösszege (3. ábra).

A következő vizsgált felszínborítási kategória a tájsebeket, az előzőnél lazább talajszerkezetű földes kopárokat, azaz olyan talajfoltokat foglal magába, amelyeket nem fednek növények, és nincs jelentő humuszréteg a felszínen. A 4. ábra azt mutatja, hogy a 10–50 cm felbontású légifelvételek esetében minél kisebb felbontású fotómozaikból nyertem a felszínborítási térképet, annál nagyobb felszínek kerültek ebbe a kategóriába. Ennek oka, hogy a viszonylag sűrűn elhelyezkedő, de a térszint még nem totálisan elfedő lágyszárú növények a felbontás csökkenésével egyre kevésbé látszanak. A kevert pixelek színe pedig gyakran a kopár földfelszín felé tolódik el kis felbontásnál (20–50 cm) még akkor is, ha a felszínrészletet 50%-nál jobban uralja a növényzet. Tapasztalatom szerint tehát 50–100 cm terepi felbontás között a kisebb (2 m–60 m átmérőjű) földes kopárok észlelhetősége jelentősen romlik.



3. ábra A földutak és tömörödött kopárok által fedett területek lehatárolásának eredménye különböző terepi felbontású felvételekből kiindulva

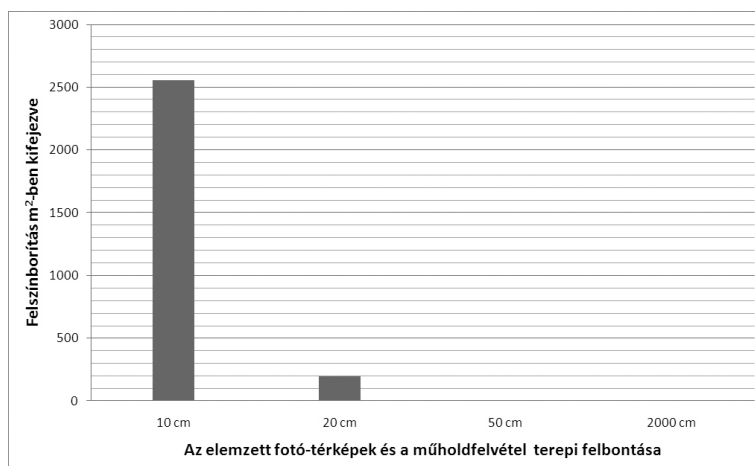
Figure 3. Area of identified dirt roads and solid bare soils on aerial photographs at different field resolution



4. ábra A tájsebek, humuszos réteget veszített talajfelszínek (kopárok) által fedett területek lehatárolásának eredménye különböző terepi felbontású felvételekből kiindulva

Figure 4. Area of identified degraded (damaged) landscapes and bare soils (lost topsoil) on aerial photographs at different field resolution

A hulladékkal sűrűn borított, hulladékhalomokkal fedett felszínek észlelésével és lehatárolásával kapcsolatban egyértelműen megállapítható, hogy a pontos meghatározás és területlehatárolás 50 cm terepi felbontású felvételek esetében már nem lehetséges (5. ábra). A 0,5–20 m átmérőjű illegális hulladéklerakók pontos helye és területe légi-felvétel-térképek elemzésével csak 20 centiméternél nagyobb terepi felbontású légi-felvételek alapján határozható meg.

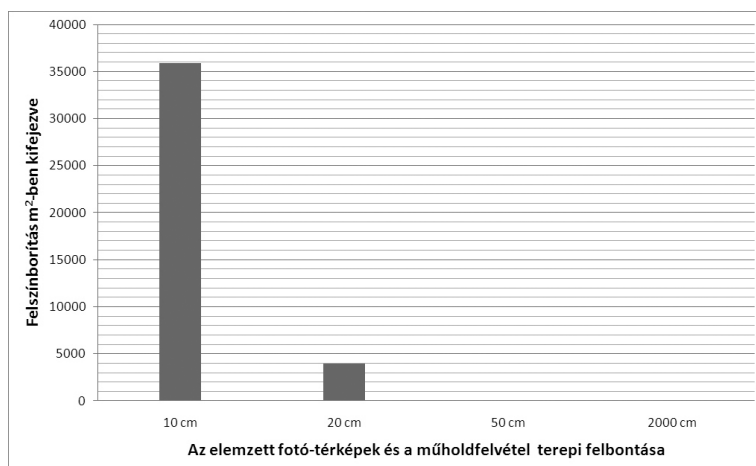


5. ábra Az illegális hulladék elhelyezéssel sújtott felszínek lehatárolási eredménye különböző terepi felbontású felvételekből kiindulva

Figure 5. Area of identified illegal waste deposits on aerial photographs at different field resolution

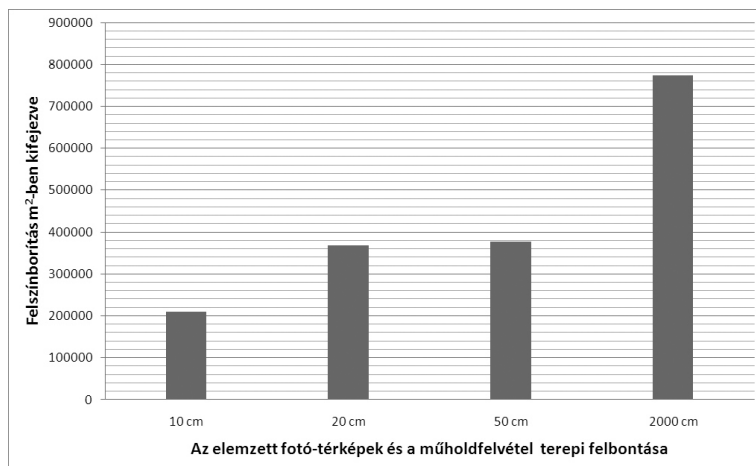
A táblás mezőgazdasági művelésű területek a kisfelbontású felvételekből nyert tematikus térképeken kevésbé összetett módon jelennek meg, mint a részletesebb fotó-térképek elemzésével készített térképeken. Ennek oka, hogy a táblák közötti gyomos sáv és a gazdasági utak, rosszabb esetben a fasorok is a mezőgazdasági táblák területét növelik. Pedig ezek a kisebb „ökológiai folyosók” meghatározóak az élővilág szempontjából. A gyomos sávok eltűnése a mezei élettérben élő apróvadfajaink (fácán, fogoly mezei nyúl) állomány csökkenését eredményezi. Az 6–7. ábra a felbontás függvényében szemlélteti a mezőgazdasági táblák között húzódó mezsgyék és a mezőgazdasági táblák interpretálható területeit. Megfigyelhető, hogy a táblák közötti gyomos sáv és a kisebb gyalogutak észlelhetőségének csökkenésével hogyan növekszik a táblákhoz sorolt terület és, hogy 50 centiméternél kisebb felbontás esetében már a mezővédő erdősávok is a táblák területét növelik.

Ha egybefüggő, nagy (néhány hektár) területeket borító felhagyott mezőgazdasági területek, kaszálók és legelők vannak a mintaterületen, akkor ezek 50 cm terepi felbontású és annál jobb minőségű fotó-mozaikok alapján viszonylag jól és pontosan azonosíthatóak, lehatárolhatóak és elemezhetőek. Minél elszórtabban és tagoltabban helyezkednek el, annál inkább érdemes nagyobb felbontású felvételeket készíteni az elemzéshez. A 8. 9. és 10. ábra összehasonlításával jól érzékelhető, hogy a sok 20–50 m átmérőjű terepi foltként jelentkező, alapvetően pusztai terület azonosíthatósága romlik a felbontás csökkenésével, míg a néhány nagyobb (50–500 m) terepi foltként megjelenő hasonlóan pusztai terület észlelése viszonylag könnyű, még fél méteres felbontás esetén is. Ha a tagolt felszínborítási elem részterületei között a távolság is nagyobb, az azonosíthatóság még jobban romlik a kisebb felbontás-tartományban.



6. ábra A mezőgazdasági táblák közötti gyomos sávok által fedett területek lehatárolási eredménye különböző terepi felbontású felvételekből kiindulva

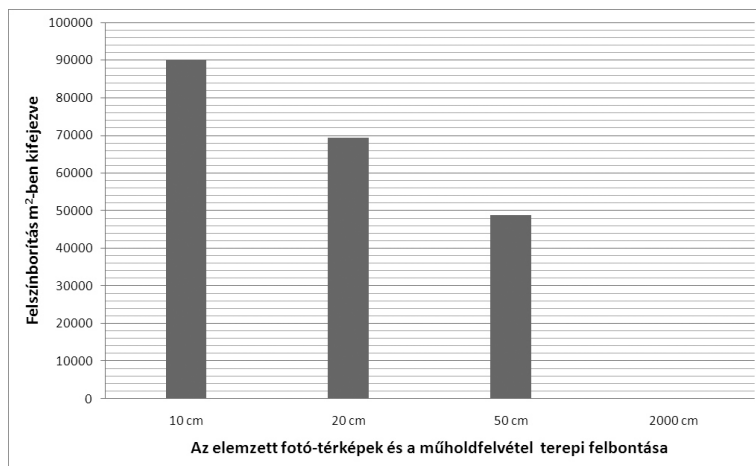
Figure 6. Area of identified weedy strips between agricultural fields on aerial photographs at different field resolution



7. ábra A táblás mezőgazdasági területek által fedett földfelszín lehatárolási eredménye különböző terepi felbontású felvételekből kiindulva

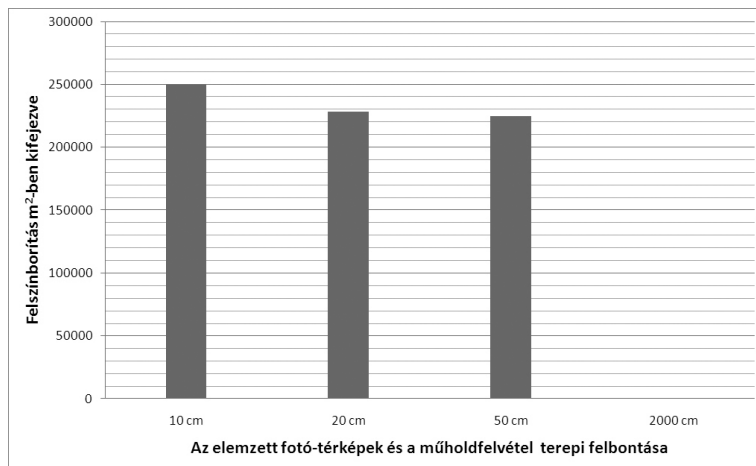
Figure 7. Area of identified agricultural fields (plough-land) on aerial photographs at different field resolution





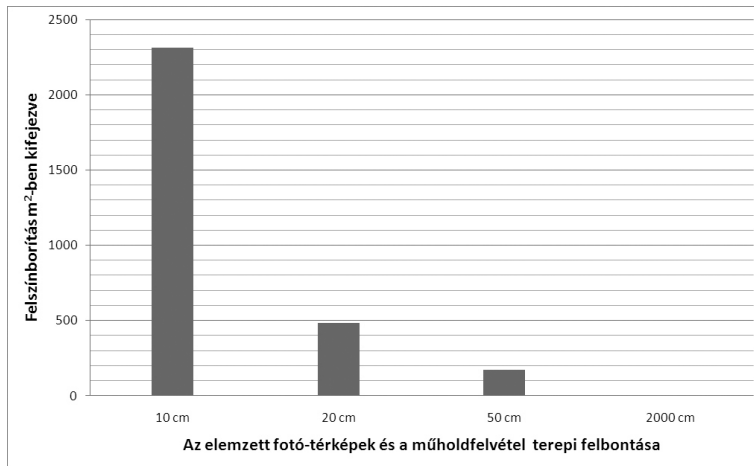
8. ábra A tagoltabb, nagyterjedésű felhagyott mezőgazdasági területek észlelhetősége a felbontás függvényében

Figure 8. Area of identified large-scale abandoned agricultural land on aerial photographs at different field resolution



9. ábra A tagoltabb, nagyterjedésű felhagyott mezőgazdasági területek észlelhetősége a felbontás függvényében

Figure 9. Area of identified large-scale abandoned agricultural land on aerial photographs at different field resolution



10. ábra Egybefüggő, nagykiterjedésű kaszálók észlelése a felbontás függvényében

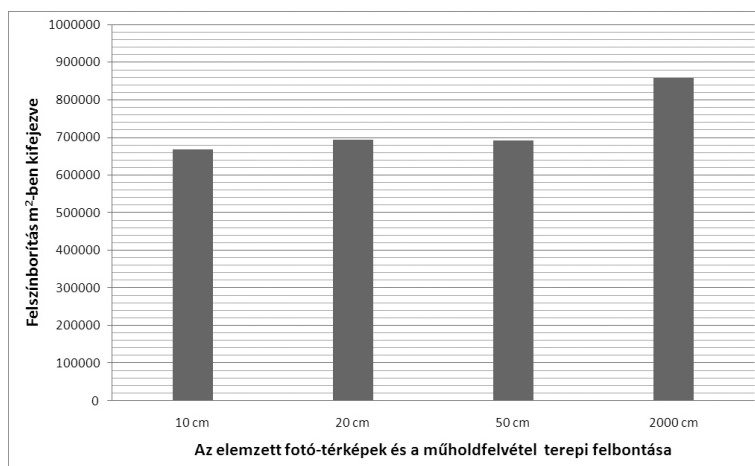
Figure 10. Area of identified large scale meadows on aerial photographs at different field resolution

A táblák felmérésekor, a termésbecslés során is jelentős hibát okoz a kiértékelési torzítás. A mezőgazdasági táblák között és a táblák belsejében elhelyezkedő egyéb felszínborítás kategóriák (vagy növénybetegségek által károsított táblafoltok) tévesen növelik az egészséges táblák területére vonatkozó adatokat. A megállapítás ugyanúgy érvényes az RGB és a közeli infravörös csatornára is.

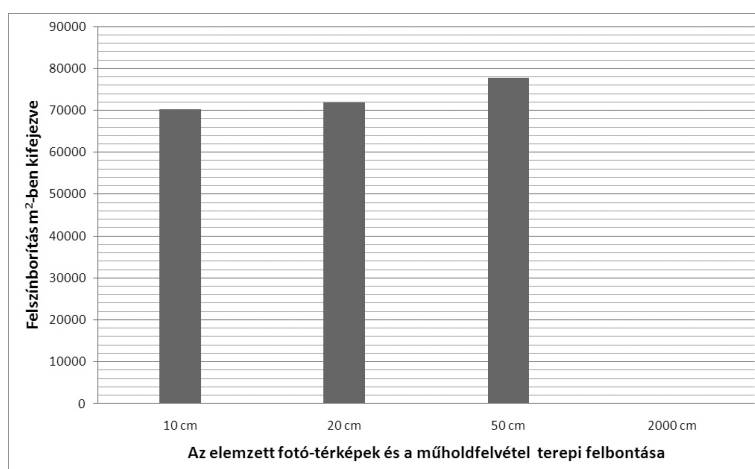
A kisebb területet lefedő felszínborítási elemek lehatárolásában az egyik legnagyobb hibaforrás az árnyékok félreértelmezése. A nedves, helyenként vízzel elárasztott rétek és a kaszálók területét tévesen csökkentheti a környező facsoportok területének javára a fák árnyéka, amikor a felvételeken nem tudjuk pontosan megkülönböztetni az árnyékokat a lombkorona szélétől. 50 cm terepi felbontásnál és annál kisebb felbontású felvételek esetén ez a hibalehetőség nehezebben szűrhető ki. 20 cm terepi felbontásnál nagyobb felbontású légifelvétel-térképek esetében az árnyékok könnyen felismerhetők, ezért hatásuk nem jelentkezik az eredményben.

A lombos fák lombkoronája által fedett területek meghatározása 10, 20 és 50 cm terepi felbontású légifelvételek alapján egyaránt jól kivitelezhető (11. ábra), több méteres terepi felbontású űrfelvételek esetében azonban hibás eredményekhez vezet. A lombkorona által fedett területek aránya nagyon megnövekszik a valósághoz képest a kifelbontású felvételekről interpretált felszínborítási térképeken, ezért az ökológiai vizsgálatok során érdemes nagyfelbontású felvételekből gyűjteni a térbeli információkat.

Összefüggő erdőterületek esetében a kifelbontású űrfelvételek hibája azért nem vezet nagyobb tévedésekhez, mert a kisebb facsoportokat, és erdősávokat nem tekintik valódi erdőknek, ugyanakkor a tisztásokat az erdőterülethez interpretálják. Ha azonban ökológiai vagy erdőgazdálkodási szempontból értékeljük a helyzetet, az ilyen eredmények rendkívül rosszul tükrözik a valóságot (12. ábra).



11. ábra Lombs fák és facsoportok által borított terület az egyes elemzéseknél a felbontás függvényében  
 Figure 11. Area of identified deciduous trees and groves on aerial photographs at different field resolution



12. ábra A bebokrosodó cserjések és a fiatal erdőrészek elkülönítése az erdőktől, csak nagy és közepes felbontású felvételek alapján oldható meg  
 Figure 12. Area of identified scrubland and young forests on aerial photographs at different field resolution

Az eddig bemutatott kategóriáknál jóval részletesebb elemzést is végeztem. A nagyfelbontású légifelvételek lehetővé teszik a fás szárú növényfajok elterjedésének vizsgálatát, a flóratérképezést is. Úgy találtam, hogy a 10 cm közeli terepi felbontás-tartományban nagyon pontos fajmeghatározás végezhető fák esetében. Itt már a szín, textúra, méret, és morfológiabeli különbségek is jelentkeznek az egyes fafajok között. Bizonyos fajokat teljes biztonsággal el lehetett különíteni a mintaterületen. Ilyenek voltak a keskenylevelű ezüstfa (*Elaeagnus angustifolia*), a közönséges dió (*Juglans regia*) vagy a galagonya (*Crataegus oxyacantha*). A különböző akácfélék egymástól nem, de minden más fafajtól jól megkülönböztethetőek 10 cm terepi felbontásnál. Ugyanezt tapasztaltam a hárs

(*Tilia*), nyár (*Populus*) és fűzfafélékkel (*Salix*), vadgesztenye (*Aesculus hippocastanum*), közönséges platán (*Platanus acerifolia*) és tiszafa (*Taxus baccata*) esetében. A felsorolt fajok azonosítása 20 cm terepi felbontásnál még elég pontos volt, de a felbontás csökkenésével arányosan nőtt a korrekt azonosításhoz szükséges terepbejárások száma. A facsoportok lehatárolása tekintetében elmondható, hogy a felbontás csökkenésével – 50 cm terepi felbontástól – jelentősen leromlott a fajazonosítás és a lehatárolás pontossága is.

### Értékelés

A vizsgálat általános tanulsága, hogy a nagyterjedésű, homogén textúrájú és színvilágú területek észlelése kevésbé felbontás függő, mint a tagolt, összetett tájak felszínborítás elemeinek észlelése. Azok a tagolt, kisebb területet lefedő felszínborítási elemek, amelyek több szempontból (intenzitás, szín, textúra) eltérnek a környezetüktől, könnyebben észlelhetők, mint a csupán egy szempontból eltérő kisebb területek. Ebből következik, hogy az elemezni kívánt jelenség, objektum, élőhely szerint kell megválasztani a felvételezés felbontását, amennyiben ezt a gazdasági szempontok is megengedik. Egy-egy felszínborítási kategória esetében létezik karakterisztikus méret (terület vagy szélesség), amit figyelembe kell venni megfelelő eredmény eléréséhez.

A felbontás kiválasztásának fontos szempontjait a következőkben foglalhatjuk össze: az adott felszínborítási elem észlelhetősége, lehatárolhatósága, a gazdasági szempontok, az információk kinyerésére rendelkezésre álló idő, és a vizsgálatok pontosságigénye, valamint az alkalmazott kiértékelési módszer.

Épületek, mesterséges objektumok pontos lehatárolása céljából, 50 centiméternél nagyobb terepi felbontású képállományt válasszunk. Abban az esetben, ha ökológiai jellegű vizsgálatokhoz, és mikroklíma modellezéshez szeretnénk adatot kinyerni a képekből, 10 cm terepi felbontású vagy annál részletesebb állományokat használjunk. Lakott területek természet közeli felszínektől való elkülönítéséhez akár 20–100 m terepi felbontás is elegendő lehet. Természetvédelmi szempontú kárfelméréshez a tájsebek által érintett felszínek térképezéséhez 20 cm körüli terepi felbontású légifelvételek alkalmazhatók a leggazdaságosabban. A közút és vasúthálózat térinformatikai adatbázisba történő felvétele történhet nagy pontosságú vektoros térképek vagy alaprajzok segítségével, amennyiben azok mindenhol a vonalas létesítmények valódi szélességét és állapotát mutatják. Amennyiben kizárólag fotó-térképről interpretáljuk ezeket a létesítményeket 20 cm terepi felbontású vagy annál nagyobb részletességű felvételek használata ajánlott. Az illegális hulladéklerakók, külterületi szeméthalmok biztonságos észleléséhez 10 cm terepi felbontásnál részletesebb légifelvételekre van szükség. A vadgazdálkodás szempontjából is előnyösek a 10 cm terepi felbontású felvételek, mert a mezőgazdaság által használt területeken ezeken már jól elkülöníthetőek a táblák közötti gyomos sávok, és az erdők és egyéb élőhelyek is jól felmérhetőek. Az erdők fafajtainak összetétele, a nádasok, mocsarak és vízpartok élőhely típusai jól elemezhetőek. Az eljárás szabványosításával (azonos kameratípus alkalmazása, megfelelő időjárási körülményekhez igazított felvételezési időpont, és az utómunkálatok állandósága esetén) elérhető, hogy az egyes fafajták mindig jól elkülöníthetőek legyenek, mert a különböző időpontban és területeken készített felvételeken hasonló színvilággal, textúrával rendelkeznek az egyes fafajok. A füves élőhelyek elemzése még részletesebb felvételezést igényel, 3–7 cm terepi

felbontásnál jól lehatárolhatóak a homogén társulások foltjai. A mezőgazdaság számára elegendőek lehetnek a 20 cm terepi felbontású felvételek de, amennyiben igazán pontos adatokra van szükség (növénybetegségek által sújtott területek felderítése, pontosabb terméshozambecslés, meliorációs munkák előkészítése, tervezése, a munkálatok eredményének ellenőrzése, stb.), érdemes lehet 10 cm terepi pontosságú felvételeket választani. Az erdőgazdálkodás számára megfelelően pontos információ-forrást jelentenek az 50 cm terepi felbontású felvételek, ha csupán a lombos és örökzöld erdőket, és a bebokrosodó területeket kell elkülöníteni az egyéb felszínborítási kategóriáktól. Amikor a flóra részletesebb vizsgálatába bocsátkozunk, és az erdők, valamint facsoportok faji összetételét is meg kell határozni, ehhez 5–25 cm terepi felbontású légifelvételeket érdemes beszerezni. A felbontást a legfontosabb vizsgálandó fajoktól függően kell megválasztani.

### Köszönetnyilvánítás

Szeretném megköszönni Licskó Béla (Vítuki Nonprofit Kft.), Dr. Belényesi Márta (Szent István Egyetem), Dr. Büttner György és Maucha Gergő (FÖMI Környezetvédelmi Távérzékelési osztály) javaslatait, tanácsait és útmutatásait.

### Irodalom

- BAKÓ G. 2010a: Nagyfelbontású légifényképezés alkalmazása a települési szintű környezetvédelemben, és a természetvédelemben, Diplomadolgozat, pp. 30–53
- BAKÓ G. 2010b: Ingen nagyfelbontású légifelvétel-mozaikok készítése kis- és középfarmatúmu fényképezőgépekkel – Geodézia és kartográfia 2010/6 LXII. pp. 21–29, 49
- BELÉNYESI M., KRISTÓF D., MAGYARI J. 2008: Távérzékelés a környezetgazdálkodásban. Gödöllő.
- BURAI P., TAMÁS J. 2007a: Távérzékelési módszerek összehasonlító elemzése mezőgazdasági mintaterületeken, Interdiszciplináris Agrár- és Természettudományok Doktori Iskola, Debrecen. p. 3.
- BURAI P., TAMÁS J. 2007b: Távérzékelési módszerek összehasonlító elemzése mezőgazdasági mintaterületeken, Interdiszciplináris Agrár- és Természettudományok Doktori Iskola, Debrecen. p. 16.
- BÜTTNER GY. 2004: Környezetállapot értékelés távérzékelés segítségével, informatikai vonatkozások. Környezetállapot értékelés Program Munkacsoport tanulmányok 2003–2004, Földmérési és Távérzékelési Intézet, Budapest. p.7.
- CSORNAI G., DALAI O. 1991: Távérzékelés, főiskolai jegyzet. Erdészeti és Faipari Egyetem Földmérési és Földrendezői Főiskolai Kar, Székesfehérvár.
- LICSKÓ B. 1998: A Szigetköz környezetállapot változásának légifelvételek kiértékelésével történő vizsgálata. VITUKI Beszámoló, Budapest.
- LICSKÓ B. 2005: Az 1999–2000 évi belvizek légi felmérésének tapasztalatai. Vízügyi közlemények Különszám IV. kötet.
- MARKELIN L., HONKAVAARA E. (2004): Procedures for radiometric quality control of scanned CIR images. In: International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences 35(B1): 249–254.
- SPECIFICATION FOR AERIAL SURVEY PHOTOGRAPHY, CANADA, 1982: Interdepartmental Committee on Air Surveys p. 13.
- WINKLER P. 1975: Légifényképek minőségének javítása, FÖMI kutatási beszámoló, FÖMI Könyvtár.
- L1. Szabályzat a mérőkamerás légifényképezések megrendelésére, előkészítésére, vizsgálatára és szolgáltatására. 1977.
- http1: Corine2006 felszínborítási adatbázis. <http://terrestrial.eionet.europa.eu/CLC2006/>
- http2: IPAC STAFF. „Near, Mid and Far-Infrared”. NASA ipac. Retrieved 2007.04.04. <http://www.ipac.caltech.edu/Outreach/Edu/Regions/irregions.html>. ISO 20473:2007

---

QUALITY OF THEMATIC MAPPING BASED ON MULTISPECTRAL  
IMAGES DEPENDING ON THE FILED RESOLUTION

G. BAKÓ

Szent István University- Interspect Ltd.  
H-2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: bakogabor@interspect.hu

**Keywords:** remote sensing, land cover mapping, nature conservation, land management

Highly detailed spatial data and thematical map databases are necessary for ecological, climatic and hidrological models, as well as for modern administrational and environmental decision making. The topography, land cover and habitat maps are made by interpreting different air and space images. These interpretations are not free of distortions. I tried to find the best resolution range for interpreting the different land cover elements. Determining optimal resolution range for the restriction of certain surface-cover categories, habitats and plant species has emerged as a demand during the research, by examining the extent of analysis distortion. I have restricted the basic qualitative characteristics and resolution necessary for the analytical methods of different thematic surface-covers. I found that the mapping of inhabited areas requires 1 m or higher field resolution of the basic raster image. Mapping of road and rail network, land farming areas, conservation perspective, extent of the damage assessment mapping requires 20 cm or higher resolution. 10 cm or higher geometric resolution basic image-maps good for thematic mapping of illegal waste deposals, areas of wildlife management, information for micro-climate modeling and the analysis of grassland habitats.

Different land cover categories require basic images with different special resolution ranges. The quality of the basic photo-map determines the distortions of the interpretation.

## SUCCESSFUL RED DEER MANAGEMENT IN SOUTHERN TRANSDANUBIA AND ITS PHYSICO-GEOGRAPHICAL BACKGROUND

SIPŐCZ Márk<sup>1</sup>, LÓCZY Dénes<sup>2</sup>, TÖRZSÖK András<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Institute of Geography, e-mail: kivu@freemail.hu

<sup>2</sup>Institute of Environmental Sciences, e-mail: loczyd@gamma.ttk.pte.hu

<sup>3</sup>Institute of Geography, e-mail: andrastorzok@citromail.hu  
University of Pécs, H-7624 Pécs, Ifjúság útja 6.

**Keywords:** land evaluation, physical environment, game management, red deer, mesoregion, Southern Transdanubia

**Summary:** The paper examines the factors of the physical environment which exert remarkable influence on the conditions of game management in Southern Transdanubia, a part of Hungary particularly rich in natural values. The focus is on the traditional lead game of hunting in Hungary red deer, whose populations – although still rather isolated in space – have showed a spectacular upswing recently. The long traditions of deer management are briefly outlined. The demands of deer for a favourable habitat are analysed and international survey methods are presented. The landscapes of Transdanubia are suitable for red deer to variable degrees. The health conditions of red deer are described by the quality of their antlers. Regional differences in antler types are presented. Climatic, vegetation and soil conditions are evaluated from the viewpoint of providing favourable red deer habitat. As an example of game management problems, Gemenc Forest is cited, a well-preserved flood-plain area, which is rated excellent for big game hunting.

### Introduction

The European red deer is among the largest game animals on the continent. It is an ungulate species of Holarctic distribution, endemic in Eurasia, North America and North Africa and was introduced to South America, Australia and New Zealand (PÁLL 1985, CSÁNYI 2007). The red deer (*Cervus elaphus*) stock of Hungary developed along the border of the distribution areas of a Western European (*C. e. elaphus*) and an Eastern European and Balkanic (*C. e. hippelaphus*) subspecies – with the predominance of the former. Differences between subspecies are observed in body size, thickness of neck mane and length of tail.

By the first years of the 21<sup>st</sup> century Hungarian big game stocks have reached a level never seen before. This claim equally applies to quantitative and qualitative parameters and is particularly true for red deer.



Figure 1. Red deer

1. ábra A gímszarvas (*Cervus elaphus*)

Forrás: <http://www.fotohaz.hu/fotoarena/showphoto.php?photo=175189&size=big&password=&sort=1&cat=507>

Although there was some decline of stock in the early 1990s, the upward trend has continued ever since (TÓTH and SZEMETHY 2000). This is an undoubtedly successful branch of game management, which shows a spectacular rise in comparison with other branches (GODÓ 2002).

## Methods

### **The red deer population of Hungary in historical overview**

Indirect evidence shows that it has been present in the Carpathian Basin from early Holocene times (SZEDERJEI 1961). Their distribution must have been much more uniform than today since large areas were forested – even in the Great Plain (CSÓRE 1976), particularly on floodplains along major rivers and in higher-lying groves. The situation began to change following the settlement of Magyars in the Carpathian Basin and the growth in the density of human population. Human action – uncontrolled hunting, large-scale deforestation and expanding farming – are primarily responsible for the major decline of stocks in medieval times. The bottom was hit in the mid-19th century, around the date of the Austro-Hungarian Compromise, when according to estimates (TURÓS 1994) the red deer population of the Carpathian Basin could not exceed one thousand (!). Disappearing natural enemies, like wolves and lynxes, as well as the introduction of legal protection (the Act on Hunting in 1873, which marked the beginning of modern game management) contributed to an increase in red deer population. In 1884 the national statistics indicated that 2252 animals were shot in Hungary and new stocks introduced. The trend continued to World War I, when around 10 000 shootings were reported. Thus, half a century saw a 20-30-fold growth in total red deer population. By the 1940s the size of the Hungarian stock reached 12 000–14 000 heads within the present boundaries of the country. The losses of World War II can be illustrated by the 1946 figure: red deer numbers were estimated at less than 5000 then.

Due to the establishment of game reserves, organized winter feeding and a strict regulation of hunting (although professional expertise was far from being satisfactory), pre-war red deer numbers were restored by the early 1960s. The reorganization of agriculture into large-scale farming had a favourable impact on big game as large agricultural fields provide ample food and excellent shelter. (In contrast, small game like partridge suffered severely from large-scale farming.) Hunting was a favourite pastime of the communist party elite and also an important source of income of hard currency from primarily West German and Austrian hunters (VAJDICS 2003), therefore, the maintenance and expansion of game populations was regarded a priority task in the regulation of land use and nature conservation – particularly in border zones of restricted entry, which were abundant in Southern Transdanubia (Figure 2). Consequently, by the 1970s population had grown to 30 000 and, according to optimistic estimates, it peaked at 176 000 around 1990 (CSÁNYI 2000), while according to more conservative estimates (TURÓS 1994) it was only slightly above 100 000 (Figure 3). The real number could be somewhere between these two limits. The trophies of high award presented to the visitors of the World Hunting Exhibition of 1971 added to the esteem of Hungary as an important hunting nation. After the change of the political regime in 1990, a new Act on Hunting was not passed until 1996 and the position of hunting associations was strengthened. The growth of stocks also had deleterious impacts: as the extension of habitats available considerable reduced, it is certain that game density (and its pressure on the environment) had to increase remarkably over the decades and the age proportions shifted and younger animals became overwhelming.



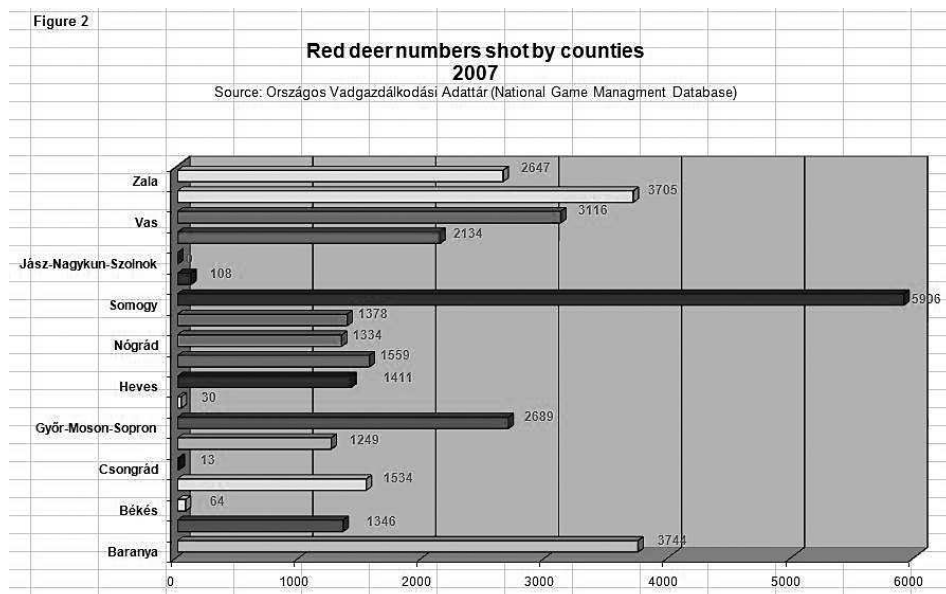


Figure 2. Red deer numbers shot by counties, 2007

2. ábra A gímszarvas elejtése megyénként, 2007

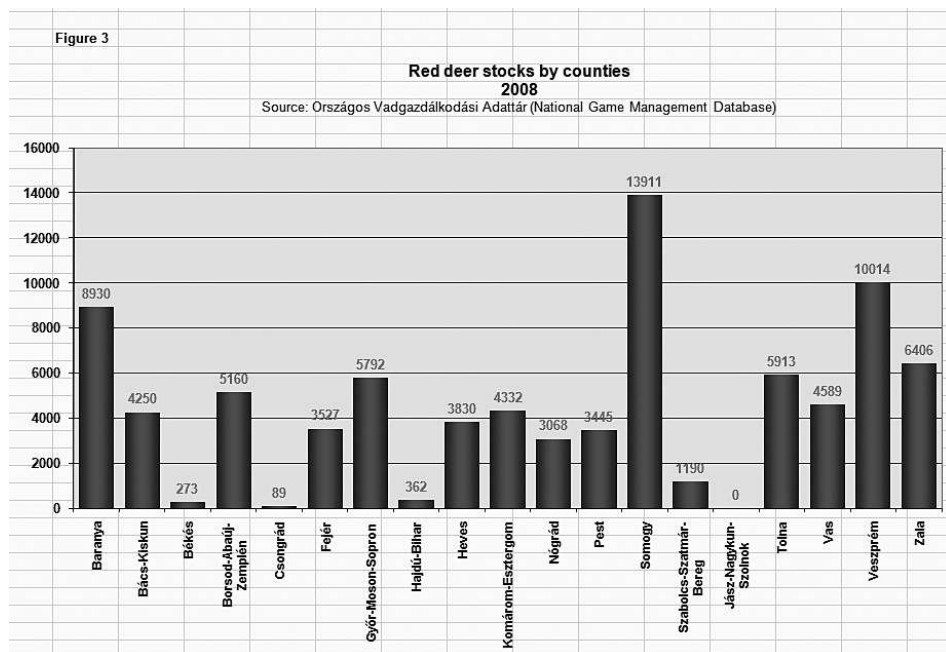


Figure 3. Red deer stocks by counties, 2008

3. ábra A gímszarvas állománya megyénként, 2008

### **Environmental characteristics of red deer habitat**

Red deer is a forest game and prefers woodland of diverse composition (RITTER et al. 1999). Research (SZEMETHY et al. 2003) indicates that mixed forests of considerable extension, consisting of trees of various age, having dense undergrowth of high bushes are particularly favourable habitats for red deer. In an ideal case the proportion of deciduous trees (oak, hornbeam, beech and others) reaches 60 per cent in the woodland. The diversity and connectivity of the landscape are equally important characteristics for a red deer habitat.

Relying on fossil finds it was reconstructed that the original habitat of red deer was swampy floodplain woods and the shrinking of wetland areas forced it to extend its distribution to woodland on higher ground, i.e. in hills and mountains. Although open grassland or farming land are not among the favourable habitat for this animal, in the immediate vicinity of large forests they attract deer as foraging grounds as – in addition to tree shootings and bush leaves – they consume large amounts of grasses (and may cause considerable damage to neighbouring maize and other crop fields). Observations show that where the ratio of forests amounts to at least 15 per cent, red deer usually appear in Hungary (PÁLL 1985). The extension of uninterrupted forest stands also matters. Although normally the range of deer movement is relatively limited: 500–1200 hectares for hinds and 1000–2000 hectares for stags (SZEMETHY et al. 2003; TÓTH and SZEMETHY 2000), during the mating season (the so-called „rut”) movements intensify and acquire a wider range. Therefore, a diverse landscape of good connectivity is essential for the survival of a healthy red deer population.

Surveys of wildlife (including game) habitats form part of several major land evaluation systems. A classic approach is the interpretation of soil maps in the system of the US Department of Agriculture (USDA 1972) begins by scoring soil mapping units on a scale of four division (from 1 – good to 4 – very poor). Four major kinds of habitat are evaluated: open agricultural land, woodland, wetland and rangeland. Weighting factors are applied according to the composition of vegetation. Improved systems also include the estimation of the productivity of ecosystems (BARTELLI 1978).

The Canada Land Capability Classification for Wildlife (PERRET 1969) – in the framework of the Canada Land Inventory – expresses the carrying capacity of landscapes for ungulates and waterfowl in seven classes. The classes are identified according to the factors limiting the suitability of habitats for game. In the case of the deer such factors are considered as long-term predictable snow depth (symbol: Q), topographic barriers (T) and the quality of wintering areas (W). Maps of 1:250 000 scale are prepared. Caribou habitats are increasingly surveyed using digital satellite imagery (THOMPSON et al. 1980). Also in Hungary, thematic map interpretation and remote sensing techniques are useful tools in research alleviating the identification and evaluation of red deer habitats.

## **Results**

### **Concentrations of deer stocks in Southern Transdanubia**

The regions of red deer distribution in the Carpathian Basin were first studied by SZEDERJEI (1961), who identified six regions, including Southern Transdanubia. Antler shape and quality is the best indication of the health condition of the animal and, thus, –

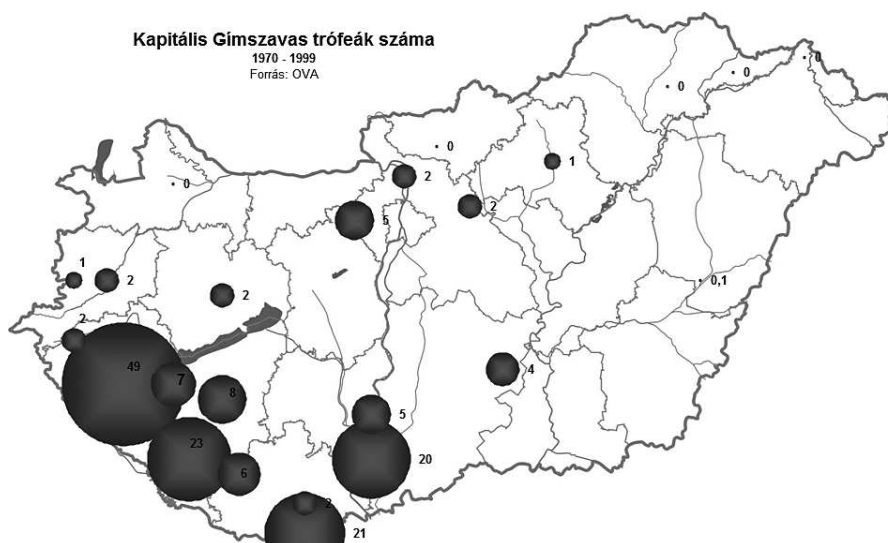
the influence of winter feeding disregarded – also of the quality of the habitat. Southern Transdanubia, which covers the counties of Zala, Somogy, Baranya, and Tolna is divided into five subregions (Table 1.), roughly corresponding to the landscape units delimited by physical geographers (PÉCSI SOMOGYI 1980):

Table 1. Differences in the standards of red deer management based on trophy valuations, 1970–1999 score of best antler score of the 30 best antlers average score for the 30 best antlers number of capital antlers  
1. táblázat A gímszarvasgazdálkodás minőségi különbségei az 1970–1999 közötti trófeabírálatok alapján, a legjobb agancs pontszáma, a 30 legjobb agancs pontszáma, a legjobb 30 agancs átlagpontszáma)

The qualitative differences of red deer management on the basis of trophy valuations from 1970 to 1999					
		The best trophy score	The 30 best trophies score	The 30 best trophies average score	The number of the awarded trophies
1.	Zala	261,29	245,59	251,95	49
2.	Dél-Somogy	255,34	238,14	243,56	23
3.	Gemenc	271	236,93	243,53	20
4.	Ormánság - Villányi-hills	254,43	236,76	242,69	21
5.	Észak-Somogy	269,89	232,82	238,94	8
6.	Zselic	247,42	226,74	234,51	6
7.	Tolnai-ridge	246,65	227,77	233,59	5
8.	Vértes-Gerecse	243,12	228,47	232,99	5
9.	Bakony	260,02	224,73	231,17	2
10.	Mecsek	249,26	223,47	230,65	2
11.	Cserhát-Gödöllő	242,82	223,39	229,19	2
12.	Őrség	252,62	221,09	228,53	2
13.	Keszthely - Kis-Balaton	251,14	220	228,38	7
14.	Kiskunság	252,72	216,64	228,26	4
15.	Vas	254,01	220,12	227,79	2
16.	Alpokalja	247,99	216,87	226,31	1
17.	Győr-Moson-Sopron	236,95	219,91	224,37	0
18.	Visegrád	243,6	215,71	221,97	2
19.	Lónya	235,9	210,77	221,5	0
20.	Zemplén	236,55	213,23	219,36	0
21.	Mátra	240,06	210,02	217,7	1
22.	Börzsöny	233,54	210,14	217,29	0
23.	Kelet-Alföld	217,35	210,2	214,83	0
24.	Bükk-Aggtetek	225,65	210,05	213,71	0

Forrás: Országos Vadgazdálkodási Adattár (National Game Management Database)

1. Antlers of the highest quality derive from *Zala Hills*. They are thick, finely arcuate and rugose, the fifth tines forming a broad crown. Trophies can weigh 16 kg, measure 120 cm in length, and may have tine numbers up to 36 (Map 1).



Map 1. Number of capital red deer trophies, 1970–1999

1. térkép A kapitális gímszarvas trófeák száma és elhelyezkedésük, 1970–1999

2. The antlers of red deer in *Gemenc Forest* have crowns of darker tone, weights up to 14 kg, and lengths below 120 cm. The number of tines is around 20.
3. The *Dráva floodplain* subregion covers the area of the valleys of southern Somogy Hills and the Ormánság ethnographic region. Antlers here are particularly wide, which is an oriental feature. The very thick tines have spans up to 115 cm and antlers can weigh as much as 14 kg.
4. In *northern Somogy Hills* deer wear antlers with straight tines of average number – almost as long as in the Zala Hills – and higher crowns.
5. In *Tolna Hills* V-shaped antlers with straight tines are typical. The crown is dense and narrow, while the lower antler seems relatively sparser. Trophies of outstanding quality are less common here.

Although game management has had a major contribution to the development of red deer stocks acknowledged world-wide, there are also physico-geographical factors which – directly or indirectly – provide favourable conditions for red deer habitats.

## Discussion

### Climate

Climate is usually considered a major limiting factor to the distribution of animal species and also determines speciation. In Southern Transdanubia warm temperate conditions prevail, accompanied by Atlantic and Mediterranean influences (PÉCZELY 1998). The former is observed in the amount, while the latter is rather in the distribution (secondary autumn maximum) of precipitation. Annual precipitation drops from 900 mm in the west

to 600 mm in the east, 350 to 550 mm falling during the growing season (ÁDÁM et al. 1981).

The annual distribution of precipitation controls vegetation and, thus, the quantity and quality of game fodder. Abundant late spring and early summer rainfall provides sufficient fresh fodder for young animals. The nutrient demand in the lactation period of deer was found 2 to 2.5-fold higher than normal (PÁLL 1985). Red deer calves take on 300–500 g weight in the first months after birth and the source of this growth is exclusively suckling.

Similarly, sunshine hours in a year rise from 1900 hours in the west to 2150 hours in the east.

A favourable circumstance for red deer is that the mildest winters ( $-2$  to  $0^{\circ}\text{C}$  January mean temperature) are recorded here in Hungary. Antler growth takes place between February and August and may reach a rate of 6–7 g bone increase per day. Spring and summer nutrient supply greatly depends on the severity of winter and proper nutrition. The hunters' experiences show that the large number of sunshine hours and high precipitation are both favourable for antler quality. Solar radiation is important as it promotes vitamin D formation. Its impacts are reflected year by year in the valuations of antlers. The southern half of Southern Transdanubia has particularly favourable endowments in this respect.

Topography influences the duration (50–60 days at higher elevations) and the depth of snow cover (occasionally reaching 30–40 cm). Even slope exposure is of significance: deer favour cooler northerly slopes in summer, while in winter they prefer warmer south-exposed slopes. Deep snow cover in winter is not dangerous for red deer but the rain-on-snow phenomenon, a thick ice crust upon snow, cause injuries. Although snow cover is a highly irregular and unpredictable weather element, game has to be fed for periods of variable length almost every winter. Late snow in March is a hazard. Extreme weather is not too common but drought or cold spells recur time after time. Droughts between July and September present a danger and call for the setting out of watering facilities.

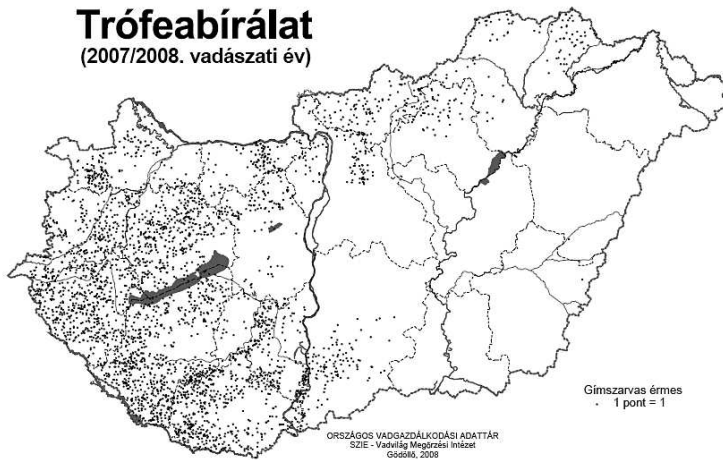
Climate change, also observed in Southern Transdanubia, may significantly disturb the temporary pattern of red deer behaviour (the date of rut, antler shedding, wandering etc.).

### **Natural vegetation**

Before human settlement, the relatively abundant precipitation supported dense woodlands in Southern Transdanubia. The woods provided shelter for big game. The ratio of forest cover in Zala county is still above 50 per cent, which fact explains the high quality of deer trophies deriving from there. In Somogy, Tolna and Baranya the share of forested areas ranges from 20 to 30 per cent (still above the national average), but forests are divided by large expanses of agricultural land. In Gemenc Forest 90 per cent of the area is forested – providing ideal conditions for big game management.

As far as tree species composition is concerned, in western areas deciduous (beech) forests with Scotch pine are widespread, while towards the east they are gradually replaced by turkey and sessile oak stands. In the region of Inner Somogy oak and hornbeam forests on sandy soils are also excellent hunting grounds (for instance, near Lábod and Kaszó). Favourably, dry hill ridges are interrupted by waterlogged valleys. Wetlands are of great significance for big game like red deer as wallowing sites. The corridors along streams and rivers (for instance, the Boronka Forest) provide the necessary connection between habitats and promote the genetic improvement of populations.

Red deer prefers young forests of mixed species composition, where fodder is abundant at all times. Turkey oak and beech forests are optimal and if ash and hornbeam are mixed among them, the conditions are even more favourable. Conifers and Robinia stands provide the least amount of food for the game. Unfortunately, in the past 50 years, the species composition of forests in Hungary has changed unfavourably: the share of conifers has grown from 6 to 15 per cent at the expense of oak and beech. The extension of homogeneous forest stands has increased too. In the Great Hungarian Plain, Robinia woods predominate, which are, even if closed stands, not the best habitats for big game. On the whole, however, the proportion of ecologically valuable forests is high (SOLYMOS 1998). According to EU directives long-term tree plantation programs are under way until 2050, particularly in areas with poor soils in the Southern Great Plain and in the Trans-Tisza region, and the percentage of forests is planned to be increased from 19 to 27 per cent. Thus, new areas, known for small game, will also be available for deer as habitats. A more even distribution of red deer is expected as it is already observable in Bács-Kiskun County (Map 2, Map 3).



Map 2. Trophies evaluated, hunting year 2007/2008

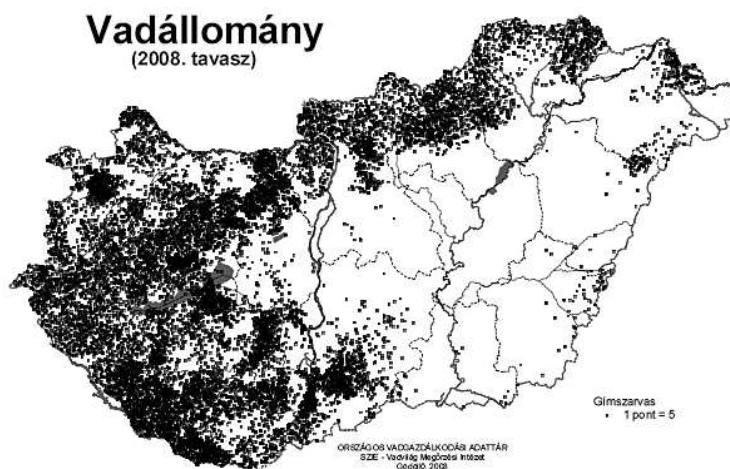
1 dot = 1 awarded red deer

2. térkép Érmes gímszarvas trófeák, a 2007/2008 vadászati évben

(1 pont = 1 gímszarvas)

Further plans envision that riparian forests are broadened and green corridors are formed for the spreading of game. The ratio of forests has to be at least 13 to 15 per cent for the permanent occurrence of red deer in an area (CSÁNYI 2007). Following the above outlined measures, hunting areas with small game could be developed into ones with mixed game and later to big game. A similar transformation took place in Transdanubia between 1930 and 1970.

Reserving foraging lands for game is another important task. It would prevent the incursions of big game from forests into agricultural fields.



Map 3. Game stocks, spring, 2008

1 dot = 5 heads of red deer

3. térkép Országos gimszarvas állomány, 2008 tavasz

(1 pont = 5 gimszarvas)

## Soils

In the United States, the Department of Agriculture related big game habitats directly to soil types (USDA 1972). A similar relationship can also be found in Hungary. In Southern Transdanubia types and subtypes of brown forest soils predominate. Lessivage and podsolisation is more intensive in the western hill region, while chernozem-like processes occur in the eastern zone (in Tolna and SE-Baranya). The latter is more favourable for red deer, which need large amounts of calcium in times of antler growth. In stream and river valleys alluvial and paludal soils are typical. (The importance of wetlands has already been mentioned.) The most fertile soils of the region are naturally used for farming. Farmlands are foraging grounds for big game in times of need but the damage caused to cultivated crops can be kept at tolerable levels.

Soil quality controls the type and amount of available fodder for game. Favourable site potentials, however, are joy and pain at the same time for game managers. The abundance of fodder allows the maintenance of large game stock of high quality on the one hand and crop damage can be rather considerable on the other. Monoculture agriculture reduces the success with scaring and repellent hunts.

The relationship between roe deer antlers and soil quality (primarily chemical properties) has been proved (BÁN and FODOR 1980). Since the results are also valid for red deer antlers, some of the findings are summarized here. The dependence of the value of trophies and several soil properties were investigated in the chernozem areas of the Great Plain (Jászság, Nagykunság and the Körös-Maros Interfluve). Calcium and phosphorus concentrations were found to be very closely related, while sodium closely related to antler weight. Antler length showed a very close correlation with sodium concentration in the soils, while calcium concentrations closely correlated. Researchers assume that

other antler parameters are more controlled by genetic factors rather than environmental conditions. The investigation makes it very probable that antler development is a function of soil composition also in the case of red deer.

### Hydrographic conditions

Hungary, and particularly Transdanubia, is rich in surface water. However, in the past a large part of the country (25 per cent) was permanently waterlogged (FRISNYÁK 1995). This situation was very favourable for red deer as the animals easily found hiding and foraging areas. The present extension of wetlands is only a fraction of the one-time area.

With the reduction of agricultural production, new areas will become available for expanding the habitat for wildlife. Water management has forced several animal species, including red deer, onto higher-lying hill or mountain areas. With the ongoing projects completed, red deer could return to its previous habitats. The potentials are much higher in the hills and mountains of Southern Transdanubia than in the Great Plain. In the former region game managers only have to establish wallowing sites, while in the latter, often stricken by drought, watering sites are to be provided too.

### An example of game management: deer in Gemenc Forest

This floodplain forest along the Danube is almost unique in Europe. A property of the Bishop of Kalocsa, this section of the river was not affected by large-scale flow regulation and drainage activities in the 19th century. Waterlogged forests cover here 20 300 hectares – ca 90 per cent of the Danube-Dráva National Park area. The quantity and quality of the red deer stock here is equally world famous.

This environment of high biodiversity is, at the same time, highly vulnerable. In 2006 the flood wave affected one third of the active floodplain section (ca 18 000 hectares) and caused damage to the roe-deer, boar and red deer populations. (Young wild boars had to suffer the greatest loss: 90 per cent were destroyed in the flood.) A game stock survey revealed that only one third of red deer hinds had offsprings (Vilmos Fodermayer, pers. comm.). The forests on flood-free surfaces could not compensate for the losses and restrictions in hunting (60 per cent reduction of shootings) had to be introduced (Table 2). In the plans of floodplain restoration the demands of game management (for instance, establishing mounds of refuge for big game) also have to be observed.

Table 2. Estimates of red deer stock for Gemenc Forest, 1997–2008

Source: Fodermayer, V., Gemenc Company

2. táblázat Gímszarvas becslés a gemenci erdőben, 1997–2008

(Forrás: Fodermayer, V., Gemenc Zrt.)

Year		1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Red Deer	bull	501	271	412	341	305	365	402	420	415	420	420	355
	cow	993	398	339	393	425	460	549	515	520	545	460	430
	calf	338	181	190	256	373	295	256	345	320	315	125	295
Total red deer		1832	850	941	990	1103	1120	1207	1280	1255	1280	1005	1080



## Conclusion

The case of red deer in Southern Transdanubia clearly shows the intricate relationships between the physical environment and game management. The conservation of the former is an essential precondition to the future success of the latter. Consequently, misconceptions on hunting have to be changed and the level of environmental consciousness of the population has to be raised.

## Acknowledgement

Authors wish to thank the assistance of the National Game Management Archive, Szent István University, Gödöllő, and of Vilmos Fodermayer, Gemenc Company.

## References

- ÁDÁM L., MAROSI S., SZILÁRD J. (szerk.) 1981: Dunántúli-dombság (Dél-Dunántúl) (Transdanubian Hills, Southern Transdanubia). Magyarország tájföldrajza/Landscape Geography of Hungary 4). Akadémiai Kiadó. Budapest.
- BARTELLI L. J. 1978: Technical classification system for soils survey interpretation. *Advanced Agronomics* 30: 247–289.
- BÁN I., FODOR T. 1980: A talaj elemtartalma és a trófeajellemzők közötti összefüggés. *Nimród Fórum Évfolyam*: 67(6): 20–24.
- CSÁNYI S. 1999: A gímszarvasállomány terjeszkedése az Alföldön (Spreading red deer populations in the Great Plain). In: Csányi S. (szerk.) *Vadbiológia (Game Biology)* 6. Gödöllő, pp. 43–48.
- CSÁNYI S. 2000: Populáció-rekonstrukció alkalmazása a hazai gímszarvasállomány létszámának meghatározására (Application of population reconstruction in order to estimate the red deer stock of Hungary). In: Csányi S. (szerk.): *Vadbiológia (Game Biology)* 7. Gödöllő, pp. 27–37.
- CSÁNYI S. (szerk.) 2007: *Vadbiológia (Game Biology)*. Mezőgazda Kiadó. Budapest.
- CSÖRE P. 1976: A Kárpát-medence vadállományának alakulása a honfoglalásig (Game stocks in the Carpathian Basin to the Hungarian Conquest). *Nimród Fórum Évfolyam*: 63 (8): 354–355.
- FARAGÓ S. 2002: Vadászati állattan (Hunting Zoology). Mezőgazda Kiadó. Budapest.
- FARAGÓ S., NÁHLIK A. 1997: A vadállomány szabályozása (Regulating game stocks). Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- FRISNYÁK S. 1995: Magyarország történeti földrajza (A historical geography of Hungary). Nemzeti Tankönyvkiadó. Budapest. pp. 5–28.
- GODÓ N. 2002: A vadgazdálkodás területi különbségei Magyarországon (Spatial variation in game management in Hungary). PhD értekezés. Pécsi Tudományegyetem, Földrajzi Intézet. Pécs.
- PÁLL E. (szerk.) 1985: A gímszarvas és vadászata (Red deer and its hunting). Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- PÉCSI M., SOMOGYI S. (szerk.) 1980: Magyarország tájbeosztás térképe 1:500 000 (Map of landscape types for Hungary at 1:500 000 scale). MTA FKI–MN Térképészeti Intézet. Budapest
- PÉCSI M., SOMOGYI S., JAKUCS P. 1972: Magyarország tájtípusai (Landscape types of Hungary). *Földrajzi Értesítő* 21(1): 5–11.
- PÉCZELY GY. 1998: Éghajlatlan (Climatology). 2. kiadás. Nemzeti Tankönyvkiadó. Budapest. pp. 258–285.
- PERRET, N. G. 1969: Land capability classification for wildlife. Environment Canada, Ottawa. (The Canada Land Inventory Report No. 7)
- RITTER D., MOCSKONYI ZS., SZEMETHY L. 1999: Gímszarvas élőhelypreferencia vizsgálatok egy alföldi élőhelyen (Investigations of the habitat preference of red deer in the Hungarian Great Plain). *Vadbiológia* 6. Gödöllő, pp. 61–72.
- SIPŐCZ M. 2008: A Marcali-hát természetföldrajzi tájértékelése, különös tekintettel a vadkárbebecslésre (Physical geographical land evaluation for the Marcali Ridge with special regard to damage by game). *Diplomadolgozat*. Pécsi Tudományegyetem, Földrajzi Intézet. Pécs.

- SOLYMOS R. 1998: Az erdő és fagazdaság szerepe és fejlesztése (Role and development of forests and timber economy). In: Glatz F. (szerk.): Az agrártermelés tudományos alapozása (Scientific foundations for agriculture). MTA. Budapest. pp. 101–128.
- SZEDERJEI Á. 1961: Adatok a hazai szarvaspopuláció kialakulásának vizsgálatához (Data on the origin of deer populations in Hungary). Erdészeti Kutatások. 111–133.
- SZEMETHY L., MÁTRAI K., BIRÓ ZS., KATONA K. 2003: Seasonal home range shift of red deer in a forest-agriculture area in southern Hungary. Acta Theriologica. 48: 547–556.
- THOMPSON, D. C., KLASSEN G. H., CIHLA J. 1980: Caribou habitat mapping in the southern district of Keewatin, N.W.T. and the application of digital Landsat data. Journal of Applied Ecology 17:125–138.
- TÓTH P., SZEMETHY L. 2000: A gímszarvas elterjedési területének változása Magyarországon (Changes in the distribution area of red deer in Hungary). Vadbiológia 7. pp. 19–26.
- TURÓS L. 1994: Mennyi vad volt (van) Magyarországon? (How much game was/is in Hungary?). Nimród Évfolyam(3): 18–21.
- USDA 1972: Soil interpretations for wildlife habitat. US Department of Agriculture. Washington, DC. Soils Memorandum No. 74
- VAJDICS J. 2003: Vadászturizmus a Dunántúlon (Hunting tourism in Transdanubia). Budapest. 68 p.

#### A SIKERES DÉL-DUNÁNTÚLI GÍMSZARVAS GAZDÁLKODÁS TERMÉSZETFÖLDRAJZI HÁTTÉRMAGYARÁZATA

SIPŐCZ M.<sup>1</sup>, LÓCZY D.<sup>2</sup>, TÖRZSŐK A.<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Földrajzi Intézet, e-mail: kivu@freemail.hu

<sup>2</sup>Környezettudományi Intézet, e-mail: loczyd@gamma.ttk.pte.hu

Pécsi Tudományegyetem, H-7624 Pécs, Ifjúság útja 6.

<sup>3</sup>Földrajzi Intézet, e-mail: andrastorzok@citromail.hu

**Kulcsszavak:** tájértékelés, természeti környezet, vadgazdálkodás, gímszarvas, mezőregió, Dél-Dunántúl

**Összegzés:** Munkánkban igyekeztünk érzékeltetni, hogy a világhírű gímszarvas gazdálkodásunk háttérében, milyen természetföldrajzi folyamatok állnak. Úgy gondoljuk, sikerült kapcsolatot találni a geográfiai tényezők és a vadgazdálkodás sikeressége között. Erre a Dél-Dunántúl kedvező természeti adottságai szolgálnak bizonnyítékul, illetve azok az adatok melyeket cikkünkben is bemutatunk. Munkánkkal szeretnénk rávilágítani egyben a gím-szarvasra, e szép természeti értékünkre, amellyel a szakszerű gazdálkodás, a jövő generációinak is értéket jelent majd. A cikkkel a földrajz népszerűsítését is szeretnénk elősegíteni. Úgy gondoljuk, témánk, rávilágít arra, hogy a földrajz mekkora jelentőséggel bír, mint tértudomány, és egyes természeti tényezők feltárásában milyen nagy a szerepe. A földrajzos szakirodalom, a mezőgazdaság ágaként, csak érintőlegesen foglalkozik a vadgazdálkodással. Pedig a téma komplex elemzése geográfiai szempontból, és a vadgazdálkodási ágazat szempontjából is egyaránt előnyös lehet. Ebben a cikkben egy általános képet szeretnénk kialakítani, a konkrét összefüggésekről, melyek a sikeres vadgazdálkodás háttérében állnak. A későbbiekben tervezzük a cikkben közölt egy-egy részterület feltárását is, majd annak a tudományos élettel való megismertetését.

## KÖRNYEZETI MONITORING VIZSGÁLATOK AZ IPOLY VÍZGYŰJTŐJÉN (CÉLKITŰZÉSEK ÉS ÁLTALÁNOS TÁJÉKOZTATÁS)

VERRASZTÓ Zoltán

Közép-Duna-völgyi Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség  
1072 Budapest, Nagydiófa utca 10–12.  
e-mail: veraszto@kdvktvf.kvvm.hu,

*„A legfiatalabb, mint uralkodó tájtényező az ember, aki nem mint egyed, hanem mint faj, mint az együttélő emberek szervezett összessége képes a tájban érvényesülni. E kérdés maga korunk tudományának egyik legérdekesebb, nagy kiterjedésű problémája...” „...nem morzsálja szét azt, amit a természet összefűzött, hogy megérti és megérteti a jelenségeknek összefüggését és korrelációját - úgy az egész földi környezetben, amely mindnyájunkat magában foglalja, mint a tájak környezetében, amelyben található.”*

*„Ma világosan áll előtünk az a szövevényes szerves kapcsolódás, amely egy területnek valamennyi tényezőjét összekapcsolja.”*

*„A földrajz karakterisztikus jellemvonása, a princípiumbeli különbség az analitikus természettudományokkal és genetikus történettudományokkal szemben az, hogy nem a szisztematikailag vagy fejlődéstörténetileg összetartozó elemeket, hanem az összes egymással kapcsolatban álló földi jelenségeket hatásuk ereje, a földi életben való viszonylagos értékük szerint vizsgálja.”*

(Dr. gr. Teleki Pál A földrajzi gondolat története, MTA székfoglaló Bp. 1917.)

**Kulcsszavak:** környezeti hatótényezők, hatásviselők, tematikus térképrendszerek, döntéstámogatás, INSPIRE

**Összefoglalás:** A Közép-Duna-völgyi Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség vezetésével, Határon Átnyúló Kezdeményezés keretében szlovákiai és hazai partnerekkel az Ipoly folyó teljes vízgyűjtőterületére térinformatikai alapú egységes környezeti monitoringot valósított meg. Ez egységes a vízgyűjtőre, mint földrajzi egységre, és szándékai szerint egységesen kívánja vizsgálhatóvá tenni a környezetben végbemenő folyamatokat, a hatótényezőket és hatásviselőket annak érdekében, hogy az azonos térben végbemenő természeti folyamatok és azok hatásainak ismerete, illetve felismerése alapozhassa meg mindazokat az ismereteket, melyekre a környezet védelmét biztosító hatósági döntések épülnek. A munka keretében készült számos tematikus térkép [www.Ipoly.eu](http://www.Ipoly.eu), illetve a [www.Ipel.sk](http://www.Ipel.sk) weblapokon tekinthető meg, melyek együttes elemzése, újabb és újabb eredménytérképek előállítására még hosszú ideig ad további municiót tudományos elemzésekhez, területfejlesztési koncepciókhoz, az azonos területen, illetve térben végbemenő természeti, társadalmi és gazdasági folyamatok együttes vizsgálatához azon túlmenően is, hogy az INSPIRE irányev célkitűzéseit a gyakorlatban megvalósítva a releváns hatósági döntések potenciális következményeinek modellezési lehetőségét is.

### Bevezetés

Napjainkban az egyre intenzívebbé váló gazdasági fejlődés átalakuló társadalmi célkitűzései, a tájhasználat és a területfejlesztés megváltozott igényei, a nemzetstratégiai irányvonal módosulásai egyre több vonatkozásban összeütközésbe kerülnek a természeti környezet fenntarthatóságának deklarált nemzetközi célkitűzéseivel. Ezen globális problémákat felismerve a Föld jövőjéért aggodó nemzetközi szervezetek megfogalmazzák azokat az igényeket és korlátozásokat, amelyek megvalósítása az emberiség fenntartható fejlődését hosszú távon képesek biztosítani. Az Európai Unió különböző szervezetei által definiált vagy még kutatási fázisban lévő elvárás-rendszereit kielégíti, sőt terveink szerint egyúttal harmonizálja is e munkánk megvalósítása.

Már itt fel kell hívnunk a figyelmet arra, hogy az egységes környezeti rendszerben végbemenő folyamatokat számos fizikai, kémiai és biológiai interaktivitás kapcsolja össze, melyek egyetlen tényleges közös jellemzője, hogy közös térben mennek végbe (VERRASZTÓ 2000). Ebből következőleg az egységes, jól szerkesztett, illetve mindezeket figyelembe vevő térinformatikai rendszer alkalmas arra, hogy mindazokat az elvárásokat, illetve szabályokat kielégítse, melyek különböző szempontok szerint e környezeti rendszer egyes részeire korlátozva fogalmaznak meg elvárásokat az információk gyűjtésére, sajátosságaira, felhasználására vonatkozóan.

### **A projektet megvalósító konzorcium:**

- 1: Közép-Duna-Völgyi Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség, Budapest (Vezető partner, a pályázat benyújtója)
- 2: Technická universita vo Zvolene;  
Fakulta ekológie a environmentalistiky, Katedra UNESCO pre trvaloudržateľný rozvoj a ekologické vedomie, Zvolen, **Miklós László** professzor úr vezetésével
- 3: Cholnoky Jenő Környezetgazdálkodási Dokumentációs és Kutatási Központ Kht., Budapest
- 4: Ústav krajinej ekológie – Slovenskej akadémie vied, Bratislava, **Julius Oszlányi** igazgató irányításával

### **Általános irányelvek és célkitűzések**

#### **A projekt környezetvédelmi célkitűzései**

A megvalósult rendszer felmérhetetlen jelentőséggel bír az Ipoly vízgyűjtőterületét érintő, illetve azon belül történő, a környezeti állapotokra, illetve -folyamatokra hatást gyakorló tevékenységek előkészítésében, stratégiai- és operatív döntéseinek támogatásában, együttesen téve vizsgálhatóvá mindazokat az interaktivitásokat, amelyek a természeti, társadalmi és gazdasági összefüggések megismerését igénylik (GASS és RAPCSÁK 1998, MÉSZÁROS és RAPCSÁK 1996, RAPCSÁK et al. 2000). A munka végeredménye, hogy az összefüggések tartalmi és térbeli együttes kezelésével lehetővé tesz egy-egy tényező változásának korai felismerését és a változás lehetséges következményeinek mielőbbi prognosztizálását, a környezeti modellezést (DOMOKOS et al 1993).

Ennek a térinformatikai alapú adatbázis rendszerre épülő monitoringnak felbecsülhetetlen jelentősége van abban, hogy a társadalmi és gazdasági fejlődést elősegítő beruházások, illetve az azokat megalapozó döntések a természeti környezet megóvásával összhangban születhessenek (VERRASZTÓ 1979, 1993 VERRASZTÓ és DOMOKOS M. 1992, NÉMETH et al. 2001).

A környezeti célállapotok meghatározása és megvalósítása érdekében teendő intézkedések felismerése valójában megoldhatatlan a múltbéli állapotok ismerete nélkül éppúgy, mint az egységes vízgyűjtő rendszer lefolyási és beszivárgási viszonyait, illetve azok változásait egységes rendszerként vizsgáló összefüggések feltárását biztosító térképi információs rendszer nélkül (CSÁKI et al. 1995b).

Annak a felismerése, hogy az azonos térben végbemenő folyamatok közötti kapcsolatot használjuk fel a környezetvédelmi döntések vizsgálatához, nem új, hiszen már 1993 –ban megszületett „A Ráckevei üdülőkörzet környezeti jellemzői” c. tematikus atlasz az ELTE

Informatikai Kar Térképtudományi Tanszéke és a Közép- Duna-völgyi Környezetvédelmi Felügyelőség közös munkájaként (KLINGHAMMER és VERRASZTÓ 1994).

Ebből kiindulva a projekt célja, hogy egységes térinformatikai rendszerre építve , az ICT eszközeivel nem csupán a területi kapcsolatok megjelenítését biztosítsa, hanem interoperabilitást teremtvé tegye lehetővé a transzdiszciplináris összefüggések feltárását a rizikóelemzéssel és korai riasztórendszer működésének megalapozásaával.

A környezeti állapotokat jellemző információk, illetve adatok – kiemelten a környezeti indikátorok – rendszerben történő összekapcsolásának hiánya nehezíti az érintett terület olyan fejlesztését, mely kiemelt célnak tekinti biodiverzitásának megőrzését, környezeti állapotának javítását, gyakorlatilag lehetetlenné teszi a megalapozott, valamennyi releváns szempont figyelembevételét célzó objektív döntést.

**Az általunk megvalósított térinformatikai rendszer az Ipoly vízgyűjtőjének egészére kiterjedően kívánja együttesen értékelhetővé tenni a vizsgált terület:**

- védett, illetve védendő természeti értékeit,
- földtani térképeit,
- talajtérképeit,
- talajvíz-viszonyait,
- meder-, az ár-és belvíz viszonyait,
- a folyó, illetve vízgyűjtő területén történt időbeli változásokat,
- meteorológiai és klimatikus változásokat,
- jellemző területhasználatait,
- potenciálisan környezetveszélyeztető objektumait, veszélyhelyzetnek kitett objektumait,
- élővilágának jellemzőit és ökológiai igényeit.

Célunk e térinformatikai rendszerrel a térbeli, illetve területi, a transzdiszciplináris és kronológiai összefüggések feltárását egyaránt lehetővé tenni, így biztosítva az egységes monitoring-rendszer elvárásait kielégítő funkcionális megfeleltetést.

A rendszer alapjainak kifejlesztését tekintjük az elsődleges feladatnak, ebben a fázisban nem foglalkozunk a környezetveszélyeztető objektumok, illetve a környezeti veszélyeknek kitett objektumok tulajdonosaira, kezelőire vonatkozó információkkal (MÉSZÁROS et al. 1999, MÁRTON és RAPCSÁK 2001 BALLA et al. 1999, 2009). A pályázat keretében létrehozott tematikus térképi fedvények információinak további értékelése, a döntéstámogatás és a kataszteri térképi rendszerek tartalmával szükséges és lehetséges a módszer továbbfejlesztése egy következő pályázat keretében (CSÁKI et al. 1995a, 1995c, 1998).

Itt szeretnénk arra is ráirányítani a figyelmet, hogy e projekt szorosan illeszkedik a „Föld Bolygó Nemzetközi Éve” c., az ENSZ által megfogalmazott célkitűzések rendszerébe.

### **Módszertani kérdések**

A 254 km hosszúságú, 5145 km<sup>2</sup> vízgyűjtő területű Ipoly a Szlovák Érchegység, a Nógrádi medence és a Börzsöny egy részének lecsapolója, kis és nagyvízi vízhozamai között több nagyságrendi különbségek (Letkési vízmérce: KQ= 1,5 m<sup>3</sup>/s, KÖQ 25,4m<sup>3</sup>/s, NQ= 480m<sup>3</sup>/s) nehezítik a térségben élők alkalmazkodását a gyakran előforduló ár- és

belvizekhez., miközben a térség egésze számos védett természeti-környezeti érték hordozója.

A módszertani fejlesztésként kísérleti módon megvalósítandó térinformatikai alapú környezeti monitoring megvalósítására azért jó választás az Ipoly vízgyűjtője, mert:

- egységesen kezelhető földrajzi mintaterület,
- politikai határtól függetlenül egységesen jelenik meg a térségben a védett- és védendő környezeti érték definiálása, és védelmi fokozatának meghatározása, illetve védelmének igénye
- a folyó és mellékvei a forrástól a torkolatig (mintegy 250 km hosszon közel 900 m szintkülönbség) oly sokféle tájat érint, hogy a klímaváltozás hatásai jól modellezhetőek,
- a projektterület hosszú időn keresztül politikai határ volt, ezért jelentős hányada természetközeli állapotban maradt.
- az immár csupán schengeni határral elválasztott két EU tagállam közösen érdekelt a közös védelemben és egységes hatósági joggyakorlatban
- az immár csupán schengeni határral elválasztott két EU tagállam közösen érdekelt az egységes európai információs tér kialakításában
- a Duna – stratégiához történő területi és szakmai illeszkedése megkönnyíti más területekre történő kiterjesztését, illetve adaptálását

Ilyen, viszonylag kedvező természeti állapotú területen a projekt eredményeinek felhasználásával és a döntési folyamatokba történő beépítésével lehet és kell megalapozni a területfejlesztés, a munkahelyteremtés, és a környezetvédelem fenntartható összhangját, mely a projekt határon átnyúló jellegéből adódóan egyúttal jelentős hozzájárulás az Egységes Európai Információs Tér megvalósításához is.

A tájhasználat változása során megjelenő különböző igények kielégítése vagy elutasítása a hatósági munkában nyilvánvalóan olyan konfliktushelyzeteket generál, melyek feloldása csak akkor lehetséges, ha megalapozott döntésekkel tudjuk megteremteni közöttük a mindenki számára elfogadható kompromisszumot. A projekt feladataként megfogalmazott térinformatikai alapú monitoring kialakítása és eredményeinek egységes szempontrendszer szerinti felhasználása a projektterületen a következő általános célkitűzéseket elégíti ki:

- az Ipoly teljes vízgyűjtőjén a környezeti állapot egységes felmérése, értékelése és az elérendő célállapot meghatározása,
- a környezeti hatótényezők és hatásviselők konfliktushelyzeteinek egységes kezelése, a fenntartható összhang megteremtése,
- a határon átnyúló egységes környezeti információs hálózat létrehozása és működtetése,
- a gazdasági és kulturális együttműködés környezeti feltételeinek megteremtése, erősítése,
- a régió társadalmi – gazdasági hátrányainak mérséklése, előnyeinek jobb kihasználása
- További komplex kutatások igényének a felismerése
- korábbi elkülönülésből fakadó feszültségek, bizalmatlanságok oldása.

## Eredmények és alkalmazási lehetőségek

A döntési és környezeti modellek együttes alkalmazásán alapuló, digitális térképi alapú, GIS eszközöket használó környezeti modellezési és döntéstámogató módszertan (ld RAPCSÁK et al. 2000) a jelenségek és folyamatok, a környezeti hatótényezők és hatásviselők vizsgálatára szolgáló környezeti és döntési modellek kidolgozása és megoldása után a generált és a rendelkezésre álló térinformatikai adatbázisokból az igényeknek megfelelő tematikus térképek készítését teszi lehetővé.

Az „összekapcsolás” egyetlen közös pontja –valójában felülete- a közös tér, melyben a természeti, társadalmi és gazdasági folyamatok végbemennek.

Hogy ez a környezetvédelem gyakorlati érvényesítése esetében milyen kihívás, azt jól szemlélteti, hogy a Magyar Tudományos Akadémia 11 osztályából a Nyelv- és Irodalomtudományok Osztálya kivételével mindegyik érintett a társadalom és környezete kapcsolatának vizsgálatában, melyben való elmélyült tudás és rendezett információhalmaz nélkül nem lehet eljutni azokig a felismerésekig, nem lehet meghozni azokat a döntéseket, melyek a környezetvédelem célját, társadalom és környezete harmonikus jövőjét képesek biztosítani. E tudományterületek mindegyike önmagában is számos olyan szakterületet integrál, melyek vizsgálati módszerei, eljárásai, szabványai és mértékegységei között egzakt kapcsolat nincsen.

Az általunk e projektben alkalmazott módszer, a „**KÖRNYEZET = TÁJ**” **alapelvre épített térképi döntéstámogató rendszer** valójában a **tájökológiai** kutatások számára az eddigieknél hatékonyabb lehetőséget biztosít a tájalkotó tényezők közötti valós, konkrét, helyi kapcsolatok felismerésére és vizsgálatára, így tehát a környezetvédelmi célállapot elérése érdekében szükséges és lehetséges intézkedések felismerésére (melléklet).

Jó példája ennek, hogy az MTA Dunakutató Állomása által az e projekt keretében, a megbízásunk alapján készített tanulmányukban a következőket emelik ki (GUTI és POTYÓ 2010):

Az Ipoly-rendszer aktuális halfaunisztikai listája szerint az itt élő fajok az alábbiak szerint csoportosíthatók:

1. három fokozottan védett faj (német bucó, magyar bucó, Petényi-márna);
2. 14 védett faj (sujtásos küsz, vágó csík, botos kölönte, széles durbincs, selymes durbincs, kurta baing, réti csík, kövi csík, fűrge cselle, szivárványos ökle, halványfoltú, homoki, és fenékjáró küllő, leánykancér);
3. 13 natura-jelölő faj (német bucó, magyar bucó, Petényi-márna, vágó csík, botos kölönte, széles durbincs, selymes durbincs, réti csík, garda, szivárványos ökle, halványfoltú és homoki küllő, leánykancér).

Élőhely-típusaik: természetes és kanalizált folyó- és patakmedrek; hullámtéri és mentett oldali holtágak (lefűződött vagy levágott mederszakaszok); anyagnyerő-helyek gödrei; víztározó tavak. Az előforduló 54 halfajból tíz faj más földrészekről betelepített, illetve a tenger felől, a Dunán keresztül terjedő faj (pl. törpeharcsa- és géb-fajok).

A védett és fokozottan védett, valamint a natura-jelölő fajok döntő többségének ökológia-élőhelyi igénye a kisebb és közepes méretű, áramló vizű (esetenként gyorsabb folyású), homokos-kavicsos mederanyagú, változatos hidromorfológiájú meder (ezek a rheofil fajok). Két faj (a réti csík és a kurta baing) jellemzően állóvizű, mocsaras-lápos területek, ártéri öntésterületek-mélyedések lakója (limnofil fajok), illetve egy (Natura

2000-jelölő faj (a garda) a Dunából alkalmoszerűen felúszó, tágas, nyílt vizekhez kötődő faj.”

Ez azt mutatja, hogy a valós ökológiai állapotjellemzők vizsgálatához szükséges a projektterület domborzati, hidrológiai, vízminőségi, illetve a potenciális szennyezőforrásokat és azok hatásait jelző térképfedvényeket tudni együttesen vizsgálni, értékelni.

Mindezeket az ismereteinket, illetve vizsgálati lehetőségeinket hatványozza, hogy a XIX. sz.-ban készült katonai felmérések térképeinek georeferálását elkészítették az ELTE Térképtudományi és Geoinformatikai Tanszékének munkatársai Márton Mátyás professzor úr irányításával, így tehát van ismert és rögzített környezeti alapállapot-ismeretünk, melyhez viszonyíthatjuk a társadalom által generált hatásokat és a környezeti állapotjellemzőkben bekövetkezett változásokat. Csupán egyetlen példa: A történelmi térképek elemzése és a folyószabályozás történeti áttekintése alapján láthatjuk egzakt módon a halak élőhelyeit megváltoztató tevékenységek közül milyen valós hatású volt a kanyarulatok (meanderek) átmetszése, az árterek részleges ármentesítése, valamint a duzzasztóművek építése.

A folyó egyes kanyarulatainak átmetszésével rövidült a meder hossza, ezért megnövekedett a mederesés és gyorsul a vízáramlás sebessége. Mindez az eróziós folyamatok fokozódását és a meder beágyazódását eredményezte. A megváltozott mederalakító hidromorfológiai folyamatok a kis- és középvízszintek süllyedését, illetve az ártéri akvatisz élőhelyek fokozatos kiszáradását eredményezik. A meder beágyazódásának további következménye a folyóból és a mellékvízfolyások felé történő átjárhatóság korlátozódása a kisvízes időszakokban. Hosszú távon összességében csökken a folyóvízi rendszer élőhelyeinek strukturális változatossága, ami a biológiai sokféleség csökkenéséhez vezet. A meder morfológiájának megváltozásával, valamint az árterek ármentesítésével gyorsabbá vált az árhullámok levonulása, ily módon emelkedett a vízjárás szélsőségek gyakorisága, azaz az árhullámok hevesebbé válnak és nő a kisvízes időszakok tartóssága. Az árterek elöntésének korlátozódása kedvezőtlenül befolyásolja a folyó-ártér ökológiai rendszer működőképességét fogalmazták meg az MTA Dunakutató Állomásának munkatársai (GUTI et al. 2010).

Az általunk megvalósított térképi döntéstámogató rendszer, melynek előzménye a KLINGHAMMER és VERRASZTÓ (1993) „A Ráckevei üdülőkörzet környezeti jellemzői”c. tematikus atlasz, teszi lehetővé azt, hogy egzakttá tehessük konkrét területi vizsgálatainkat, valójában mit nyertünk és milyen áron!

A megvalósított környezeti monitoring módszertani alapja valójában e mellékelt **KÖRNYEZET=TÁJ** mátrix (VERRASZTÓ 1979, 1993) mely a valós természeti kapcsolatok logikai rendszerében tekinti át a **környezetben, a tájban** végbemenő folyamatok releváns elemeit és kapcsolatait, megalapozva a fedvénytérképek strukturálását, harmonizálását

Az alapozó munkán felül össze kell hangolni az adatrétegeket is, és el kell érni, hogy az információ folytonos és koherens legyen. A szükséges munka mennyisége változó, aszerint, hogy a közös meghatározások és szabványok előállítása során milyen rétegeket, milyen szintű egyeztetést sikerült elérni. Azonban a talaj, a felszínborítás, a meteorológiai információk, a topográfia és a közigazgatási határok adatbázisainak létrehozásával kapcsolatos meglévő európai tapasztalatok azt mutatják, hogy jelentős harmonizációs munkára van szükség.



Annak lehetősége, hogy a Magyar-Szlovák Határon Átnyúló projekt keretében a térinformatikai alapú környezeti monitoringot szlovákiai partnereinkkel, Miklós László és Julius Oszlányi vezetésével a projekt konkrét eredményein túlmutatóan e módszertan fejlesztése is jelentős előrelépés.

### Köszönetnyilvánítás

A munkát „Térinformatikai alapú egységes környezeti monitoring kialakítása az Ipoly vízgyűjtő területén” című, HUSK/0801/2.1.2/0162 azonosítójú INTERREG programja finanszírozta.

### Irodalom

- BALLA K., KÉRI G., NÉMETH E., RAPCSÁK T., SÁGI Z., TÓTH T., VERRASZTÓ Z. 1999: A Ráckevei (Soroksári) Dunaág vízminőségi modellezése többszempontú döntési módszerek felhasználásával, *Sigma* 30: 135–159.
- BALLA, K., KÉRI, G., RAPCSÁK, T. 2009: Pollution of the underground water - a computational case study using a transport model, *Journal of Hydroinformatics* (in press.)
- CSÁKI P., CSISZÁR L., FÖLSZ F., KELLER K., LÓRÁNT G., MÉSZÁROS CS., RAPCSÁK T., TURCHÁNYI P. 1995b: A vezetői döntéshozatal folyamatának támogatása személyi számítógépen, *Windows környezetben, Sigma* 4: 169–190.
- CSÁKI P., CSISZÁR L., FÖLSZ F., KELLER K., LÓRÁNT G., MÉSZÁROS CS., RAPCSÁK T., TURCHÁNYI P. 1995c: A flexible framework for group decision support: WINGDSS Version 3.0, *Annals of Operations Research* 58: 441–453.
- CSÁKI P., FÖLSZ F., RAPCSÁK T., SÁGI Z. 1998: On tender evaluations, *Journal of Decision Systems* 7: 179–194.
- CSÁKI P., RAPCSÁK T., TURCHÁNYI P., VERMES M. 1995a: Research and development for group decision aid in Hungary by WINGDSS, a Microsoft Windows based group decision support system, *Decision Support Systems* 14: 205–217.
- DOMOKOS M.-NÉ, LÁSZLÓ T., PÁPAY K.-NÉ, VERRASZTÓ Z. 1993: A környezetértékelés és a hatósági döntések kiszolgálására készülő szinoptikus információs rendszer, *Vízügyi Közlemények* 3. füzet.
- GASS S., RAPCSÁK T. 1998: A note on synthesizing group decisions, *Decision Support Systems* 22: 59–63.
- GUTI G. et al. 2010: Halfaunisztikai vizsgálatok az Ipoly vízgyűjtőjén (kutatási jelentés, kézirat, 2010.)
- GUTI G., POTYÓ I. 2010: Az emberi tevékenység hatása a halfauna alakulására az Ipoly alsó (magyarországi) szakaszán. *Tájékológiai Lapok* 8: 579–587
- KLINGHAMMER I., VERRASZTÓ Z. 1994: A ráckevei üdülőkörzet környezeti jellemzői (tematikus atlasz. 28 lap), KDV Környezetvédelmi Felügyelőség - ELTE Térképtudományi Tanszék.
- MÁRTON S., RAPCSÁK T. 2001: The possible effect of a turbine testing plant on the quality of the air, A case-study for air pollution transmissions, *ERCIM News* 46: 72–73.
- MÉSZÁROS CS., RAPCSÁK T. 1996: On sensitivity analysis for a class of decision systems, *Decision Support Systems* 16: 231–240.
- MÉSZÁROS CS., RAPCSÁK T., SÁGI Z. 1999: Pollution transmission in the air, in: eds.: Z. ZLATEV ET AL. (eds.): “Large-scale computation in air pollution on modelling” Kluwer Academic Publishers pp. 235–247.
- NÉMETH S. Z., RAPCSÁK T., TEMESI J. 2001. A Gazdaságfejlesztési Pályázat hatékonyságának vizsgálata, *Sigma* 32: 13–28.
- RAPCSÁK T., SÁGI Z., TÓTH T., KÉTSZERI L. 2000: Evaluation of tenders in information technology, *Decision Support Systems* 30: 1–10.
- VERRASZTÓ Z. (szerk.) 1993: (Pest megye környezeti jellemzői, KDV Környezetvédelmi Felügyelőség, Budapest, I.–III. kötet.
- VERRASZTÓ Z. 1979: Land formation and the geological aspects of environmental protection, IAEG Symposium, Warszawa.
- VERRASZTÓ Z. 2000: Térképi döntéstámogatás a környezetvédelemben, Ph.D. értekezés, ELTE TTK, Budapest.
- VERRASZTÓ Z., DOMOKOS M. 1992: Synoptic information system for the environmental protection of the central industrial area of Hungary, *Int. Symp. on Environmental Contamination in Central and Eastern Europe*, Budapest.

ENVIRONMENTAL MONITORING STUDIES ON THE WATERSHED OF THE IPOLY RIVER  
(OBJECTIVES AND GENERAL INFORMATION)

Zoltán VERRASZTÓ

Middle-Danube-Valley Inspectorate for Environmental Protection,  
Nature Conservation and Water Management  
H-1072 Budapest, Nagydiófa 10–12., e-mail: verraszto@kdvktvf.kvvm.hu

**Keywords:** environmental influences, impact endurers, thematic map systems, decision support, INSPIRE

**Summary:** A thorough, standardized, GIS-based environmental monitoring has been implemented on the whole watershed of the Ipoly River within the framework of a trans-boundary project of Hungarian and Slovakian partners, with the leadership of the Middle-Danube-Valley Inspectorate for Environmental Protection, Nature Conservation and Water Management. This is uniform for the watershed as a geographical unit, and wishes to observe environmental processes, environmental influences and impact endurers in favour of establishing those knowledge that are essential for protection-centred decisions of authorities. Several thematic maps were prepared (see at [www.ipoly.eu](http://www.ipoly.eu), [www.ipel.sk](http://www.ipel.sk)). Their common analysis and the preparation of new result maps will give bases for further scientific studies, regional development conceptions, and joint observations on natural, social and economic processes of similar areas. It will provide possibilities for modelling potential consequences of relevant authority decisions, realizing the INSPIRE Directive in practice.

PRIESKUMY PRE ENVIRONMENTÁLNY MONITORING V POVODÍ IPLA  
(CIELE A VŠEOBECNÁ INFORMÁCIA)

Zoltán VERRASZTÓ

Middle-Danube-Valley Inspectorate for Environmental Protection,  
Nature Conservation and Water Management  
H-1072 Budapest, Nagydiófa 10–12., e-mail: verraszto@kdvktvf.kvvm.hu

**Kľúčové slová:** environmentálne vplyvy, nositelia vplyvov, tematické mapové systémy, podpora rozhodovania, INSPIRE

**Súhrn:** Inšpekcia životného prostredia, ochrany prírody a vodného hospodárstva Stredného Podunajska spolu so slovenskými a domácimi partnermi v rámci Programu cezhraničnej spolupráce vytvorila na celé povodia Ipl'a geografický informačný systém, ktorý bude slúžiť aj pre environmentálny monitoring. Tento systém umožní skúmať v tejto jednotnej geografickej jednotke prebiehajúce procesy, vplyvy a dopady, aby poznatky o nich boli základom pre rozhodovanie orgánov v záujme ochrany životného prostredia. Množstvo tematických máp je dostupných na webových stránkach [www.Ipoly.eu](http://www.Ipoly.eu), resp. [www.Ipel.sk](http://www.Ipel.sk). Ich komplexná analýza dovoľuje vytvoriť ďalšie výsledné mapy. Tieto môžu slúžiť pre vedecké analýzy, územné koncepcie a pre spoločný výskum prírodných, spoločenských a hospodárskych procesov prebiehajúcich v jednotnom priestore, ako aj pre modelovanie potenciálnych dôsledkov rozhodnutí orgánov. Tieto výsledky zároveň znamenajú praktické uskutočnenie cieľov smernice INSPIRE.

Melléklet. Várható környezeti változások és hatásaik

1. Környezet = Táj – „alaptáblázat”

		VÁRHATÓ KÖRNYEZETVÁLTOZÁSOK			
<i>Tájalkotó tényezők</i>	<i>Az antropogén környezetváltoztató folyamatok</i>	<i>a litoszférában</i>	<i>a hidroszférában</i>	az atmoszférában	<i>az antroposzférában</i>
<b>Földtani szerkezet</b>	A civilizációs létesítmények és a szárazföldi jégtakaró olvadása megnöveli a vízmennyiséget, a kéregben új egyensúlyi állapot alakul ki. A mesterséges elektromágneses rezgések és a felszabadított radioaktivitás befolyásolja a geofizikai folyamatokat.	Az egyensúly átrendeződése megnöveli a tektonikai mikro- és makrojelenések számát	A tektonikus elmozdulások megváltoztatják a vízrajzi viszonyokat		Az egész földfelszínre kiterjedő civilizációs létesítmények fokozott igénybevételnek vannak kitéve földcsuszamlások, földrengések, megsüllyedések miatt.
<b>Földtani felépítés</b>	A rétegvíz és a szénhidrogének kitermelése gyorsítja a kompaktációt. A szénhidrogén termelés a geotermikus energia felhasználás céljából a rétegekbe sajtolt víz megváltoztatja a kioldódást. A felszíni vízrendszert szabályozása módosítja az üledékképződést, a szennyezett vízben fellépő üledékképződés pedig új típusú diagenézist eredményez.	A rétegtömörödés gyorsuló diagenézist, metamorfózist okoz. Eredmény: a felszín megsüllyedése.	A szennyvízből eredő üledékképződés gyorsítja a tavak feltöltődését. Csökken a felszín alatti vizek természetes utánpótlódása.		Az egész földfelszínen tért hódító civilizációs építmények, létesítmények fokozott igénybevételnek vannak kitéve földcsuszamlások, földrengések, megsüllyedések miatt.

<b>Domborzat</b>	A beépítés, az intenzív mezőgazdasági művelés és a lefolyási viszonyok megváltoztatása módosítja a lepusztulás – üledék felhalmozódás ritmusát. A tektonikai, kőzettani felépítés változásai morfológiai változásokkal járnak.	A litoszféra felszínén történő morfológiai változások a kőzetöv épülését / pusztulását okozzák.	A kisebb morfológiai változás befolyásolja a lefolyási viszonyokat, a nagyobbak a felszíni vizek lefolyási irányát és a terület vízháztartási viszonyait változtatják meg.	Valamennyi morfológiai változás és a beépítettség is módosító hatással van a mikro- és mezoklimára.	A mezőgazdasági művelést nehezíti az erózió elleni küzdelem. A beépített területeken gondot okoznak az akkumulációs folyamatok, pl. az üledék-felhalmozódás. A morfológiai változások veszélyeztetik a létesítményeket.
<b>Éghajlat</b>	Az erdőpusztulás csökkenti az asszimilációt, a légkörben feldúsul az SO <sub>2</sub> és CO <sub>2</sub> , gyorsul a felmelegedés. Növekszik az UV- és radioaktív sugárzás.	Az emelkedő hőmérséklet egyre több szén- és kén-savat tartalmazó csapadék gyorsítja a mállást. Az emelkedő tengerszint csökkenti a szárazföld területét, szaporodnak a transzgressziós jelenségek.	Az emelkedő hőmérséklet hatására csökken a szárazföldi jégtakaróban tározódó édesvízmennyiség és emelkedik a tengerszint. Gyorsul a víz globális körforgása.	A csökkenő hőmérséklet-különbségek gyengítik a nagy szélrendszereket. Állandósul a felhőtakaró, csökken a napsugárzás mennyisége. Speciális városi klímák alakulnak ki.	A csökkenő területű szárazföldön elszaporodó emberiség tevékenysége által nő a légkör CO <sub>2</sub> és SO <sub>2</sub> tartalma. Ez veszélyezteti az épületeket, technikai eszközöket, berendezéseket.
<b>Hidrológiai tényezők</b>	A felszíni víz szabályozása fokozza a szennyezettséget, a víz élővilága elszegényedik és öntisztuló képessége csökken. A fokozódó vízkivétel megváltoztatja a nyomásviszonyokat.	A felszíni vízrendszerek tájat építő/pusztító (alakító, alkotó) szerepe jelentéktelenné válik.	A mocsarak lecsapolása gyorsítja a tavak feltöltődését. Süllyed a talajvízszint, növekszik a belvízborítottság időtartama. A szennyeződések hatására megváltozik a tengervíz kémiai összetétele.	A források elapadása, a tavak kiszáradása, a vízfolyások hőszennyeződése megváltoztatja a mikro- és mezoklimát. Az elszennyeződött tengerek már nem tudnak részt venni a levegő megtisztításában	Az emberi élet alapfeltétele, a tiszta víz mennyisége csökken.

<b>Biogén tényezők</b>	A természetes biotópok megszűnése következtében „kipusztul az emlősfauna, átadja helyét az emberfaunának”, a természetes vegetációt kiszorítják a kultúrnövények.	Az intenzívvé vált mezőgazdaság csökkenti a deflációt. A szennyvíziszapokból új típusú, biogén üledék képződik. A felborult ökológiai egyensúly miatt elpusztulnak a kőzetalkotó élőlények.	A természetes élővilág megváltozása tönkreteszi a felszíni vizek öntisztulását. Az erdőpusztulás eredménye a csökkenő beszivárgás, gyorsuló lefolyás. Növekszik az árvízveszély.	A mind kevesebb erdő miatt csökken az oxigéntermelés, a légkörbe jutó egyre több CO <sub>2</sub> nem kötődik le.	A humán biomassza mennyisége növekszik, míg a víz és a táplálék mennyisége konstansnak tekinthető. A közlekedési infrastruktúra szegregálja az élővilágot.
<b>Talaj</b>	A tápláléklánc egyensúlya felborul, s így a természetes talajképződés megszűnik.	A növekvő erózió, a humuszképződés csökkenése, a gyorsuló mállás az „A” szintek helyett a „B/C” szintek uralkodóvá válását eredményezi.	A természetes vizekbe kerülő vegyszerek megváltoztatják a víz kémiai összetételét és élővilágát.	A természetes talajképződés megszűnése befolyásolja a mikro- és mezoklimát.	A talajtakaró megóvása mind nagyobb energiabefektetést igényel. A műtrágyák nem pótolhatják a csökkenő mennyiségű szerves trágyát.

(Verrasztó, 1979., 1993. )

## 2. Környezet = Táj: Hulladékok káros hatásai

		VÁRHATÓ KÖRNYEZETVÁLTOZÁSOK			
<i>Tájalkotó tényezők</i>	<i>Az antropogén környezetváltoztató folyamatok</i>	<i>a litoszférában</i>	<i>a hidroszférában</i>	<i>az atmoszférában</i>	<i>az antroposzférában</i>
<b>Földtani szerkezet</b>	Az egyensúly átrendeződése megnöveli a tektonikai mikro- és makrojelenségek számát	Az egyensúly átrendeződése megnöveli a tektonikai mikro- és makrojelenségek számát	A tektonikus elmozdulások megváltoztatják a vízrajzi viszonyokat		Az egész földfelszínre kiterjedő civilizációs létesítmények fokozott igénybevételt generálnak hulladékkezelő létesítményeik méretével, fizikai terhelésével, hatásával is elősegítve a mikro- és mezotektonikus folyamatokat
<b>Földtani felépítés</b>	A társadalom termelési és fogyasztási hulladékainak óriási mennyisége fizikai valójában, sokféle kémiai komponense pedig vegyi hatásaiban és hatásmechanizmusaiiban alakítja a recens kőzetképződési folyamatokat, a diagenézist	A rétegtömörödés gyorsuló diagenézist, metamorfózist okoz, kémiai jellemzőiben azonban jelentős a hulladékokból származó komponensek hatása. Sajátos geokémiai viszonyok is kialakulhatnak.	A szennyvízből illetve szennyezett vizekből eredő üledékképződés gyorsítja a tavak feltöltődését. Szennyezett vizekből történik a felszín alatti vizek természetes utánpótlódása.	A hulladékokból származó porszennyezés illetve a légnemű, gáz halmazállapotú szennyezőanyagkibocsátás üledékei befolyásolják a szedimentációs folyamatokat, úgy a mállást mint a diagenézist alakítják	A hulladékok akkumulációja és a hulladékkezelő létesítmények kibocsátásai fokozott terhelést jelentenek a társadalom által igényelt ill. igénybevett területeken
<b>Domborzat</b>	A társadalom termelési és fogyasztási hulladékainak óriási mennyisége hulladékdeponiák, meddőhányók kialakítását eredményezi.	A litoszféra felszínén történő morfológiai változások a kőzetön épülését / pusztulását okozzák, illetve felszínüllyedési folyamatokat generálnak.	A hulladékok által befolyásolt felszín megváltoznak az eróziós ill. akkumulációs folyamatok, ez is befolyásolja a domborzati viszonyok alakulását.	A globális klímaváltozás következtében felerősödő időjárási szélsőségek befolyásolják az eróziós ill. szedimentációs folyamatokat, közvetlenül és közvetve alakítják a domborzatot	A hulladékok által alakított domborzati formák fokozott erózióvesztélt jelentenek, a beépített területeken gondot okoznak az akkumulációs folyamatok, pl. az üledékfelhalmozódás. A morfológiai változások veszélyeztetik a létesítményeket.

<b>Éghajlat</b>	A hulladékdepóniák kopár felülete, kiporzásuk, kipárolgásuk ill. vegyi anyagokkal terhelt kigőzölégésük determinálja a mikroklimatikus, ill. méretüktől függően befolyásolja a mezoklimatikus folyamatokat és adottságokat. A légkörbe juttatott légszennyező anyagok már globális méretekben hatnak a klímára, az üvegházhatású gázok kibocsátása pedig befolyásolja a magaslégtér hőháztartási és védelmi funkcióit.	A globális klímaváltozás következtében felerősödő időjárási szélsőségek jelentősen befolyásolják az eróziós illetve szedimentációs folyamatokat.	A hulladékdepóniák által befolyásolt területek vízháztartási viszonyai visszahatnak a hidrometeorológiai jelenségekre és azok potenciális következményeire, Növekszik az árvízveszély.	A szilárd hulladékok porszennyezése és a gáznemű hulladékkibocsátás különböző fázisú és komponensű összetevői befolyásolják a napsugárzást, elősegítik a szmogképződést. Állandósul a felhőtakaró, csökken a napsugárzás mennyisége. Speciális városi klímák alakulnak ki.	A hulladékgázok kibocsátásának globális klímaváltozást generáló hatásain is túlmutató a speciális városklíma kialakulása, a szmog, illetve a mállási folyamatokat felerősítő kémiai komponensek arányának légköri növekedése.
<b>Hidrológiai tényezők</b>	A hulladékdepóniák által is alakított felszínen megváltoznak a lefolyási és beszivárgási viszonyok, illetve ezek kémiai terhelése közvetlen és közvetett szennyezések oldószere, közvetítője és befogadója.	A hulladékdepóniákból származó kiporzások illetve a szennyvizekből és szennyvizekből származó üledékek szedimentációs folyamatainak fizikai és kémiai következményei egyedi, lokális következményeket eredményeznek.	A hulladékdepóniák sajátos fizikai és kémiai adottságai alakítják a beszivárgási és lefolyási viszonyokat, befolyásolva ill. alakítva ezzel az érintett terület vízháztartási viszonyait	A különböző halmazállapotú hulladékok oldószere, közvetítője és integránsa a víz, mely a mindenkori relatív erózióbázison keresztül akkumulálja mindezeket. Külön fel kell hívni a figyelmet a gyógyszerek emberi szervezeten keresztüljutott hatóanyagainak, a vegyipar hulladékainak és a mezőgazdasági vegyszerek areálisan szennyező maradékainak víz által oldott és közvetített kémiai anyagaira.	Az emberi élet alapfeltétele, a tiszta víz mennyisége csökken, minősége romlik, a vízbázisok utánpótlási területeinek megóvása egyre nehezebb és költségesebb a társadalom egyre nagyobb mennyiségű és egyre bonyolultabb kémiai szerkezetű hulladékaiból kioldódó szennyezésekkel szemben.

<b>Biogén tényezők</b>	A hulladékdeponiák degradált felszínén a szukcesszió korai fázisai is lassan indulnak meg, a megváltozott kemizmusú illetve szennyezett vizek alapjaiban befolyásolják az élővilág életlehetőségeit.	Az intenzívvé vált mezőgazdaság csökkenti a deflációt. A szennyvíziszapokból új típusú, biogén üledék képződik. A felborult ökológiai egyensúly miatt elpusztulnak a kőzetalkotó élőlények.	A természetes élővilág megváltozása tönkreteszi a felszíni vizek öntisztulását. Az erdőpusztulás eredménye a csökkenő beszivárgás, gyorsuló lefolyás. Növekszik az árvízveszély.	A hulladékok által befolyásolt vízháztartási viszonyok és kémiai ill. biokémiai hatások szelektálják az élővilágot, az ökológiai feltételeket, a táplálékláncot.	A hulladékok sorsa egyre több társadalmi konfliktust generál, a GM módosított növénytermesztés hulladékainak veszélyei és a vegyszermaradékok következtében kialakuló rezisztencia következményei ezen túlműtató politikai és gazdasági viták alapjai.
<b>Talaj</b>	A degradált felszínen nincs talajképződés, a vázталajok lassú folyamatának kialakulását pedig determinálják a művi úton kialakított lejtőviszonyok és speciális kémiai adottságok. A tápláléklánc egyensúlya felborul, s így a természetes talajképződés megszűnik.	A növekvő erózió, a humuszképződés csökkenése, a gyorsuló mállás az „A” szintek helyett a „B/C” szintek uralkodóvá válását eredményezi.	A természetes vizekbe kerülő vegyszerek megváltoztatják a víz kémiai összetételét és élővilágát.	A hulladékok által determinált talajképződés fizikai és kémiai hatásai visszahatnak a mikro-, ill. méretétől függően a mezoklimatikus folyamatokra.	A hulladékok által igénybevetett illetve terhelt területek növekedése csökkenti a talajnak a biológiai produktivitását és gazdasági értékét.

(Verrasztó, 2010.)



### 3. Környezet = Táj: Felszíni vizek

		<b>VÁRHATÓ KÖRNYEZETVÁLTOZÁSOK</b>			
<i>Tájalkotó tényezők</i>	<i>Az antropogén környezetváltoztató folyamatok</i>	<i>a litoszférában</i>	<i>a hidroszférában</i>	<i>az atmoszférában</i>	<i>az antroposzférában</i>
<b>Földtani szerkezet</b>	A nagy méretű víztározók létesítésének következtében az egyensúly átrendeződése megnöveli a tektonikai mikro- és makrojelenségek számát	A nagy méretű víztározók létesítésének következtében az egyensúly átrendeződése megnöveli a tektonikai mikro- és makrojelenségek számát	A tektonikai mikro- és makrojelenségek kihatnak a vízfolyások irányára, vízgyűjtő területére.		A civilizációs létesítmények megváltoztatják a lefolyási és beszivárgási viszonyokat létesítményeik méretével, fizikai terhelésével is elősegítve a mikro- és mezotektonikus folyamatokat, befolyásolva ezekkel is a felszíni vízháztartási viszonyokat
<b>Földtani felépítés</b>	A víztározók és a szabályozott folyómedrek megakadályozzák a hordalékszállítást és lerakást	A tavak üledékeiben ill. a folyóvizek időszakos elöntései során lerakott üledékekben sok a toxikus anyag.	A szennyvízből illetve szennyezett vizekből eredő terhelések determinálják a vízminőséget, az üledékek minőségét ez határozza meg	A globális klímaváltozás következtében felerősödő időjárási szélsőségek elősegítik szennyezőanyagok bemosódását, a vizekbe jutását és a mindenkori relatív erózióbázisban történő akkumulációját.	A szennyvizek és a szennyezett vizek kibocsátásai kémiai hatásaikkal fokozott terhelést jelentenek a társadalom által igényelt ill. igénybevett területeken, hatva a szedimentációs folyamatokra

<b>Domborzat</b>	A hordalékszállítás-lerakás megváltozása megváltoztatja a folyóvíz energia-háztartását, építő-pusztító folyamatait. A bányászati anyagelvonás nyomán bányatavak alakulnak ki.	A szabályozott folyómedrek, beszűkített vízfolyások szélsőségek esetén rendkívüli eróziós-szedimentációs folyamatokat generálnak	A hordalékszállítás-lerakás megváltozása megváltoztatja a folyóvíz energiaháztartását, építő-pusztító folyamatait. A bányászati anyagelvonás nyomán bányatavak alakulnak ki.	A hidrometeorológiai szélsőségek közvetlen eróziós tényezőként alakítják a domborzatot.	A civilizációs létesítmények felszín- és domborzatalakító hatásai, víz iránti és vízzel szembeni igényei determinálják a vízgyűjtőrendszerek hidrológiai viszonyait
<b>Éghajlat</b>	Az ár- és belvízi öntésterületek csökkenése illetve a bányatavak és egyéb mesterséges tavak, víztározók nyílt vízfelületének párolgása hatással van a mikro- és mezoklimára	Az ár- és belvízi öntésterületek csökkenése illetve a bányatavak és egyéb mesterséges tavak, víztározók nyílt vízfelületének párolgása hatással van a mikro- és mezoklimára	A vízfolyások művi átalakítása csökkenti az ártéri erdők és vízpartok puffertartását.	A folyószabályozásból is következő gyorsuló lefolyás növeli az ariditást	Az urbanizált területeken jelentősen lecsökkent természetközeli felszíni vizek hiánya fokozza a városklíma negatívumainak a felerősödését
<b>Hidrológiai tényezők</b>	A szabályozott vízfolyások és mesterséges víztározók nem biztosítják a talajvíz utánpótlását, a tározókból kisvízi időszakokban kétséges a hidrológiai rendszer vízellátásának biztonsága	A szabályozott folyómedrekben szállított üledék öntisztulása romlik, hordalékszállítása lecsökken.	A szabályozott felszíni vizek ár- és belvízei lecsökkennek, minimalizált az elöntések területe és időtartama, de sérülékenyebb a hidrológiai rendszer a szélsőségekkel szemben.	A szabályozott vízfolyások kevésbé toleránsak a rendkívüli hidrometeorológiai események szélsőségeivel szemben	Az emberi élet alapfel-tétele, a tiszta víz mennyisége csökken, minősége romlik, a vízbázisok utánpótlási területeinek megóvása egyre nehezebb és költségesebb a társadalom egyre nagyobb mennyiségű és egyre bonyolultabb kémiai szerkezetű hulladékaiból kioldódó szennyezésekkel szemben.

<b>Biogén tényezők</b>	A bányatavak körüli depressziós területeken degradálódik az élővilág, a vízfolyások szabályozása csökkenti, esetenként kizárja az élővilág migrációját, az esésviszonyok megváltozása átalakítja a biotóp fajösszetételét.	A szennyezőanyagokkal terhelt vízfolyásokban degradálódik a biodiverzitás.	A szabályozott vízfolyások kizárják a folyómenti „küzdeldmi zóna” biológiailag értékes területeinek kialakulását.	A lecsökkent öntisztulás által befolyásolt vízminőségi viszonyok, a szabályozott partvonal növényzete és az esési, áramlási viszonyok befolyásolják az ökológiai feltételeket, a táplálékláncot.	A társadalom víz iránti és a vizek kártételével szemben támasztott igényei mellett nehezen és kevésbé érvényesíthetők a hidrobiológiai rendszerek biodiverzitására irányuló ökológiai elvárások. Az árvízvédelmi töltések és víztározók korlátozzák a küzdeldmi zónát.
<b>Talaj</b>	A szabályozott folyók időszakos kiöntései toxikus anyagok sokaságával terhelik a talajtakarót.	A szabályozott folyók időszakos kiöntései toxikus anyagok sokaságával terhelik a talajtakarót.	A szélsőséges hidrológiai események során bemosódó szennyezett talajok nem vagy nehezen tisztulnak meg.		Az urbanizált területeken gyakorlatilag nincs talaj talajképződés és beszivárgás, meghatározó a burkolt felületekről történő gyors lefolyás

(Verrasztó, 2010.)

4. Környezet = Táj: Felszín alatti vizek

		VÁRHATÓ KÖRNYEZETVÁLTOZÁSOK			
<i>Tájékoztató tényezők</i>	<i>Az antropogén környezetváltoztató folyamatok</i>	<i>a litoszférában</i>	<i>a hidroszférában</i>	<i>az atmoszférában</i>	<i>az antroposzférában</i>
<b>Földtani szerkezet</b>	A nagy mennyiségű felszín alatti vízkitermelés következtében az egyensúly átrendeződése megnöveli a tektonikai mikro- és makrojelenségek számát	A nagy mennyiségű felszín alatti vízkitermelés következtében az egyensúly átrendeződése megnöveli a tektonikai mikro- és makrojelenségek számát	A tektonikus elmozdulások megváltoztatják a felszín alatti vizek utánpótlási viszonyait		Az egész földfelszínre kiterjedő civilizációs létesítmények megváltoztatják a lefolyási és beszivárgási viszonyokat létesítményeik méretével, fizikai terhelésével, hatásával is elősegítve a mikro- és mezotektonikus folyamatokat, befolyásolva ezekkel is a felszín alatti víz-háztartási viszonyokat
<b>Földtani felépítés</b>	A mezőgazdasági vegyszerek valamint a társadalom termelési és fogyasztási hulladékainak óriási mennyisége, sokféle kémiai komponense areálisan terheli a földtani közeget a beszivárgási és geokémiai viszonyok függvényében. Az intenzív vízkitermelés növeli a kompaktiót, gyorsítja a diagenézist.	A rétegtömörödés gyorsuló diagenézist, metamorfózist okoz, kémiai jellemzőiben azonban jelentős a hulladékokból származó komponensek hatása. Sajátos geokémiai viszonyok is kialakulhatnak.	A szennyvízből illetve szennyezett vizekből eredő terhelések determinálják a vízminőséget, szennyezett vizekből történik a felszín alatti vizek természetes utánpótlódása is.	A globális klímaváltozás következtében felerősödő időjárási szélsőségek elősegítik szennyezőanyagok bemosódását, a felszín alatti rendszerekbe jutását.	A szennyvizek és a szennyezett vizek kibocsátásai fokozott terhelést jelentenek a társadalom által igényelt ill. igénybevett területeken
<b>Domborzat</b>	.A felszín alatti vizek intenzív kitermelése a felszín megcsúszlását eredményezheti.	A litoszféra felszínén történő morfológiai változások a kőzetöv épülését / pusztulását okozzák, illetve felszínsüllyedési folyamatokat generálnak.			A társadalom ill. a hulladékok által alakított domborzati formák determinálják a beszivárgás fizikai és kémiai jellemzőit..

<b>Éghajlat</b>	A vízkitermelések depressziós hatása növeli az ariditást.	A talajvízszint csökkenése, források elapadása, a vizes élőhelyek beszűkülése növeli az ariditást.	A termálvizek hasznosításának intenzifikálása megnöveli a használt vizekből származó hőterhelést a felszíni vizekben, ezzel mikro- és mezoklimatikus folyamatokra is hatva.		A hulladékgázok kibocsátásának globális klímaváltozást generáló hatásain is túlmutató a speciális városklíma kialakulása, a szmog, illetve a mállási folyamatokat felerősítő kémiai komponensek arányának légköri növekedése, mely a csapadékon keresztül visszahat a rendszerre.
<b>Hidrológiai tényezők</b>	Az intenzív vízkitermelés depressziós hatása megváltoztatja a lefolyási és beszivárgási viszonyokat, a szennyezőanyagok migrálása gyorsabbá válik. A források száma csökken, vízjárásuk egyre szélsőségesebbé válik.	Az intenzív „vízbányászat” következtében kiszáradó források nyomán megszűnnek és átalakulnak a korábbi területi vízháztartási egyensúlyok, szélsőségesebb és kiszámíthatatlan állapotok válnak jellemzővé	A szabályozott felszíni vizek ár- és belvizei lecsökkennek, minimalizált az előtétek területe és időtartama. Ez lecsökkenti a felszín alatti vizek utánpótlását is.	A különböző halmazállapotú hulladékok oldószere, közvetítője és integránsa a víz, mely a mindenkori relatív erózióbázison keresztül akkumulálja mind ezeket. Külön fel kell hívni a figyelmet a gyógyszerek emberi szervezeten keresztüljutott hatóanyagainak, a vegyipar hulladékainak és a mezőgazdasági vegyszerek areálisan szennyező maradékainak víz által oldott és közvetített kémiai anyagaira.	Az emberi élet alapfeltétele, a tiszta víz mennyisége csökken, minősége romlik, a vízbázisok utánpótlási területeinek megóvása egyre nehezebb és költségesebb a társadalom egyre nagyobb mennyiségű és egyre bonyolultabb kémiai szerkezetű hulladékaiból kioldódó szennyezésekkel szemben.

<b>Biogén tényezők</b>	A depressziós területeken illetve a kiszáradt források hatásterületein degradálódik a vegetáció, a vizes élőhelyek beszűkülnek.	A depressziós területeken illetve a kiszáradt források hatásterületein degradálódik a vegetáció, a vizes élőhelyek beszűkülnek.	A kiapadt források hatásterületein kialakuló időszakos vízfolyások élővilága sérülékeny a szélsőséges időjárási viszonyok esetén.	A hulladékok által befolyásolt vízháztartási viszonyok és kémiai ill. biokémiai hatások szelektálják az élővilágot, az ökológiai feltételeket, a táplálékláncot.	A megváltozott felszín alatti vízháztartási viszonyok által befolyásolt területeken átalakul az élővilág.
<b>Talaj</b>	A talajvizek mennyiségi csökkenése és minőségének romlása károsan befolyásolja a talaj vízháztartását. Az öntözéses növénytermesztés hatására nő a szikesedés.	A talajvizek mennyiségi csökkenése és minőségének romlása károsan befolyásolja a talaj vízháztartását. Az öntözéses növénytermesztés hatására nő a szikesedés.	Az ariditás növekedése elősegíti a szennyezőanyagok bemosódásának intenzifikálódását, a talaj romlását.	A hulladékok által determinált talajképződés fizikai és kémiai hatásai visszahatnak a mikro-, ill. méretétől függően a mezoklimatikus folyamatokra.	A vízbázisok védőterületei maradnak a vegyszermentes talajképződés reliktumai

(Verrasztó, 2010.)

5. Környezet = Táj: Léggör

		VÁRHATÓ KÖRNYEZETVÁLTOZÁSOK			
<i>Tájalkotó tényezők</i>	<i>Az antropogén környezetváltoztató folyamatok</i>	<i>a litoszférában</i>	<i>a hidroszférában</i>	<i>az atmoszférában</i>	<i>az antroposzférában</i>
<b>Földtani szerkezet</b>			A földtani szerkezettel összefüggő fizikai és kémiai hatások (bizonyos kémiai elemek migrációja ill. fizikai sugárzások) antropogén kibocsátásokkal szuperonálódva integrálódnak a hidroszférában.		
<b>Földtani felépítés</b>	A nagy mennyiségű szilárd légszennyező anyag üledékképző, szedimentációs folyamatok részévé válik	A légszennyezésből származó anyagok is részei a szedimentációnak, a tavak üledékeiben ill. a folyóvizek időszakos elöntései során lerakott üledékekben is akkumulálódnak, illetve befolyásolják az oldás-mállás folyamatát	A biológiailag degradált illetve művi felszínekről származó por és a kémiai szennyezése is befolyásolja az üledékek minőségét	A globális klímaváltozás következtében felerősödő időjárási szélsőségek elősegítik szennyezőanyagok bemosódását, a vizekbe jutását és a mindenkori relatív erózióbázisban történő akkumulációját.	A civilizációs létesítmények megváltoztatják a felszínközeli anyagok eloszlását és jellemzőit, befolyásolva ezzel a fajhőt, elősegítve a városklíma kialakulását

<b>Domborzat</b>				A hőszennyezéssel is befolyásolt hidrometeorológiai szélsőségek közvetlen eróziós tényezőként alakítják a domborzatot.	A civilizációs létesítmények megváltoztatják a földfelszín morfológiai viszonyait, befolyásolva ezzel az átszellőzés lehetőségeit
<b>Éghajlat</b>	A hő- és légszennyező kibocsátások sokasága lokális, regionális és globális kihatásaiban egyaránt hat a klimatikus folyamatokra	A vulkánkitörésekből származó gázok és por, illetve az éghajlatváltozás következtében felszabaduló metán az ipari és lakossági légszennyező hatásokkal kumulálódik	A hőszennyező légköri kibocsátások is közvetlenül hatnak a mikro- és mezoklimatikus folyamatokra, különösen a hidrometeorológiai tényezőkre	A légkörbe jutott szennyezőanyagok generálják a speciális városklíma kialakulását, a szmogot és a mállást gyorsító hatásokat.	Az urbanizált területeken jelentősen lecsökkent természetközeli felszínállapotok hiánya fokozza a városklíma negatívumainak a felerősödését, a légszennyező anyagok koncentrációjának növekedését
<b>Hidrológiai tényezők</b>	A hő- és légszennyező kibocsátások hatásai akumulálódnak a hidrológiai rendszerekben	A vizek oldószerei, közvetítői és integránsai a természetes és antropogén eredetű légköri alkotóelemeknek.	A légkörbe kibocsátott hő- és kémiai szennyező anyagok befolyásolják a felszíni vizek áramlási és jégképződési viszonyait	A vizek oldószerei, közvetítői és integránsai a természetes és antropogén eredetű légköri alkotóelemeknek.	Az emberi élet alapfeltétele, a tiszta levegő csökken, minősége romlik, az egészségügyi határértékek kielégítése egyre nehezebb és költségesebb a társadalom egyre nagyobb mennyiségű és egyre bonyolultabb kémiai szerkezetű hulladékaiból származó légköri szennyezésekkel szemben.



<b>Biogén tényezők</b>	A hő- és légszennyező hatásokkal terhelt vizekben megváltoznak az ökológiai feltételek	A hóvel, porral és/ vagy gázokkal terhelt-szennyezett levegő degradálja a biodiverzitást, rontja az ökológiai feltételeket.	A légkörbe kibocsátott hő- és kémiai szennyező anyagok befolyásolják a felszíni vizek áramlási és jégképződési viszonyait, ezen keresztül az ökológiai feltételeket ill. lehetőségeket	A hóvel, porral és/ vagy gázokkal terhelt-szennyezett levegő degradálja a biodiverzitást, rontja az ökológiai feltételeket.	A szennyezett levegőt, speciális városklimát tűrő növény-és állatfajokra degradálódik az élővilág.
<b>Talaj</b>	A csapadék által oldott és közvetített légszennyező anyagok a talajban integrálódnak.	A csapadék által oldott és közvetített légszennyező anyagok a talajban integrálódnak.	A szélsőséges hidrológiai események során bemosódó szennyezett talajok nem vagy nehezen tisztulnak meg.	A csapadék által oldott és közvetített légszennyező anyagok a talajban integrálódnak.	Az urbanizált területeken gyakorlatilag nincs talaj talajképződés és beszivárgás, meghatározó a burkolt felületekről történő gyors lefolyás

(Verrasztó, 2010.)

6. Környezet = Táj: Természetvédelem

VÁRHATÓ KÖRNYEZETVÁLTOZÁSOK

Tájalkotó tényezők	Az antropogén környezet-változtató folyamatok	a litoszférában	a hidroszférában	az atmoszférában	az antroposzférában
<b>Földtani szerkezet</b>		Az egyensúly átrendeződése következtében megnövekedett tektonikai jelenségek megváltoztatják a korábbi környezeti adottságokat úgy a védett objektumok, mint az élővilág védett fajai és társulásai számára	A tektonikus elmozdulások megváltoztatják a vízrajzi és hidrobiológiai viszonyokat		
<b>Földtani felépítés</b>	A lefolyási és beszivárgási viszonyok megváltozása, a víz- és levegő minőségének, kémiai alkotórészeinek változásai, a rezgések káros hatásai közvetlenül hatnak 'ex lege' forrásokra, vizes élőhelyekre, barlangokra illetve a védett élővilág élőhelyi viszonyaira.	A szennyezett levegő következtében intenzifikálódó mállás védett objektumokat károsít, a barlangok speciális természetvédelmi oltalmának társadalmi igénye konfliktusokat generál a városfejlesztéssel is.	Az antropogén üledékképződés mennyiségi és minőségi hatásai növelik a természetvédelmi oltalom növelésének társadalmi igényét.	Az antropogén üledékképződésből származó szennyezett és szennyező por a szmogjelenséggel együtt védett területeket is veszélyeztet.	A társadalom által igényelt ill. igénybevett területek növekednek, szűkítve ezzel is a természetes élőhelyeket

<b>Domborzat</b>	Az emberi tevékenység következtében (is) létrejövő felszíni szintváltozások jelentősen befolyásolják a védett ill. védendő természeti értékek környezeti feltételeit.	Az emberi tevékenység következtében (is) létrejövő felszíni szintváltozások, eróziós jelenségek jelentősen befolyásolják a védett ill. védendő természeti értékek környezeti feltételeit.	Az antropogén hatások sokasága által determinált felszín ill. domborzat által befolyásolt lefolyási viszonyok hatnak az élőhelyekre és tápláléklánra.	Az antropogén hatásokkal alakított domborzati formák pl. szelérőművek, toronyházak, tömbházak, stb. egyre jelentősebben befolyásolják a természetvédelmi oltalom alatt álló fajok élőhelyeit, táplálkozását, migrációját	A civilizációs létesítmények felszínalakítása önálló domborzati elemmé nő növelve a társadalmi igényt a táj, a tájkép védelmére is.
<b>Éghajlat</b>	A globális klímaváltozás következményei a földi rendszerek egészére hatóan, kisebb létesítmények, beavatkozások –pl. folyószabályozások, kavicsbányák, öntözőrendszerek – lokálisan ill. regionálisan hatnak a védett ill. védendő természeti értékek környezeti feltételeire.	A globális klímaváltozás szélsőségeket növelő hatásai befolyásolják a természetvédelmi oltalom alatt álló fajok ökológiai feltételeinek megőrzését.	A szélsőséges hidrometeorológiai események hatásainak következményeit figyelembe kell venni a természetvédelmi oltalom feltételeinek kialakításához.	A szilárd hulladékok porszennyezése és a gáznemű hulladékkibocsátás különböző fázisú és komponensű összetevői befolyásolják a napsugárzást, elősegítik a szmogképződést. Állandósul a felhőtakaró, csökken a napsugárzás mennyisége. Speciális városi klímák alakulnak ki.	A városklíma fizikai és kémiai hatásai szelektálják a védett fajok életkörülményeit is.

<p><b>Hidrológiai tényezők</b></p>	<p>Az antropogén hatások által determinált hidrológiai és vízminőségi jellemzők szűkítik a speciális környezeti igényű fajok életterét, növelik a védelemre szoruló fajok számát, a beépítések csökkentik a források vízutánpótlási, beszivárgási területeit.</p>	<p>A globális klímaváltozás következtében felerősödő szélsőséges hidrológiai jelenségek veszélyeztetik a védett fajok ökológiai igényeit.</p>	<p>A víz nem csupán élőlények élettere és tápanyaga, de szennyezőanyagok oldószere, közvetítője és integránsa is, mely tényezők összessége befolyásolja a természetvédelmi korlátozások megfogalmazását.</p>	<p>A különböző halmazállapotú hulladékok oldószere, közvetítője és integránsa a víz, mely a mindenkori relatív erózióbázison keresztül akkumulálja beleértve a gyógyszerek emberi szervezeten keresztüljutott hatóanyagainak, a vegyipar hulladékainak és a mezőgazdasági vegyszerek areálisan szennyező maradékainak víz által oldott és közvetített kémiai anyagaival a tápláléklánc egészére hatva.</p>	<p>A felszíni vizek állapotát a civilizációs létesítmények fizikai és kémiai hatásokkal determinálják, ezzel is szűkítve a természetes életlehetőségeket, növelve az igényt a természetvédelemre, növelve a konfliktusokat a gyakorlati érvényesítésben.</p>
------------------------------------	-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

<p><b>Biogén tényezők</b></p>	<p>A mind kisebb területekre zsugorodó és a környezeti terheléseknek/szennyezésnek egyre nagyobb mértékben kitett természetközeli állapotú területek egyre több életközössége szorul természetvédelmi oltalomra.</p>	<p>A mind kisebb területekre zsugorodó és a környezeti terheléseknek/szennyezésnek egyre nagyobb mértékben kitett természetközeli állapotú területek egyre több életközössége szorul természetvédelmi oltalomra a biodiverzitás megőrzésének érdekében.</p>	<p>A vízfolyások művi átalakítása korlátozza az árterületek küzdelmi zónáinak ökológiai lehetőségét, így degradálja a biodiverzitást. Egyre fontosabbak az ökológiai folyosórendszerek.</p>	<p>A hulladékok által befolyásolt vízháztartási viszonyok és kémiai ill. biokémiai hatások szelektálják az élővilágot, az ökológiai feltételeket, a táplálékláncot.</p>	<p>A társadalom által igényelt, tenyésztett és természetű tájidegen ill. GM módosított fajok egyre jelentősebb hatásként befolyásolják a védett ill. védendő fajok életlehetőségeit, szűkítik életterüket, növelik az egyre nehezebben kielégíthető igényt a természetvédelemre és a génállomány megőrzésére. A közlekedési infrastruktúra szegregálja az élővilágot.</p>
<p><b>Talaj</b></p>	<p>A művi úton kialakított lejtőviszonyok és speciális kémiai adottságok is szűkítik az élővilág ökológiai rendszerét, a tápláléklánc egyensúlyát.</p>	<p>A társadalom által igénybevett területek növekedése szűkíti a természetes élőhelyeket.</p>	<p>A vízfolyások művi átalakítása csökkenti az ártéri talajok képződését, szűkíti az élőhelyeket.</p>	<p>Az elszigetelődött természetközeli élőhelyek talajképződése ill. talajélete is befogadója a szennyező hatásoknak visszahatva a tápláléklánra.</p>	<p>A társadalom által igénybevett területek növekedése szűkíti a természetes élőhelyeket.</p>

(Verrasztó, 2010.



## A TÉRINFORMATIKAI RENDSZEREK (GIS) PROBLÉMÁI AZ ALAPKUTATÁSBAN ÉS AZ ALKALMAZOTT PROJEKTEKBEN

MIKLÓS László

Technická univerzita vo Zvolene, Fakulta ekológie a environmentalistiky  
(Zólyomi Műszaki Egyetem Ökológiai és Környezettudományi Kara)  
960 53 Zvolen, T. G. Masaryka 24, Slovenská republika, e-mail: miklos@vsld.tuzvo.sk

**Kulcsszavak:** GIS, egységes kartográfiai alap, georeferencia, mutatók

**Összefoglalás:** A térbeli információs rendszerek (GIS) nagy teret hódítanak a tájokológiában, a föld- és környezettudományokban is. A GIS műszaki fejlődése olyan gyors, hogy ezt a felhasználó tudományok nem tudják kellőképpen követni, ezáltal kellőképpen ki sem használni a GIS előnyeit. Számos problémát kell még a GIS műszaki és a tartalmi részei harmonizációja érdekében megoldani, ezek közül az egységes kartográfiai-topográfiai alap felépítését és használatát, a georeferenciós elemek megfelelő kiválasztását, a geoszisztéma elemei mutatóinak megfelelő kiválasztását és megfelelő georeferenciálását taglaljuk. Mindezeket a módszertani kérdéseket az előző tájokológiai munkáink alapján, valamint az Ipoly vízgyűjtője térbeli információs rendszere kidolgozására a jelen időben befejezet projekt eredményeinek tükrében tárgyaljuk.

### Bevezetés

Napjainkra a térinformatikai rendszerek (geographical information systems, GIS) a tudományos, tervezési, döntéshozatali folyamatokban, sőt a mindennapi életben is nagy közkezdveltségnek örvendenek. E helyen teljesen fölöslegesnek tartom e rendszerek általános felhasználhatóságáról, előnyeiről, sőt immár majdnemhogy elkerülhetetlenségéről szólni. A GIS rendszerek számítástechnikai-információtechnikai szempontból óriási fejlődést mutatnak az utóbbi években. Ugyanakkor azt is meg kell állapítanunk, hogy a GIS műszaki fejlődése sok „klasszikus” tudományág művelői számára szinte követhetetlen, ezért műszaki lehetőségei messzemenően nincsenek kihasználva. A másik oldalról nézve viszont a GIS specialisták nem oldottak meg – esetleg egyelőre nem tudják megoldani – a felhasználó tudományágakban alapvető feladatokat. Néhány ilyen fontos és megoldásra váró kérdéstről értekeznek e cikk is, főleg a tájokológia, a földtudományok és környezettudományok szempontjából, mégpedig egy, a gyakorlat számára kidolgozott projekt, az Ipoly vízgyűjtőjének információs rendszere felépítése kapcsán.

### A GIS az analitikus és a komplex feladatok megoldásában

A fentebb említett GIS-használattal kapcsolatos problémák természetesen a legkülönbözőbb változatokban jelennek meg. Erősen általánosítva azt mondhatjuk, hogy az analitikus jellegű feladatok esetében ez a probléma kisebb, mint ahol az eredményt csak a geoszisztéma többi elemének számos mutatója különböző összevetésével érhető el, és a folyamatban GIS-alapokon nyugvó információs rendszert kívánunk használni. Ezek szempontjából alapkérdések sora vetődik fel, melyek tulajdonképpen nem a GIS belső rendszerének a problémái, hanem a GIS térformátuma és e térformátumra helyezett objektumok konfliktusa. A konfliktusok alapját a következő kulcskérdések jelentik:

- ❖ Az információs rendszer felépítése - a térinformatikai alap:
  - a kartográfiai alap,
  - a georeferencia-elemek,
  - a rendszer tartalma – a mutatók.
- ❖ A rendszer használata.
- ❖ A monitoring:
  - az információk gyűjtése és raktározása,
  - az információk állandó jellegű aktualizálása.

A következőkben e kulcskérdéseket fogjuk megnyitni, támaszkodva az előző ilyen jellegű projektek és a jelenlegi konkrét projekt tapasztalataira.

### **A rendszer felépítése – a térinformatikai – kartográfiai alap**

Mivelhogy a térinformatikai rendszerek a térrel foglalkoznak, természetes, hogy e rendszerek abszolút alapja a tér megértése, tudományos jellemzése és megjelenítése – ennek az eszköze pedig a térkép. A térkép a térinformatikai rendszerek alapja marad akkor is, ha már ezek nem hagyományos, nyomtatott alakban – nem „kép”-ként – jelennek meg, hanem elektronikus formában. A térképek legalapvetőbb tulajdonsága – a tér minden egyes pontjának  $[x,y,z,]$  koordináta-rendszerrel való definálása az elektronikus GIS-nek is az alapja maradt, ugyanúgy a geoszisztéma objektumainak ezen a koordinátarendszeren való megjelenítése.

Itt szükséges kitérni a geoszisztéma fogalomhoz. Mivelhogy a GIS is rendszerelméleti alapon nyugszik (pl. CHORLEY és KENNEDY 1971, SOCHAVA 1978, KRCHO 1991), elkerülhetetlennek tartjuk a kialakításához és feltöltéséhez vezető módszertani lépéseket is a geoszisztéma (ökoszisztéma) elmélet alapján kezelni. E szerzők és a mi értelmezésünkben is a geoszisztéma a geográfiai szféra komponenseinek (elemeinek, objektumainak) és ezek kölcsönhatásainak együttese, amihez hozzátesszük, hogy a geoszisztéma egyúttal a táj és a környezet tartalmát is fedi, nem beszélve arról, hogy a föld konkrét materiális szelvénye természetesen nem tudja, hogy milyen jelzővel van illetve és a jelzők hatására nem fog megváltozni (MIKLÓS és IZAKOVIČOVÁ 1997). Az alapvető tétel a GIS szempontjából a geoszisztéma struktúrája, tehát hogy a geoszisztémák elemekből állnak, tulajdonságaikat mutatókon keresztül vizsgáljuk, amelyeknek a konkrét területen konkrét értékei vannak. Az *elem (objektum) – tulajdonság – mutató – érték* fogalomsor funkciói nem összetévesztendőek, különben a GIS technológia alkalmazásánál nem fogjuk elérni a kívánt eredményt.

Mik itt tehát a felhasználói tudományágak szempontjából a kulcskérdések?

#### **a) A geometriailag egységes vetületrendszer.**

Ez kimondottan mértani, műszaki kérdés és önmagában véve nem is probléma. Képzelnünk el egy jó atlaszt: elvárjuk, hogy az ugyanazon mértékű térképek egyforma nagyok, egyforma vetületűek, egyforma kivitelűek legyenek. Tehát itt a problémát esetleg szervezési kérdések jelenthetnek: pl. hogy egy komplex munka során az illetékesek minden kívánatos információt ugyanazon kartográfiai alapra helyezték rá. Ez nem mindig sikerült a múltban sem, a jelenben sem. Ennél az állításnál bátran hivatkozhatok



a Szlovák Tudományos Akadémia Tájökológiai Intézetének 30-éves konkrét munkákban szerzett tapasztalataira a LANDEP (tájökológiai tervezés, RUŽIČKA és MIKLÓS 1982, 1990, KOZOVÁ et al. 2006) módszertannak a tudományban és a tervezésben való alkalmazásakor, ami minden esetben széleskörű szakembercsoport munkája összehangolását követelte meg.

### **b) Az egységes topográfia – a felszín és az objektumok egységes rendszere**

Ez már nehezebb feladat, de aláhúzzuk, megint csak nem informatika-technikai szempontból. A felszín modellezése nem jelent problémát, ezt már a számítógép a felszín digitális modelljéből (DMT) elvégzi. Viszont a térben létező materiális elemek, egyrészt az alap (topográfiai) térképelemek, másrészt a tematikus térképek elemei összehangolása mind a mai napig **égető és nem megoldott feladat.**

Az alapvető topográfiai térképelemek különböző eredetű térképeken még az ugyanolyan kartográfiai vetület esetében is gyakran különböző helyzetben és területen jelennek meg. Ez már magában véve is kellemetlen, de ha a legkülönbözőbb tematikus térképek elemeit ilyen nem egységes topográfiai térképekre helyezték rá, és ezeket táplálták azután be a GIS rendszerbe, ezek a komplex értékelésekkor teljesen kaotikus kombinációkat jelenthetnek és félrevezető eredményekhez vezethetnek. Azt hiszem, nem egyedi példákat említek: az egyik térképről átvitt patak a másik térképen a domboldalon folyik, nem pedig a völgyben, ugyanaz az út két térképen néha varkocsszerűen fonódik egymásba, az alluviális üledékeken rendzina talajok jelennek meg, a mészköves lejtőkön savanyú erdőtalajok, a tó tízfokos lejtőre került stb.

Az informatikusok szempontjából ez nem probléma – vagy inkább ez nem az informatikusok problémája, ők újra csak azt állítják, hogy bármilyen vetületű térképet egységes alapra tudnak „átszámolni”. Jelenleg hatalmas segítséget jelentenek a topográfiai térkép alapelemeinek és a földhasználat alapelemei egységesítésében az ortofototérképek és a georeferenciált úrfelvételek, amelyeket elektronikus módon lehet kezelni. A tematikus térképekre viszont az eredeti tematikus információkat – nem a többszörösen beszkennelt másolatok - kézi munkával helyezték rá, ezeket átszámolni nem lehet. Természetesen egyenként a tematikus térképeket vígan használhatjuk, sőt még az sem biztos, hogy rájövünk az analitikus réteg hibáira. Viszont ha komplex információkra van szükségünk, az egyes elemek kölcsönhatását kívánjuk vizsgálni, ezeket egységesíteni kell, ki kell zárni az abszurd kombinációkat. Ezt csakis kézi munkával lehet, mégpedig nagy szakértelemmel és a geoszisztéma elemei kapcsolatrendszerének alapos ismeretével. Ez a komplexumok – az abiotikus, biotikus, szocio-ökonómiai esetleg más térbeli komplex egységek – kialakításának a tudománya, ami meghatározó az információs rendszer minősége szempontjából.

Az SzTA Tájökológiai Intézetében tulajdonképpen két évtizeden keresztül „kézzel gyártott” GIS rendszerekkel dolgoztunk: a számítógépet a pauszpapír, transzparens fóliák és a térképek egymásra helyezése helyettesítette. Így értük el a kölcsönhatások vizsgálatához szükséges komplex információkat (KOZOVÁ et al. 2006). Ezek a munkák az országos szinttől – az ún. Ökológiai Generel kidolgozásától (MIKLÓS 1989) egészen kis területek tájökológiai terveig (RUŽIČKA és MIKLÓS 1982b) terjedtek, beleértve pl. az Ipoly vízgyűjtőjét is (MIKLÓS et al. 2000, 2003). A legnagyobb volumenű ilyen „kézzel gyártott GIS” munka a Kelet-szlovákiai-síkság tájökológiai terve volt 1:25000 méretarányban, ahol több mint 50 tematikus fedvényt harmonizáltunk egységes kartográfiai alapon

(MIKLÓS et al. 1986, MIKLÓS et al. 1986). Ennek a munkának a végén már számítógépes feldolgozást is alkalmaztunk, aminek módszertanilag nagy jelentősége volt: megmutatta, mire képes és mire nem képes a gép (MIKLÓS et al. 1986).

A legújabb munkák között – már teljes mértékben a GIS technológiát alkalmazva – két atlasz említendő, mégpedig Szlovákia Tájatlasza (MIKLÓS és HRNČIAROVÁ 2002) és Szlovákia reprezentatív geoökoszisztémáinak atlasza (MIKLÓS et al. 2006).

E fentebb vázolt problémacsoportot hivatott megoldani az EU INSPIRE irányelve, melyeket minden tagországnak kötelezően alkalmaznia kell (DIRECTIVE 2007/2/EC). A gyakorlati megvalósításhoz viszont még megértés, akarat, nem utolsósorban idő és pénz szükségeltetik.

### **c) A vetület, az ábrázolás, a raszter–vektor átalakítás**

Bár megfelelő megoldásuk egyértelműen meghatározza a rendszer minőségét, ezek is alapvetően műszaki jellegű feladatok. A tájökológia szakmai feladata abban rejlik, hogy megfelelő vetületet és ábrázolási módot válasszunk az egyes tematikus fedvényekhez, tudjuk-e ezeket vektoros adatmodellből raszteresbe vagy fordítva átalakítani, a tematikus fedvényeket fogjuk-e tudni kombinálni és megfelelően interpretálni a munka folyamatában. Ennél a lépésnél is nagy jelentősége van a tapasztalatoknak, esetleg a kézzel gyártott GIS-ekkel való munkából eredő tapasztalatoknak.

## **A rendszer felépítése – a georeferencia-elemek**

Ez az informatikusok számára szintén banálisnak tűnő kérdés óriási jelentőséggel bír az információs rendszer felhasználása, feltöltése és a rendszer aktualizálása – tehát a monitoring rendszer működtetése – szempontjából is. Az alapvető szakmai tétel az, hogy a jól megválasztott georeferencia-elemek – tehát az adatbázis térbeli hordozói – lehetővé teszik egyrészt az információk szinte korlátlan felújítását, újratöltését, kiegészítését, a legkülönbözőbb adatok összevetését ma és a jövőben is anélkül, hogy magát a térbeli rendszert megváltoztatnánk. Ha a georeferencia-elemeket nem választottuk jól meg, esetleg a hozzá kötött adatsor egyszeri használatra van ítélve, nem kombinálható, nem újítható.

A georeferencia-elemeket a mi tudományágaink szempontjából két csoportra oszt-hatjuk:

### **a) A tér és a helyzet meghatározására szolgáló georeferencia-elemek – az elsődleges térbeli meghatározottság**

Tulajdonképpen ez a térbeli rendszer alapja: **a földfelszín minden pontja**, amelyek földrajzi (tehát földrajzi szélesség, hosszúság és tengerszint feletti magasság –  $\varphi$ ,  $\lambda$ ,  $h$ ), vagy geometriai koordináta-rendszerrel (az  $x$ ,  $y$ ,  $z$  koordináták) vannak meghatározva. Ez a koordináta rendszer teszi lehetővé a felszín digitális modelljének – a DTM – felállítását, amely tulajdonképpen a földfelszín előre meghatározott sűrűségű (mondjuk 10 x 10 m közű) háló metszópontjait meghatározó koordináták rendszere. A DTM azután az alapja

a felszín morfolometriai mutatói kiszámításának és ábrázolásának, amelyek a tájökológiai munkákban kiemelt jelentőségűek. A DTM szintén alapja a különböző izovonalak kialakításának is.

Természetesen a földrajzi vagy a geometriai koordináta-rendszer határozza meg az összes más georeferencia-elem terét és helyzetét is. Tehát azok már másodlagos georeferencia-elemek.

**b) A geozisztéma materiális elemei meghatározására szolgáló georeferencia-elemek:**

- a koordináta-rendszer **háló** (mint fentebb) – természetesen a létező koordináta-rendszer használható **bármilyen elem** térbeli megjelenítésére. A használatával összefüggő problémákkal kapcsolatban viszont a materiális elemek közül főleg azok megjelenítésére használhatjuk, amelyek időben gyorsan változnak, nem tudunk a számukra állandóbb jellegű georeferencia-elemet kialakítani (pl. a viharfelhő pillanatnyi helyzete, a levegőszennyezés elterjedése).
- a **raszter** – ez tulajdonképpen szintén rendszeres meghatározott sűrűségű hálózat, viszont a georeferencia nem a háló metszéspontjaira vonatkozik, hanem a hálózat alapegységének (elemi cellájának) a területére, ami nagyszerű lehetőséget nyújt számtalan geozisztéma elem megjelenítésére, elemzésére, összehasonlítására.
- a **vektoros adatmodell** elemei – a **pont**, a **szakasz**, a **poligon**.

Ezek tulajdonképpen az alapvető topográfiai és tematikus térképelemek térinformatikai hordozói, a legszélesebb körű alkalmazásra alkalmas elemek, amelyek kiválóan alkalmasak a rendszer folyamatos adatokkal történő feltöltésére. Külön említeném, hogy a komplex térbeli egységeket is poligonokra georeferenciáljuk. A pontokhoz kötött mutatók izovonalak kialakítására is alkalmasak.

Végezetül megállapíthatjuk, hogy a

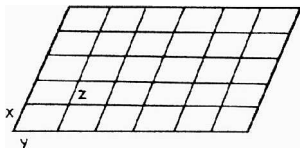
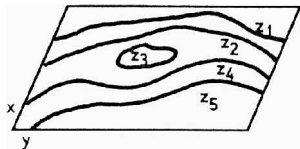
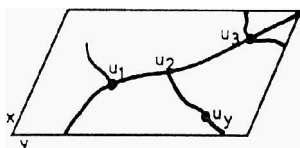
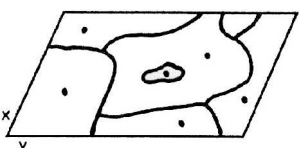
- jól megszerkesztett georeferencia-elemek egységes rendszere bármilyen információkkal feltölthető, ezek egymás között kombinálhatóak!

Viszont az

- információk tömegével feltöltött, de nem egységes rendszer nem biztosítja a logikus kombinációk lehetőségét!

Egy egyszerű példa: ha a georeferencia-elemek a meteorológiai állomások, ezekhez bármikor köthetünk újabb és újabb adatsorokat, tekintet nélkül arra, hogy milyen mutatókkal rendelkezünk jelenleg. Viszont ha az információs rendszerbe valamilyen légköri mutatót csupán izovonalak formájában viszünk be – bár nagy mennyiségben és nagyszerű lebontásban – ezeket nem tudjuk újítani, feltölteni, kiegészíteni, csak ha az újabb izovonalakat újra digitalizáljuk, georeferenciáljuk és megjelenítjük.

A georeferencia-elemek leggyakoribb alkalmazásait az 1. ábra mutatja be:

<i>Georeferenciós elem ábrázolása</i>	<i>Megnevezés</i>	<i>Leggyakoribb mutatók</i>
	Koordinátaháló: $x, y, z$ Pixel $\varphi, \lambda, h$	DMT Morfometriai mutatók Terület
	Izovonalak	Tengerszintfeletti magasság Talajvízszint
	Pont, Szakasz	Hidro és meteo állomások Folyók, utak szakaszai Helységek ID pontjai
	Polygon A polygón referenciós pontjai	Területi egységek Komplexumok

1. ábra A georeferencia-elemek gyakori alkalmazásai

Figure 1. A

### A rendszer tartalma – a mutatók

A georeferencia-elemek a tulajdonképpeni információk térbeli hordozói. Maguk az információk a geosisztéma mutatók értékei. Ebből kifolyólag tehát korlátlan mennyiségű mutatót lehet kialakítani. Természetesen az ideális állapot minél több minőségi – azaz jól használható – mutató bevonása az információs rendszerbe, aminek viszont gyakorlati korlátai vannak. Éppen ezért nagyon fontos a megfelelő mutatók kiválasztása. A másik lényeges tézist már említettük: ez a megfelelő georeferencia-elemek rendszere, amelyek lehetővé teszik a jelenleg még nem rendszerezett, de bizonyosan meghatározott georeferencia-elemhez kötődő mutató későbbi rendszerezését.

Természetesen a mutatókat elsődlegesen az információs rendszer céljai szerint választják ki. Az információs rendszereket általában több síkú használatra alakítják ki. Alapjában véve:

- szakmai felhasználók számára – tudomány, oktatás, tervezési célokra,
- döntéshozatal számára – közigazgatás,
- ismeretterjesztés, szolgáltató jellegű célokra.

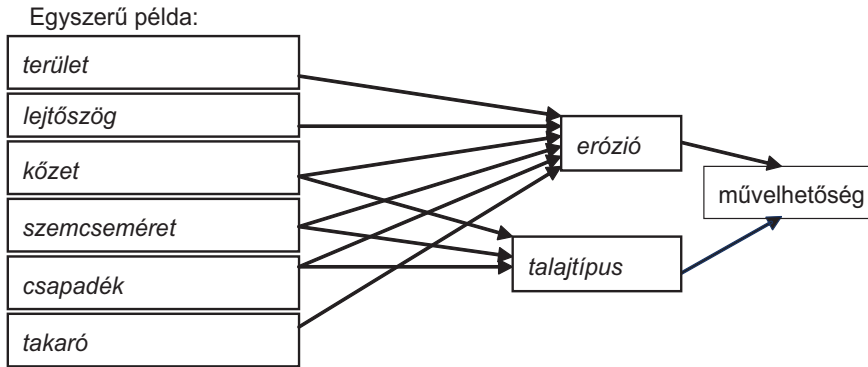
Az ideális állapot persze az lenne, ha minél több információval telített és megfelelő szűrő/keresőmodullal ellátott rendszer állna rendelkezésre, melyből bármilyen célra megfelelő információkat lehetne kiszűrni. Egy ilyen rendszer kialakításának újra csak gyakorlati korlátai vannak, ezért hát nagyon fontos a célirányos választás, amihez tapasztalat és gyakorlat szükséges. Az ideális állapothoz megint csak a megfelelő, megújítható, kiszélesíthető georeferencia-elemek rendszerén keresztül közelíthetünk, hiszen egyazon georeferencia-rendszer ugyanúgy hordozhat sok és nehezen érthető információt, mint keveset és egyszerűt. A jelenlegi állapotban viszont inkább azt hangsúlyozzuk, hogy a választásnál nem mindegy, hogy mi a cél és, hogy nem minden mutató felel meg minden célnak! Emellett fontos, hogy a használata minél egyszerűbb legyen, a keresés és a különböző operációk felhasználó-barát módon legyenek kialakítva.

A rendszer felépítésében fontos szerepe van a mutató eredetiségi vagy megfordítva interpretáltsági fokának. Természetesen a jó információs rendszer uralkodóan elemi, analitikus – vagyis elsődleges – információkat tartalmazzon, ami lehetővé teszi származtatott, interpretált mutatók kialakítását és értékelését.

Az alapvető tézis: Ha jók az analitikus mutatók, akkor sok mindent lehet belőlük származtatni és értékelni! De ez fordítva nem érvényes – bármilyen jó a származtatott mutató, nem biztos, hogy vissza tudunk térni az alapmutatóra! Egy egyszerű példa: ha tudjuk, hogy milyen a talaj művelhetősége, vagy milyen az erózió, abból nem tudjuk visszafelé kikövetkeztetni, hogy milyen a talaj szemcsemérete, vagy milyen a lejtőszög, de ha tudjuk, hogy milyen a lejtőszög és a talaj szemcsemérete, abból következtetni tudunk az erózióra, a művelhetőségre és még sok minden másra.

Ezek az elképzelések nem újak, a tájékológiában, a földtudományokban mindig is igyekeztünk megkülönböztetni az okokat és az okozatokat. Ez a folyamat még nagyobb hangsúlyt kapott a környezeti problémák tanulmányozásakor (pl. VERRASZTÓ 1979). A térinformatikai rendszerekkel ezek a tézisek egyenes kapcsolatba a már említett LANDEP módszertan kidolgozásánál kerültek, ahol ezek az „**Análízisek – Szintézisek – Interpretációk – Evaluációk – Propozíciók**” módszertani lépéssorban lettek lefektetve (RUŽIČKA és MIKLÓS 1982). Azóta a lépéssor helyes volta a módszer számos alkalmazásakor nyert bizonyítást.

<i>A mutató interpretáltsági foka</i>	<i>A feladat</i>
<b>Elsődleges</b> (analitikus) mutatók	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <i>Az információs rendszer elemi tartalma</i></li> <li>• <i>Az adatgyűjtés analitikus feladata</i></li> </ul>
<b>Interpretált</b> – származtatott – mutatók	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <i>Típusos interpretációk rendszerbe való elhelyezése</i></li> <li>• <i>Típusos interpretációk előregyártása</i></li> </ul>
<b>Evaluációk</b> – értékelések eredményei mutatói	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <i>Típusos evaluációs algoritmusok előregyártása</i></li> <li>• <i>Lehetőségek felvázolása</i></li> </ul>



2. ábra. A mutatók és kapcsolatai  
Table 2. A

### A monitoring és az információs rendszer

Monitoringon a tudományokban általában folyamatos megfigyelést értünk, melynek célja ugyanarról az objektumról időbeli adatsorokat gyűjteni, hogy következtetni tudjunk bizonyos folyamatokra, kapcsolatokra, kölcsönhatásokra. A térbeli információs rendszerek szemszögéből külön kérdés a „folyamatos” jelző, hiszen a geoszisztéma térbeli elemeinek mivoltát a legkülönbözőbb módon monitorozhatjuk:

- folyamatos – megszakítatlan jelleggel,
- állandó, de nem megszakítatlan jelleggel (hosszabb-rövidebb, de rendszeres időközökben),
- periodikus (időszakos) jelleggel, különböző időszakokban.

Természetesen egyes elemek, sőt egyes mutatók is különböző időszakú monitorozást igényelnek, vessük össze pl. a geológiai, a tájhasználati és az időjárás monitoringot. Sok esetben elmondhatjuk, hogy inkább időnként ismétlődő vagy felújított kutatásokról van szó, mintsem monitoringról.

A másik kardinális kérdés, hogyan is építhetők be a monitoring adatai a térinformatikai rendszerbe. Az alaptézis az, hogy az információs rendszer nem a folyamatokat, nem a kölcsönhatásokat, nem a kapcsolatokat, hanem **állapotokat** rögzíti, esetleg különböző időszakokban, melyből a szakmabeliek számtalan következtetést le tudnak vonni. Ehhez a legfontosabb feltétel, hogy ezeket az állapotokat ugyanarról a térbeli elemről ugyanazon a helyen és módon rögzítse és hogy a különböző elemekről rögzített állapotok a térben egybeessenek. Ezért a monitoring elsődleges feltétele a **monitoring információs rendszere**, tehát a

- a georeferencia-elemek rendszere és
- ezeknek a mutatók adataival való elsődleges feltöltése.

Sorrendben csak ezután következhetnek a többi lépések, melyek esetleg monitoring jellegűek, tehát

- az információk folyamatos gyűjtése, tárolása,
- az adatsorok időszerűsítése és
- az információk elterjesztése és felhasználása.

Az adatok tárolása és felhasználásának feltétele tehát a jó információs rendszer. Az adatokat bármikor fel tudjuk újítani!

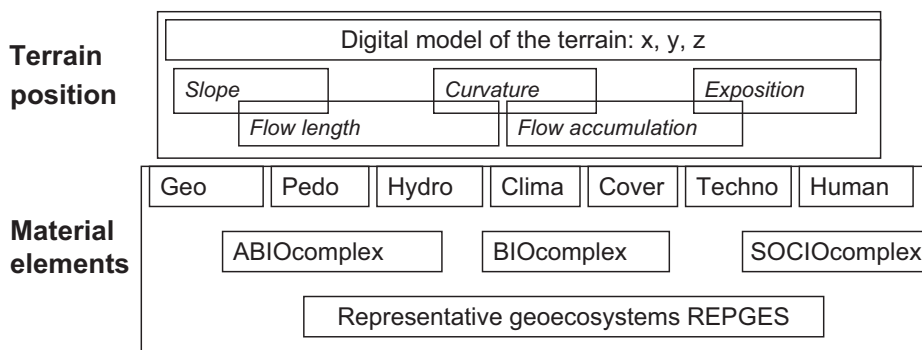
### Az Ipoly vízgyűjtője térinformatikai rendszere

A fentieket figyelembe vettük az Ipoly vízgyűjtője térbeli információs rendszerének kialakításakor. Az alapvető cél az olyan információs rendszer létrehozása volt, amely:

- ❖ egységes vetületű kartográfiai alapokra épül, nevezetesen a Gauss-Krieger féle vetületre,
- ❖ egységes koordináta-rendszeren alapuló digitális magasságmodell a tér meghatározója,
- ❖ egységes topográfiai objektumrendszer képezi minden tematikus térképfedvény keretét,
- ❖ a tematikus térképek uralkodóan – néhány speciális kivétellel – erre a keretre épültek,
- ❖ előre meghatározott, gondosan kiválasztott georeferenciós elemek rendszere, amelyek a térbeli információk hordozói, ezek a:
  - raszter – főleg a morfológiai mutatók, az űrfevételek tartalma,
  - pont – hidrológiai és meteorológiai mérőállomások,
  - szakasz – a folyamok, az utak szakaszai,
  - poligon – a többi elem mutatói térbeli hordozója, tehát az abiotikus komplexumok, a biotikus komplexumok és a földhasználat komplexuma, a szocio-ökonómiai komplexumok, a települések és katasztrális területekhez kapcsolódó mutatók,
- ❖ az célirányosan kiválasztott mutatók és ezek konkrét értékei, melyek a geozisztéma elsődleges (abiotikus komplexum), másodlagos (abiotikus komplexum és a földhasználat) és harmadlagos (a szocio-ökonómiai komplexum) szerkezetét egyaránt jellemzik,
- ❖ georeferencia-elemek rendszere lehetővé teszi az újabb mutatók mindenkori rendszerezését feltöltését, aktualizálását, monitoringját.

Az Ipoly vízgyűjtője információs rendszerének mutatócsoportjait a 3. ábra vázolja.

## S p a c e



3. ábra Az Ipoly vízgyűjtője térbeli információs rendszerének mutatócsoportjai

Figure 3. A

### Az információs rendszer katalógusa és megjelenítése

Az információs rendszer használatának kulcskérdése a könnyű használati mód. Nem igazán megfelelő az olyan információs rendszer, amelyik sokat tud, bármit ki lehet belőle nyerni, de ezt csakis a rendszert felépítő informatikus szakember tudja elvégezni. Sok ilyen típusú információs rendszer maradt épen ezért kihasználhatatlanul, vagy legalább is a benne rejlő lehetőségek csak töredéke van kihasználva.

A rendszer áttekinthetőségének alapvető eszköze a katalógus, amely lehetővé teszi az információs rendszer szerkezetének megismerését és tulajdonképpen könnyen elérhető információkkal szolgál arra, mit tartalmaz az információs rendszer (metainformációk). A katalógus elektronikus formában, interaktív módon készül. A rendszer egyes hierarchikus rétegei fokozatosan kinyithatók az információt keresők számára. Ugyanez a „katalógus” jelenik meg magában a GIS rendszerben is, mégpedig a térképi fedvények oldallécén, ahol a térkép jelkulcsa jelenti a legaprólékosabb szintet, amely a mutatók konkrét értékeit vezetik fel.

A katalógus tartalmát legegyszerűbben a fejléce mutatja:

<i>Skupina Csoport</i>	<i>Georeferencia</i>	<i>Vrstva Fedvény</i>	<i>Ukazovate Mutató</i>	<i>Rozmer Mérték</i>	<i>Údaj v DB Adat a DB-ban</i>	<i>Charakteristika Jellemzés</i>

A katalógus struktúráját a következő szelvények mutatják be:

#### 1. szint: A fedvénycsoportok

<i>Skupina Csoport</i>	<i>Georeferencia</i>
Reliéf Domborzat	RASTER
Vody Vizek	polygon
Klíma Éghajlat	polygon
Krajinno-ekologické komplexy Tájökológiai komplexumok	polygon
Socio-ekonomické komplexy Szocio-ökológiai komplexumok	polygon
Environment Környezet	polygon



A katalógus struktúráját a következő szelvények mutatják be:

## 2. szint – Fedvények (szelvényrészlet)

<i>Skupina Csoport</i>	<i>Georeferencia</i>	<i>Vrstva Fedvény</i>
Reliéf Domborzat	RASTER	<b>MORFOMET_Sk</b>
Vody Vizek	polygon	<b>PW001_Sk</b> – Kisvízgyűjtő
	polygon	<b>PW002_Sk</b> – Alapvízgyűjtő
	polygon	<b>PW003_Sk</b> – Részvízgyűjtő
	polygón	<b>PW004_Sk</b> – Fővízgyűjtő
	límia	<b>PW005_Sk</b> – Vízválasztó
	límia	<b>RW001d_Sk</b> – Folyam
	límia	<b>RW001_Sk</b> – Folyamszakasz
	polygon	<b>RW002_Sk</b> – Állóvízfelület
	polygón	<b>SA010_Sk</b> – Folyóvízfelület
Klíma Éghajlat	bod	<b>RM004_Sk</b> – Meteorológiai állomás
	polygon	<b>PO002_Sk</b> – Éghajlati tartomány
Krajinno-ekologické komplexy Tájökológiai komplexumok	polygon	<b>KEK_Sk</b> – Tájökológiai komplexum
Socio-ekonomické komplexy Szocio-ökológiai komplexumok	polygon	<b>SEK_SK</b> - Szocio-ökonómiai komplexum <b>TU001_Sk</b> – Katasztrális terület
Environment Környezet	polygon	<b>ENVIRO_SK</b>

### 3. szint – Mutatók (szelvényrészlet)

<i>Skupina Csoport</i>	<i>Georef.</i>	<i>Vrstva Fedvény</i>	<i>Ukazovateľ Mutató</i>	<i>Rozmer Érték</i>
Reliéf/ Domborzat	RASTER		hillshade – árnyékolt felszín	
	RASTER		heights – DMT	[m.t.sz.f]
	RASTER		heights_smt – DMT (simított)	[m.t.sz.f]
	RASTER		slope – lejtőszög	[°]
	RASTER		aspect – kitettség	[°]
	RASTER		curv_profile – lejtőgörbeség	-
	RASTER		curv_plan – szintvonalgörbeség	-
	RASTER		.flowlength – lejtőhossz	[m]
	RASTER		flowacc_d8 – integrált terület (D8)	[m <sup>2</sup> ]
	RASTER		flowacc_dinf – integrált terület (D-végtelen).	[m <sup>2</sup> ]
	RASTER		radiation – napenergia	[Wh.m <sup>-2</sup> ]
	RASTER	MORFOMET_Sk	radiation_dur – a napsugárzás időtartalma	[óra]

#### 4. szint: A fedvények – adatok (szelvényrészlet – részben fordítás nélkül)

Skupina Csoport	Geo-referencia	Vrstva Fedvény	Ukazovateľ Mutató	Rozmer Mérték	Údaj v DB Adat a DB-ban	Charakteristika / Jellemzés
Reliéf/ Domborzat	RASTER		hillshade – árnyékolt felszín		számadat	Vizuálna interpretácia pomyselného oslnenia reliéfu.
	RASTER		heights – DMT	[m n. m.]	számadat	Nadmorská výška terénu
	RASTER		heights_smt – DMT (simított)	[m n. m.]	számadat	Nadmorská výška terénu po upravená vyhladzovacím algoritmom.
	RASTER		slope – lejtőszög	[°]	számadat	Hodnota sklonu svahu.
	RASTER		aspect – kitétség	[°]	számadat	Hodnota rastra predstavuje azimut.
	RASTER		curv_profile – lejtőgörbeség	-	számadat	- konkévine, 1 konvexné
	RASTER		curv_plan – szintvonalgörbeség	-	számadat	- konkévine, 1 konvexné
	RASTER		.flowlength – lejtőhossz	[m]	számadat	Dĺžka svahu v metroch od chrbátice po hodnotený pixel
	RASTER		flowacc_d8 – integrált terület (D8)	[m <sup>2</sup> ]	számadat	Veľkosť plochy nad hodnoteným pixlom počítaná podľa algoritmu D8.
	RASTER		flowacc_dinf – integrált terület (D-végtelen).	[m <sup>2</sup> ]	számadat	Veľkosť plochy nad hodnoteným pixlom počítaná podľa algoritmu D-nekonečno
	RASTER		radiation – napenergia	[Wh.m <sup>-2</sup> ]	számadat	Slnčný prikon (priamy + rozptýlený) za rok 2010.
RASTER	MORFOMET_Sk	radiation_dur – a napsugárzás időtartalma	[h]	számadat	Doba trvania priameho oslnenia za rok 2010.	

## Zárszó

Az Ipoly vízgyűjtője térbeli információrendszere teljes katalógusa összesen kb. kilencszáz sor analitikus jellegű adat, amelyik mind megtalálható a térképeken is. A teljes katalógust a projekt dokumentációja fogja tartalmazni, nyomtatott és elektronikus formában is. Szeretnénk hangsúlyozni, hogy a projekt katalógusa még messzemenően nem a végleges ismerthalmazt tartalmazza, mert ezekből az analitikus adatokból számtalan származtatott, ill. értékeltés-jellegű mutatót lehet generálni. A projekt ezen időbeli szakaszában ezek közül néhány modelljellegű interpretációs folyamatot csatolunk az adatbázishoz, pl. a községi területek tájökölógiai minősége a földhasználat és a lakosság szempontjából, vagy a vízlefolyási feltételek a terület, az abiotikus komplexum, valamint a földhasználat összevetésével.

Ez a projekt modellértékű folyamatokat dolgozott ki elméleti és módszertani síkon is. Amint az értekezésben vázoltuk, a gyakorlatban még mindig megoldásra vár a térinformatikai rendszerek alkalmazásának legnagyobb problémája – az információs rendszerek műszaki lehetőségei, a kartográfiai alap, a topográfiai elemek és a tematikus térkép-elemek **harmonizációja**, amelyet csak az informatikusok és a mi tudományágainkban tevékeny szakemberek együttes munkájával lehet fokozatosan elérni.

Ez a projekt ugyanakkor példája a határon átnyúló együttműködésnek is. Merjük remélni, hogy ezeket az ismereteket a Kárpát-medence más vízgyűjtőjein is fel lehet majd használni.

## Köszönetnyilvánítás

Az Ipoly vízgyűjtője térbeli információrendszere egy négytagú magyar-szlovák konzorcium együttműködésének az eredménye, melynek tagjai a Közép-Duna völgyi Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség, a Cholnoky Jenő Környezetgazdálkodási Dokumentációs és Kutatási Központ Nonprofit Kft., a Zólyomi Műszaki Egyetem Ökológiai és Környezettudományi Karának UNESCO-tanszéke és a Szlovák Tudományos Akadémia Tájökölógiai Intézete voltak. A GIS munkákat az ESPRIT, s.r.o. selmechányai intézmény végezte. E konzorcium megfeszített munkával és gyakran komplikált körülmények között dolgozta ki az itt felvázolt eredményeket, amiért elismerés és köszönet jár.

A cikk a „**Térinformatikai alapú egységes környezeti monitoring kialakítása az Ipoly vízgyűjtő területén**” című HUSK 0801/2. 1. 2/0162 projekt kidolgozása keretén belül készült.

## Irodalom

- DIRECTIVE 2007/2/EC of the European Parliament and of the Council of 14 March 2007 establishing an Infrastructure for Spatial Information in the European Community (INSPIRE).
- CHORLEY R. J., KENNEDY B. A. 1971: Physical Geography: A Systems Approach. London. 1971
- KOZOVÁ M., HRŇČIAROVÁ T., DRDOŠ et al. 2007: Landscape Ecology in Slovakia. Development, Current State, and Perspectives. Monograph. Contribution of the Slovak Landscape Ecologists to the IALE World Congress 2007 and to the 25<sup>th</sup> Anniversary of IALE. Bratislava: Ministry of the Environment of the Slovak Republic, Slovak Association for Landscape Ecology – IALE-SK, 2007, CD ROM.
- KRCHO J. 1991: Georelief ad a subsystem of landscape and the influence of morphometric parameters of georelief on spatial differentiation of landscape-ecological processes. Ecology (CSFR), 10,2, Bratislava, pp. 115–158.
- MIKLÓS L. 1984: Tájökölógiai módszerek a területi tervezésben. Budapest, Földrajzi Értesítő 33(4): 303–319.
- MIKLÓS L. 1989: The general ecological model of the Slovak Socialist Republic – Methodology and contents. Landscape Ecology 2(3): 43–51.

- MIKLÓS L. et al. 1986: Ekologický plán VSN. Súbor grafických výstupov. Ekologická optimalizácia využívania VSN. IV. diel. ÚEBE SAV Bratislava - Slovosivo.
- MIKLÓS L., HRNČIAROVÁ T. (eds.). 2002: Atlas krajiny Slovenskej republiky. Bratislava; Banská Bystrica: Ministerstvo životného prostredia SR : Slovenská agentúra životného prostredia.
- MIKLÓS L., IZAKOVIČOVÁ Z. 1997: Krajina ako geosystém. VEDA, Bratislava.
- MIKLÓS L., IZAKOVIČOVÁ Z. et al. 2003: Krajinnokoologické hodnotenie povodia Ipľa. ÚKE SAV, Bratislava.
- MIKLÓS, L., IZAKOVIČOVÁ Z. et al. 2006: Atlas of the representative geoecosystems of Slovakia. ÚKE SAV, MŽP SR, MŠ SR Bratislava.
- MIKLÓS L., KOZOVÁ M., RUŽIČKA M. et al. 1986: Ekologický plán využívania Východoslovenskej nížiny v mierke 1:25 000. In: Ekologická optimalizácia využívania VSN. ÚEBE SAV Bratislava, Slovosivo. III. diel, pp. 5–312.
- MIKLÓS L., MIKLISOVÁ D., REHÁKOVÁ Z. 1986: Systematisation and Automatisation of Decision - Making Process in LANDEP method. Bratislava, Ecology 5(2): 203–232.
- MIKLÓS L., TREMBOŠ P., IZAKOVIČOVÁ Z. 2000: Krajinnokoologické podmienky regionálneho rozvoja povodia Ipľa. Región pramennej oblasti Štiavnice /Az Ipoly vízgyűjtőterülete regionális fejlődésének tájökölógiai feltételei. A Štiavnica folyam forrásának régiója . Nadácia UNESCO-Chair for ecological awareness, Banská Štiavnica.
- RUŽIČKA M., MIKLÓS L. 1982: Landscape-ecological Planning (LANDEP) in the Process of Territorial Planning. Bratislava, Ecology 1(3): 297–312.
- RUŽIČKA M., MIKLÓS L. 1990: Basic premisses and methods in landscape-ecological planning and optimization. In: Zonnenveld I.S., Forman R.T.T., (edit), 1990: Changing Landscapes: An Ecological Perspectives. Springer Verlag, New York, pp. 233–260.
- RUŽIČKA M., MIKLÓS L. 1982b: Example of the Simplified Method of Landscape Ecological Planning (LANDEP) of the Settlement Formation. Bratislava, Ecology 1(4): 395–424.
- SOCHAVA V. B. 1978: Vvedenie v uchenie o geosistemakh. Novosibirsk.
- VERRASZTÓ Z. 1979: Land formation and the geological aspectsof environmental protection. In: Symposium Changes of the geological environment under the influence of man's activity. IAEG National group, Krakow-Sandomierz-Belchatow-Plock-Warszawa, pp. 135–141.

PROBLEMS OF THE GEOGRAPHICAL INFORMATION SYSTEMS IN PURE RESEARCH  
AND APPLIED PROJECTS

L. MIKLÓS

Technical University in Zvolen, Faculty of Ecology and Environmental Sciences  
960 53 Zvolen, T. G. Masaryka 24, Slovenská republika, e-mail: miklos@vsld.tuzvo.sk

**Key words:** GIS, unified cartographic basement, georeferencing, indices.

**Abstract:** The geographical information systems (GIS) are widely applied in all the landscape ecology, Earth- and environmental sciences. The technical development of GIS is very fast and the user sciences are not able to follow this process sufficiently, thus they are even not able to use all the advantages offered by GIS. Several problems concerning the harmonisation of the technical tools and content of GIS are still to be solved. Among those we dealt with the problems as the use of the unified cartographic-topographic basement, of the proper choice of georeferencing elements, of the proper choice of the indices of the elements of the geosystems and their correct georeferencing. All those methodical questions are discussed on the basis of our experiences from the elaboration of landscape-ecological projects, as well as on the basis of results of recently completed project on the GIS of the Ipeľ/Ipoly river catchment.



## A MÉTA ADATBÁZIS FELHASZNÁLÁSA AZ IPOLY-VÍZGYŰJTŐ EGYSÉGES TÉRINFORMATIKAI RENDSZERÉNEK KIALAKÍTÁSÁBAN

<sup>1</sup>HORVÁTH Ferenc, <sup>2</sup>ASZALÓS Réka, <sup>1</sup>BIRÓ Marianna, <sup>1</sup>BÖLÖNI János, <sup>1</sup>MOLNÁR Zsolt

<sup>1</sup>MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete  
2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4.

<sup>2</sup>ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék  
e-mail: horvfe@botanika.hu

**Kulcsszavak:** geo-ökoszisztéma, aktuális növényzet, élőhelytérkép, táji természetesség, CORINE felszínborítás

**Összefoglalás:** A térképi adatbázisokon alapuló környezetügyi döntéstámogató rendszerek aktuális terep-ismeretekkel való feltöltési lehetősége általában korlátozott, időigényes vagy drága. Az aktuális tájökológiai, növényzeti/élőhelyi és természetvédelmi információkat kezelő MÉTA adatbázis felhasználása és a CORINE felszínborítási adatbázissal történt szakértői egyesítése új térinformatikai fedvények kidolgozását tette lehetővé. A szlovákiai partnerekkel egyeztetve, többek között elkészítettük az Ipoly hazai vízgyűjtőjének területére, az ún. reprezentatív geo-ökoszisztéma térképét, az aktuális növényzetet leíró 1:50.000-es léptékű térképi adatbázist, és a táj természetességének térképét a MÉTA-hatszögek rendszerében.

### Bevezetés

A térinformatika a térképi, képi és tematikus adatbázisok sokoldalú kezelésének, ábrázolásának és elemzésének számtalan lehetőségét megteremtve és kifejlesztve robbanásszerű fejlődésnek indult a '90-es években (GOODCHILD 1987, LONGLEY et al. 2005). A felfutás egyik hajtóereje a távérzékelési rendszerek által szolgáltatott képi információk széles választéka és hatalmas mennyisége (CASTELLI és BERGMANN 2002), amelyeket az emberi agy természetes képfeldolgozó és alakfelismerő működése gyakran önmagában is intuitívan és hatékonyan tud értelmezni. Azonban igen sok, alapvetően fontos környezeti tulajdonság van, amelyeket csupán interpretációval nem, csak terepi felméréssel szerezhetünk meg. Ilyenek többek között a jellemző fajösszetétel felismerésén alapuló növényzeti típusok, a növény- és állatfajok előfordulása, az élőhelyek természetességének és degradáltságának minősítése. A térinformatikai rendszerek legszűkebb keresztmetszete a tematikus terepi adatgyűjtésen alapuló adatbázisok korlátozott kínálata. A MÉTA adatbázis éppen ilyen, terepi szakértői felmérésen alapuló, aktuális tájökológiai, élőhelyi, ökológiai, természetvédelmi tudást gyűjtött össze az ország teljes területéről (MOLNÁR et al. 2007).

Az Ipoly folyó vízgyűjtőjén egy példaértékű térinformatikai, környezeti döntéstámogató rendszer kialakítására került sor a Közép-Duna-völgyi Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőségen. Munkacsoportunk a projekt ökológiai és élővilággal kapcsolatos kutatás-fejlesztési feladataiból vállalta, hogy elkészíti a terület ún. geo-ökoszisztéma térképét, az aktuális növényzeti-élőhelyi térképét, a táj természetességének térképét és további természetvédelmi, tájökológiai tematikákat. A vízgyűjtő egységes értékelésének megvalósíthatósága érdekében, a szlovákiai partnerekkel a tematikák egyeztetésére és harmonizációjára törekedtünk.

## A MÉTA adatbázis főbb tulajdonságai

Az adatbázis a MÉTA (Magyarország Élőhelyeinek Térképi Adatbázisa) Program felmérési adatainak központosított kezelését, karbantartását és lekérdezését szolgáló rendszer. Főbb tulajdonságait alapvetően a MÉTA Program célkitűzései és felmérési módszere határozza meg. A program általános célkitűzése a hazai természetközeli növényzet ezredfordulós állapotának pontos megismerése, teljeskörű felmérése, természetes növényzeti örökségünk tudományos értékelése. További céljaink 1) a botanikusok és ökológusok, a társ-tudományok és a természetvédelem szakembereinek, valamint a természetvédő társadalmi csoportok összefogásának ösztönzése, 2) a tájökológiai ismeretek és szemlélet fejlesztése, 3) a természetvédelmi-ökológiai oktatás és tudatformálás segítése és 4) természeti értékeink, valamint az életminőséget növelő táji értékek és ökoszisztémák védelmének és egy optimálisabb tájhasználat kialakításának segítése (MOLNÁR et al. 2009).

A módszertan sajátosságait BÖLÖNI et al. (2007b) és MOLNÁR et al. (2007) foglalta össze. Az adatbázist, továbbá annak szolgáltatásait és a program honlapját mindezek és a felmerülő igények alapján fejlesztettük ki (HORVÁTH et al. 2008, 2009, HORVÁTH és POLGÁR 2008). Az adatbázis főbb tulajdonságai:

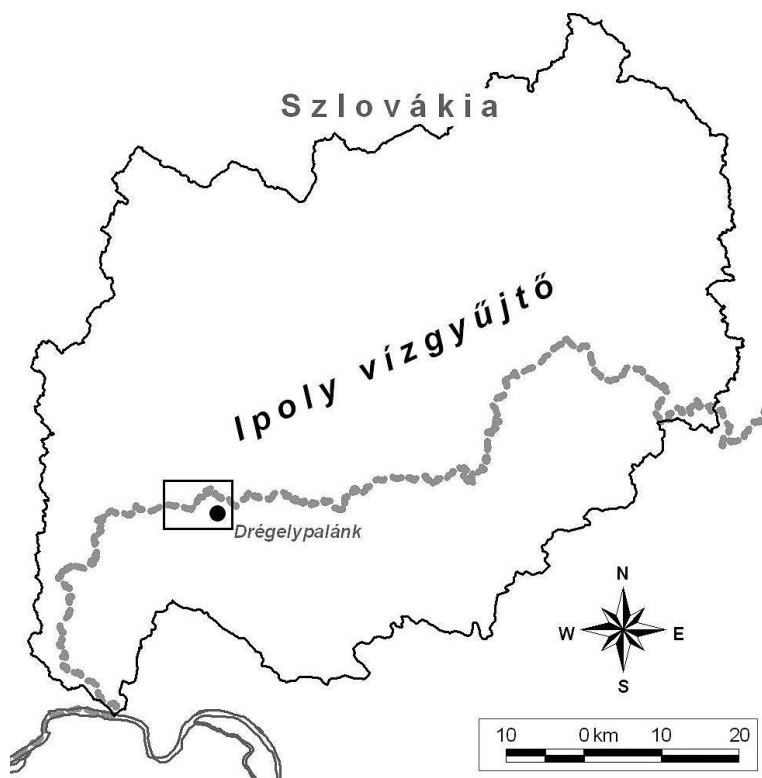
- A MÉTA felmérés területi egységei a 35 hektáros, ún. MÉTA hatszögek (267 813 db), amelyek méhsejtszerű hálózatban lefedik az ország teljes területét.
- A MÉTA felmérés a hatszögegységekben előforduló természetes, természetközeli vagy leromlott növényzet foltjaira, állományaira irányult (összesen mintegy 1 800 000 hektár), amelyeket a felmérés során országosan 86 féle élőhely-típusba soroltunk (BÖLÖNI et al. 2003, 2007a). Azokat a hatszög-egységeket, amelyekben egyáltalán nem fordul elő ilyen élőhely, nem mértük fel. A MÉTA hatszögek 38%-a agrár, ültetvény, ipari és települési kultúrtájra esett, ahol az eredeti ökoszisztémákból már hírmondó sem maradt.
- A hatszögekben a MÉTA felmérők (közel 200-an, kb. 7000 terepnapnyi munkával) listázták az ott előforduló élőhelyeket, becsülték azok kiterjedését, természetességét, térbeli mintázatát, izoláltságát, szomszédossági viszonyait és a veszélyeztető tényezőket, továbbá becsülték a potenciális növényzetet, az ökorégiós besorolást, az aktuális tájhasználatot, a parlagok és a növényi invázió mértékét.
- További, táji léptékű információkat is kezel az adatbázis, elsősorban a legfontosabbnak tartott 15 özönnövényre és az élőhelyek regenerációs potenciáljára vonatkozóan.
- Az adatbázis 94%-os feltöltöttségű, vagyis az ország 6%-ára még hiányos. Az el nem készült MÉTA-kvadrát szelvények (ezek átlagosan 100 MÉTA hatszöveget fognak össze) az országban elszórtan helyezkednek el.
- Az adatbázis több léptékben, sokféle tematikát hordoz. Az adatokat egy relációs adatbázis rendszerrel kezeljük, a rugalmas és hatékony lekérdezések támogatására kifejlesztettük a MÉTA SQL-szakértő nevű alkalmazást (HORVÁTH és POLGÁR 2008).

## Feldolgozási módszerek

A fontosabb új térképi fedvények, illetve adatbázisok: a reprezentatív geo-ökoszisztéma térkép, az aktuális növényzeti-élőhelyi térkép és a táj természetességének térképe. Ezek elkészítéséhez a MÉTA adatbázist többféleképpen használtuk fel, tematikusan eltérő



lekérdezéseket alkalmazva, szükség szerint más adatforrásokkal kombináltan elemezve és egyesítve. Az Ipoly-vízgyűjtő magyarországi területét összesen 4631 MÉTA-hatszög érinti, amelyek 68 MÉTA-kvadráthoz tartoznak. Egy teljes és további 6 rész-kvadrátban nem készült MÉTA felmérés (303 hatszög). A nem felmért területekre vonatkozóan adatpótlást vagy interpretációt alkalmaztunk más adatforrások, illetve szakértői becslés alapján. A terület áttekintő térképét az 1. ábrán mutatjuk be.



1. ábra Az Ipoly-vízgyűjtő áttekintő térképe.

A térképi adatbázisokat a vízgyűjtő teljes magyarországi területére készítettük el. Az aktuális növényzeti-élőhelyi térképet a Drégelypalánknál kerettel jelzett kivágatban mutatjuk be (3. ábra).

Figure 1. Overview map of the Ipoly watershed.

The GIS layers were prepared to the whole Hungarian part of the area. The window frame at Drégelypalánk is used to demonstrate vegetation map in Fig 3.

### A reprezentatív geo-ökoszisztéma térkép elkészítése

A reprezentatív geo-ökoszisztéma koncepciót Miklós László és munkatársai publikálták (MIKLÓS et al. 2006). Az abban megjelent leírás és térkép alapján készítettük el az Ipoly vízgyűjtő magyarországi területére is ezt a fedvényt. A táj szerves egysége következtében, a szlovákiai területtel azonos osztályozást alkalmaztunk, illetve adaptáltunk.

Munkafolyamati lépések:

- A szlovákiai potenciális geo-ökoszisztéma térkép értelmezése.
- A szlovákiai potenciális geo-ökoszisztéma térkép kategóriáinak kigyűjtése és az al-kategóriák kódolása.
- A geológiai-geomorfológiai egységek (ABIO) lehatárolása az Ipoly magyarországi vízgyűjtőjén.
- A potenciális vegetációtípusok (BIO) lehatárolása az Ipoly magyarországi vízgyűjtőjén.

*A szlovákiai potenciális geo-ökoszisztéma térkép értelmezése*

A projektben fontos feladatnak tekintettük egy egységes botanikai fedvény létrehozását, amely a vízgyűjtő mindkét területét magába foglalja, ezért vállaltuk, hogy a szlovákiai partner koncepciójához igazodva elkészítjük a vízgyűjtő magyarországi területére is a geo-ökoszisztéma fedvényt. A feladat első lépéseként a szlovák partnertől elkértük kinyomtatott és digitális formában az eredeti térképet. Mivel számunkra újszerű volt ennek kategóriarendszere – hiszen a biotikus mellett geológiai és geomorfológiai információt is tartalmaz –, azt kielemeztük és értelmeztük.

*A szlovákiai potenciális geo-ökoszisztéma térkép kategóriáinak kigyűjtése és az alkategóriák kódolása*

Legyűjtöttük azon kategóriákat, amelyek az Ipoly szlovákiai vízgyűjtőjének területére esnek, azzal a feltételezéssel, hogy nagyrészt ezek a kategóriák szerepelnek majd a magyarországi térképen is. A geológiai-geomorfológiai egységeknek és a potenciális vegetációtípusoknak, mint alkategóriáknak külön kódot adtunk.

*A geomorfológiai egységek (ABIO) lehatárolása az Ipoly magyarországi vízgyűjtőjén*

A geológiai-geomorfológiai egységek (ABIO alkategória) digitális lehatárolásához részben térképi, részben szöveges információt vettünk figyelembe. Az 1:100.000-es léptékű AGROTOPO térkép közettani és talajtani tematikáját (SZABÓ és PÁSZTOR 1994) a löszös területek, vulkanikus, illetve kristályos kőzetű területek és az alluviális területek elkülönítésében használtuk. A tengerszint feletti magasságot, illetve domborzatot (topográfiai térképen és digitális terepmodellen) az alföldek, völgyek, dombvidékek, folyóteraszok és hegyvidékek elkülönítésében használtuk fel. Szöveges információkat elsősorban a Cserhát és a Karancs geológiájára és geomorfológiájára vonatkozóan használtunk fel a Magyarország Kistájainak Katasztere műből (DÖVÉNYI 2010) és internetes forrásokból.

A vízgyűjtő szlovákiai részének 13 geológiai-geomorfológiai kategóriájából nyolcat azonosítottunk a magyarországi területen. Az Ipoly vízgyűjtőjének hazai szakaszán ennél több, Szlovákiában szereplő kategória nem fordul elő.

*A potenciális vegetációtípusok (BIO) lehatárolása az Ipoly magyarországi víz-gyűjtőjén*

A potenciális vegetációtípusok lehatárolásához elsősorban a Magyarország Élőhelyeinek Térképi Adatbázisát használtuk. Az eredeti térkép potenciális növénytársulásainak (BIO) és a MÉTA projekt kategóriáinak (ÁNÉR) megfeleltetésével rajzoltuk meg a magyarországi vízgyűjtő folttérképét.

A dombvidékeken a cseres-kocsánytalan tölgyesek és a gyertyános-kocsánytalan tölgyesek potenciális előfordulásának elhatárolásában volt nagy szerepe a MÉTA adatoknak, míg a hegyvidéken (elsősorban a Börzsönyben) a bükkösök elhatárolásánál volt segítségünkre. Az ártéri erdők potenciális előfordulásának vonala jól követte a völgykatlanok és hegyvölgyek ABIO kategória vonalát. A hat potenciális vegetációtípusból négyet azonosítottunk a magyarországi területen. Az Ipoly vízgyűjtőjének hazai részén két, a szlovákiai oldalon egyébként előforduló kategória nem található meg, a luc- és jegenyefenyvesek típusa.

A végső geo-ökoszisztéma osztályozás a biotikus és abiotikus besorolást együttesen jeleníti meg. A magyarországi rész geo-ökoszisztéma egységeinek kódolását úgy alakítottuk ki, hogy azok megegyeznek a szlovákiai rendszerrel (lásd az eredményeknél).

### **Az aktuális növényzeti-élőhelyi térkép elkészítése**

Az aktuális növényzeti-élőhelyi térkép és adatbázis a CORINE Land Cover (CLC) 1:50.000-es léptékű felszínborítási vektoros térkép (BÜTTNER et al. 2001) és a MÉTA adatbázis élőhelyadatainak felhasználásával, szakértői interpretálással készült. Új növényzeti-élőhelyi osztályozást alkottunk, amely a MÉTA-ban alkalmazott Á-NÉR 2003-nál kicsit általánosabb, közérthetőbb és megbízhatóbb, továbbá jobban illeszkedik ehhez a léptékhez (lásd az eredményeknél). Mindehhez a MÉTA adatbázis hatszög szintű élőhely-adatait használtuk fel, majd ezeket tematikus összevonásokkal, az aktuális térkép kidolgozásához tervezett élőhely-csoportokká alakítottuk át. Egyrészt azért, hogy megőrizzük adatsoraink kompatibilitását, továbbá minőségbiztosítási okokból, hogy kiküszöböljük egyes felmérők helyenként bizonytalan besorolásából fakadó félreosztályozását. Az adatszerkezetet úgy szerveztük át, hogy a sorok (rekordok) egy-egy MÉTA-hatszöget reprezentálnak, minden élőhely-csoporthoz pedig saját oszlopot (mezőt) rendeltünk. Ezt a jellegzetes MÉTA-tematikát kördiagrammok formájában ábráztuk ArcView 3.3. program segítségével és a CORINE felszínborítással együtt jelenítettük meg. A felszínborítási térkép Ipoly vízgyűjtőre vonatkozó részén a kultúrtáj típusokba tartozó foltok egy részét összevontuk. A természetközeli tájra vonatkozó foltokat viszont a MÉTA élőhely-csoportok alapján újraértelmeztük. Kialakítottunk egy Ipoly vízgyűjtőre vonatkozó egyedi jelkulcsot (amely egyaránt tartalmaz MÉTA és CLC térképekből származó, valamint új kategóriákat is). A CORINE felszínborítás növényzeti foltjait a MÉTA élőhely-csoportok felhasználásával soroltuk be az új jelkulcsba. Szükség esetén egyéb adatbázisokat: AGROTOPO talajtani térképet (MTA TAKI), SPOT4 műhold-fotó térképet (FÖMI), digitális terepmodellt, erdőrészt leírást, helyenként pedig élőhely-térképet vagy más botanikai adatot vettünk igénybe. A természetközeli lombdők nagy kiterjedésű felszínborítási foltjait (kb. 20 ha fölött) további részekre vágtuk szét, ha azokat eltérő élőhelyi egységekre lehetett osztani. Végül az azonos jelkulcsba sorolódott érintkező poligonokat összevontuk.

### **A táj természetességi térképének elkészítése**

A táj természetességi térképének elkészítéséhez a MÉTA Program eredményeiből az élőhelytípus, a kiterjedés és a Németh-Seregélyes féle (NÉMETH és SEREGÉLYES 1989) természetességi adatokat használtuk fel, CZÚCZ et al. (2008) eljárása szerint. Minden MÉTA-hatszögre kiszámítottuk az ún. növényzet alapú természeti tőke indexet ( $NCI_{\text{inn}}$ ), amely százalékban kifejezve mutatja a terület/táj természetességének mértékét. Ezt az

indexet, amely 0–100% közötti értékeket vehet fel, az aktuális élőhelyek területarányának és élőhely-természetességet jellemző minőségi paraméterének szorzásával, majd ezek területi összegzésével képezzük. Mindkét (mennyiségi és minőségi) paraméter megtalálható az adatbázisban, a szükséges műveleteket adatbázisfüggvényekkel oldottuk meg. Az adatbázisban meglévő szórványos adathiányokat interpolálással vagy szakértői becsléssel pótoltuk.

A térinformatikai állományokat ESRI shape formátumban, EOVI vetülettel, valamint UTM koordináta rendszer szerint készítettük el WGS-84 vetületben. A térinformatikai műveleteket ArcView 3.3, illetve ArcGIS 9 szoftverekkel (ESRI) végeztük.

### Eredmények

RGÖSZ – Reprezentatív Geo-Ökoszisztéma térkép és adatbázis az Ipoly-vízgyűjtő magyarországi területére. M 1:250.000, készítette: Aszalós Réka és Horváth Ferenc.

A reprezentatív geo-ökoszisztéma koncepció (MIKLÓS et al. 2006) a tájnak geológiai, geomorfológiai (abiotikus) valamint biotikus, vagyis zonális és azonális potenciális növényzet alapján való kettős osztályozását végzi el.

A *geológiai, geomorfológiai szempontokat* az „abiotikus” osztályozás írja le. A magyarországi részen előforduló abiotikus osztályok és kódolásuk:

- völgykatlanok és hegyvölgyek (A02)
- folyóteraszok és proluviális kúpok (A04)
- lösszel borított dombvidékek (A06)
- poligén dombvidékek és tagolt pedimentek (A07)
- alacsony plató-előhegységek (A08)
- tagolt vulkanikus dombvidékek (A11)
- alacsonyabb vulkanikus hegyvidékek (A17)

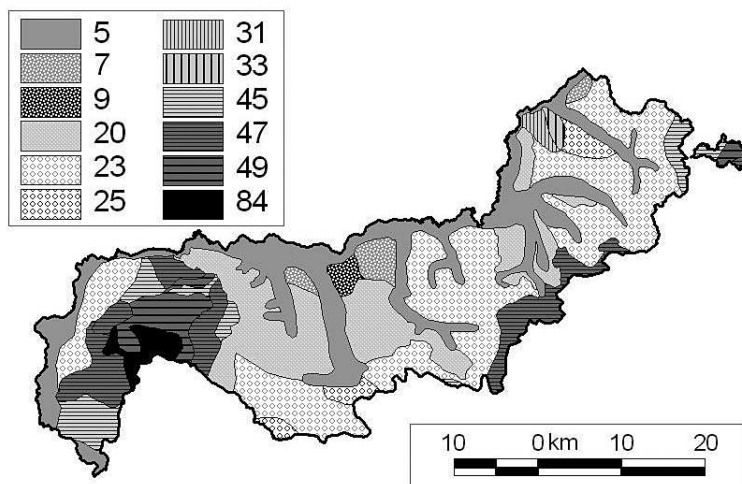
A *(potenciális) növényzeti szempontokat* a „biotikus” osztályozás írja le. A magyarországi részen előforduló biotikus osztályok és kódolásuk:

- ártéri erdő (B01)
- tölgy és cserfa erdők (B02) – tölgyes zóna
- tölgy és gyertyánfa erdők (B04) – gyertyános-tölgyes zóna
- bükkfa erdők (B06) – bükkös zóna

A két szempont *együttes értelmezését* a geo-ökoszisztéma osztályozás írja le (2. ábra). A magyarországi részen előforduló geo-ökoszisztéma osztályok és a kód-számok jelentése megegyezik a szlovákiai rendszerrel:

- a völgykatlanok és hegyvölgyek ártéri erdei (5)
- a folyóteraszok és a proluviális kúpok tölgy- és cserfaerdői (7)
- a folyóteraszok és a proluviális kúpok tölgy- és gyertyánfa erdői (9)
- a lösszel borított dombvidékek tölgy- és cserfaerdői (20)
- a poligén dombvidékek és tagolt pedimentek tölgy- és cserfaerdői (23)
- a poligén dombvidékek és tagolt pedimentek tölgy- és gyertyánfa erdői (25)

- az alacsony platóelőhegységek tölgy- és cserfaerdői (31)
- az alacsony platóelőhegységek tölgy- és gyertyánfa erdői (33)
- a tagolt vulkanikus dombvidékek tölgy- és cserfaerdői (45)
- a tagolt vulkanikus dombvidékek tölgy- és gyertyánfa erdői (47)
- a tagolt vulkanikus dombvidékek bükkfaerdői (49)
- az alacsonyabb vulkanikus hegyvidékek bükkfaerdői (84)



2. ábra Az Ipoly-vízgyűjtő magyarországi területének reprezentatív geo-ökoszisztéma térképe.  
A kódok jelentését a szövegben adjuk meg.

Figure 2. Overview map of the representative geo-ecosystems of the Hungarian part of the Ipoly watershed. For explanation of codes see the text.

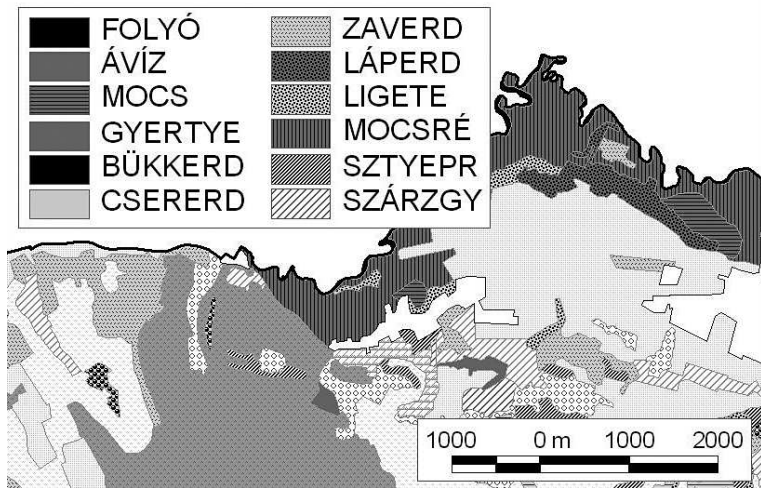
**NÖVÉNYZET**–Aktuális növényzeti térkép és adatbázis az Ipoly-vízgyűjtő magyarországi területére. M 1:50.000, készítette: Biró Marianna, Bölöni János és Horváth Ferenc

A MÉTA adatbázis természetközeli élőhelyeinek tematikája és nagyrészt a CORINE 1:50.000-es léptékű felszínborítási adatbázis (CLC50) foltrendszerére alapján létrehozott térkép és adatbázis. Jellemző, hogy a foltok nagy része nem homogén, hanem ökológiai-vegetációs szempontból „rokon” élőhelyek többé-kevésbé mozaikos állománya. A foltok a domináns növényzeti kategória kódját kapták. Mindez elkerülhetetlen következménye annak, hogy az élőhelyek mintázata csak finomabb (kb. 1:5.000-es) léptékben választható szét homogénebb osztályokra (TAKÁCS és MOLNÁR 2009). Egy 1:50.000-es léptékű növényzeti térkép törvényszerűen generalizált.

A növényzeti-élőhelyi osztályozás értelmezése és kódolása:

- folyóvizek (FOLYÓ)
- állóvizek (ÁVIZ)
- mocsarak, sásosok, nádasok (MOCS)
- egyéb üde lágyszárú növényzet (UDEGY)
- gyertyános tölgyesek (GYERTYE)
- bükkösök (BÜKKERD)

- molyhos tölgyesek (MTÖLGY)
- cseres-kocsánytalan tölgyesek (CSERERD)
- őshonos fafajok uralta zavart erdők (ZAVERD)
- őshonos fafajok uralta erdősávok és fasorok (ERDSÁV)
- láp- és mocsárerdők (LÁPERD)
- puhafás ártéri erdők (LIGETE)
- ültetett és jellegtelen lomboserdők (ÜLT)
- tűlevelű ültetvények (TÜÜLT)
- vágásterületek, fiatalosok (VÁGÁS)
- ártéri kaszálórétek, mocsárrétek és láprétek (MOCSRÉ)
- Hegy- és dombvidéki üde gyepek (DOMBRÉT)
- sztyepprétek, cserjésedő szárazgyepek (SZTYEPR)
- sziklagyepek (SZIKLAGY)
- degradált vagy regenerálódó gyepterületek (DEGRGY)
- jellegtelen szárazgyepek (SZÁRZGY)
- települések és egyéb létesítmények (TELEP)
- bányaterületek, kőfejtők, nyílt földfelszínek (BÁNYA)
- parkok (PARK)
- szántóterületek (SZÁNTÓ)
- szántó-gyep mozaikok (MOZ)
- gyümölcsösök és bogyós ültetvények (GYÜM)
- szőlők (SZŐLŐ)



3. ábra Részlet az Ipoly-vízgyűjtő magyarországi területének aktuális növényzeti térképéből. A kivágat Hont – Drégelypalánk térségét mutatja (lásd még az 1. ábrán). A jelmagyarázat csak a természetközeli kategóriákat mutatja (további részletek a leírásban).

Figure 3. A small portion of the actual vegetation map of the Hungarian part of the Ipoly watershed. This window shows the vicinity of Hont – Drégelypalánk (see Fig. 1). The legend here indicates only the semi-natural categories (for further explanation see the text).

TERMÉSZETESSÉG – Aktuális természetességi (növényzet alapú természeti tőke index) térkép és adatbázis az Ipoly-vízgyűjtő magyarországi területére. M 1:500.000, készítette: Horváth Ferenc és Biró Marianna

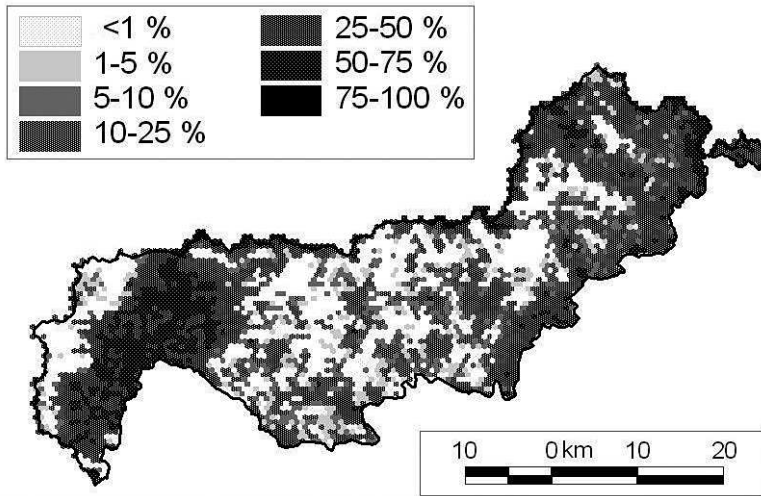
Az aktuális természetességi térképet MÉTA-hatszög felbontásban készítettük el. A térkép a 35 hektáros táji egységek természetességét, pontosabban az ún. „natural capital index” ( $NCI_{lin}$ ) értékét, illetve kategóriáját ábrázolja (4. ábra). A magas értékek nagy természetességet jelentenek (természetes állapotú, nagy kiterjedésű természetközeli élőhelyekkel), az alacsony értékek viszont kis kiterjedésű és/vagy leromlott, zavart élőhely-maradványokkal (vagy azzal sem) jellemezhető kultúr-agrártájra utalnak. Ez az összevont index elég pontosan és részletesen mutatja a táj természetességének mértékét, függetlenül attól, hogy ott milyen élőhelyek (élőhelykomplexek) vannak. Hasonló értelmezésű a szlovákiai RGÖSZ területek természetességi koefficiense (természetességi foka) is, azonban az más módszerrel készült (MIKLÓS et al. 2006). Az index alapján a természetességet az alábbi (a szlovákiai rendszerrel azonos beosztású) kategóriákba csoportosítottuk:

- „nem” – nem természetközeli táj
- „<1” – 1% alatti természetesség/természeti tőke index, (nem természetközeli táj)
- „1–5” – 1% és 5% közötti természetesség/természeti tőke index, (nem természetközeli táj)
- „5–10” – 5% és 10% közötti természetesség/természeti tőke index, (alacsony természetességű táj)
- „10–25” – 10% és 25% közötti természetesség/természeti tőke index, (jelentős természetességű táj)
- „25–50” – 25% és 50% közötti természetesség/természeti tőke index, (természetközeli táj)
- „50–75” – 50% és 75% közötti természetesség/természeti tőke index, (jó természetességű táj)
- „75–100” – 75% és 100% közötti természetesség/természeti tőke index, (kiemelkedő természetességű táj)

### Értékelés és kitekintés

Az elkészített térképek, illetve adatbázisok a MÉTA felmérés alapadataihoz képest jelentős továbbfejlesztéssel készültek. A területre fókuszálva felülvizsgáltuk az alapadatok minőségét, javítottuk a hibákat, pótoltuk a hiányzó információkat, a felhasználási céloknak megfelelően újradefiniáltuk és újraosztályoztuk az ábrázolandó élőhelyi kategóriarendszert.

A reprezentatív *geo-ökoszisztéma térkép* létrehozásához elsősorban földrajzi, geológiai, domborzati és talajtani információkra támaszkodtunk, de felhasználtuk a MÉTA felmérés tudását is.



4. ábra Az Ipoly-vízgyűjtő magyarországi területének természetességi térképe a MÉTA hatszögek felbontásában (további magyarázat a leírásban olvasható).  
 Figure 4. Landscape naturalness map of the Hungarian part of the Ipoly watershed. It is shown according to the MÉTA hexagons (for further explanation see the text).

A legnagyobb kihívást az *aktuális növényzeti térkép* létrehozása, azon belül is a CORINE felszínborítási adatbázis foltrendszerével és tematikus összefésülésével létrehozott egyesítés, átalakítás jelentette. A MÉTA adatbázis a természetközeli élőhelyekre vonatkozóan egyedülállóan részletes és sokoldalú információt hordoz, viszont térbeli felbontása a 35 hektáros hatszögekre korlátozódik. A CORINE felszínborítási adatbázis viszont igen részletes térképi ábrázolással rendelkezik, ugyanakkor nagyon általános a természetközeli tájelemek leképezése. Munkánk során a két adatbázis előnyös tulajdonságainak ötvözésével egy minőségében is újnak tekinthető térképet hoztunk létre (BIRÓ et al. 2010a). Hasonló koncepciójú munkák születtek a kiskunsági homokhátság területén (BIRÓ et al. 2009), a Nyírségben (BIRÓ et al. 2010b), valamint a CORINE Élőhelytérkép (CÉT) elkészítése során (MOLNÁR et al. 2001).

A tájtermészetességi fedvény a MÉTA adatbázisnak egy újabb, származtatott nézetét valósítja meg, amely leginkább a táj természetvédelmi minősítésére alkalmas. Növényzeti örökségünk táji minőségére, „jóságára” mutat rá, anélkül hogy az élőhely típusok komplexitásával – egy adott feladat szempontjából szükségtelenül – terhelné a felhasználót. A korábbiakat ez is új nézőponttal egészíti ki, ez a tematika azokból nem vezethető le.

A példák mutatják, hogy többféle feldolgozás lehetséges, amelyekkel az adott céloknak jobban megfelelő térképek készíthetők. A bemutatott térképi adatbázisok jól használható termékként beépülhetnek a hatósági, döntéshozói folyamatba. Azt gondoljuk, hogy ezt a munkát nem csak egy-egy részterületen, hanem az egész országra el kellene végezni.

A megbízás során az intézet régóta kialakított térinformatikai rendszerével dolgoztunk, hasonló környezetben, mint amit az INTERREG program tűzött ki maga elé elérendő célnak. Biztosak vagyunk abban, hogy egy gazdag és releváns fedvényeket tartalmazó,



egységes térinformatikai rendszer nem csak a kutatói kreativitást tudja ösztönözni, hanem a környezeti döntések hatékonyságát, bölcsességét és minőségét is magasabb szintre képes emelni.

### Köszönetnyilvánítás

A bemutatott térinformatikai adatbázisok, térképek kidolgozását és értelmezését a Közép-Duna-völgyi Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség által elnyert és vezetett „*Térinformatikai alapú egységes környezeti monitoring kialakítása az Ipoly vízgyűjtő területén*” című, HUSK/0801/2.1.2/0162 azonosítójú INTERREG programja finanszírozta. A feldolgozás alapjául szolgáló élőhelyi adatokat a MÉTA adatbázis szolgáltatta, az Ipoly-vízgyűjtő felmérését a „*Magyarország természetes növényzeti örökségének felmérése és összehasonlító értékelése, 2002-2005*” NKFP Szécheny-terv 3B/0050. számú program keretében Baráth Kornél, Bölöni János, Gálhidy László, Illyés Eszter, Kovács Tibor, Kun András, Mányoki Gergely, Molnár Csaba, Nagy József, Ónodi Gábor, Papp Orsolya, Timár Gábor, Tóth Csaba, Turcsányi Gábor, Ujvári Zsolt és Urszán Tamás, valamint Verő György végezték.

### Irodalom

- AGROTOPO – Magyarország Agrotopográfiai Adatbázisa (MTA TAKI), <http://www.taki.iif.hu/gis/agrotopo.html>
- BIRÓ M., HORVÁTH F., BÖLÖNI J., MOLNÁR ZS. 2010a: Élőhelyi adatbázisok és a CLC50 térkép szintézisének módszertani kérdései az Ipoly-vízgyűjtő növényzeti térképe kapcsán. *Tájökológiai Lapok* 8: 595–610.
- BIRÓ M., LELLEINÉ KOVÁCS É., KRÖEL-DULAY Gy., HORVÁTH F. 2009: A Kiskunsági homokvidék tájökológiai térképe. In TÖRÖK K., KISS K. T., KERTÉSZ M (szerk.): *Válogatás az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete kutatási eredményeiből*, pp. 29–35.
- BIRÓ M., SZIGETVÁRI Cs., MOLNÁR Zs. 2010b: Egy nyírségi mintaterület felszín alatti vizektől függő ökoszisztémáinak vizsgálata a MÉTA adatbázis és a CLC50 térkép felhasználásával. MTA ÖBKI, Vácrátót, kézirat.
- BÖLÖNI J., KUN A., MOLNÁR Zs. 2003: *Élőhely-ismereti Útmutató 2.0. Kézirat*. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót.
- BÖLÖNI J., MOLNÁR Zs., KUN A., BIRÓ M. 2007a: *Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (Á-NÉR 2007). Kézirat*, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- BÖLÖNI, J., Zs. MOLNÁR, E. ILLYÉS, A. KUN 2007b: A new habitat classification and manual for standardized habitat mapping. *Annali di Botanica nouva series* 7: 105–126.
- BÜTTNER, Gy., M. BIRÓ, G. MAUCHA, O. PETRIK 2001: Land Cover mapping at scale 1:50.000 in Hungary: Lessons learnt from the European CORINE programme. In Buchroithner (eds.): *A Decade of Trans-European Remote Sensing Cooperation*. Balkema pp. 25–31.
- CASTELLI, V., L. D. BERGMAN 2002: *Image databases: Search and Retrieval of Digital Imagery*. John Wiley and Sons, New York.
- CORINE Land Cover (CLC50) – Magyarország 1:50 000-es felszínborítási adatbázisa. Méretarány: 1:50.000 (GIS Database, FÖMI, Budapest). <http://www.fomi.hu/corine/>
- CZÚCZ, B., Zs. MOLNÁR, F. HORVÁTH, Z. BOTTA-DUKÁT 2008: The natural capital index of Hungary. *Acta Botanica Hungarica* 50(Suppl.): 161–177.
- DÖVÉNYI Z. (szerk.) 2010: *Magyarország kistájainak katasztere*. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest.
- GOODCHILD, M. F. 1987: A spatial analytical perspective on geographical information systems. *Int. J. Geographical Information Systems* 1(4): 327–334.
- HORVÁTH F., MOLNÁR Zs., BIRÓ M., BÖLÖNI J., BOTTA-DUKÁT Z., CZÚCZ B., OLÁH K., KRASSER D. 2009: Világhálón a MÉTA program eredményei. In TÖRÖK K., KISS K. T., KERTÉSZ M (szerk.): *Válogatás az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete kutatási eredményeiből*, pp. 9–16.
- HORVÁTH, F., L. POLGÁR 2008: MÉTA SQL expert interface and access service. *Acta Botanica Hungarica* 50(Suppl.): 35-45.
- HORVÁTH, F., Zs. MOLNÁR, J. BÖLÖNI, Zs. PATAKI, L. POLGÁR, A. RÉVÉSZ, K. OLÁH, D. KRASSER, E. ILLYÉS 2008: Fact sheet of the MÉTA Database 1.2. *Acta Botanica Hungarica* 50(Suppl.): 11-34.
- LONGLEY, P. A., M. F. GOODCHILD, D. J. MAGUIRE, D. W. RHIND 2005: *Geographical Information Systems and Science*. 2<sup>nd</sup> ed., John Wiley and Sons, New York.

- MIKLÓS L., Z. IZAKOVIČOVÁ et al. 2006: Szlovákia reprezentatív geoökoszisztémáinak atlasza, Szlovák Tudományos Akadémia, Ökológiai Intézet – a Szlovák Köztársaság Környezetvédelmi Minisztériuma – a Szlovák Oktatásügyi Minisztérium, Banská Štiavnica.
- MOLNÁR Zs., BARTHA S., HORVÁTH F., BÖLÖNI J., BOTTA-DUKÁT Z., CZÚCZ B., TÖRÖK K. 2009: Növényzeti örökségünk állapota és várható jövője az MTA ÖBKI MÉTA-adatbázisa alapján. Magyar Tudomány 2009 (1): 54–57.
- MOLNÁR Zs., BIRÓ M., BÜTTNER Gy., TARACSÁK G. 2001: A CÉT program - CORINE Élőhelytérkép adatbázis. Kutási jelentés, MTA ÖBKI, Vácrátót és Földmérési és Távérzékelési Intézet, Környezetvédelmi Távérzékelési Osztály, Budapest.
- MOLNÁR, Zs., S. BARTHA, T. SEREGÉLYES, E. ILLYÉS, G. TIMÁR, F. HORVÁTH, A. RÉVÉSZ, A. KUN, Z. BOTTA-DUKÁT, J. BÖLÖNI, M. BIRÓ, L. BODONCZI, J. Á. DEÁK, P. FOGARASI, A. HORVÁTH, I. ISÉPY, L. KARAS, F. KECSKÉS, Cs. MOLNÁR, A. ORTMANN-NÉ AJKAI, Sz. RÉV 2007: A grid-based, satellite-image supported, multi-attributed vegetation mapping method (MÉTA). Folia Geobotanica 42: 225–247.
- NÉMETH F., SEREGÉLYES T. 1989: Természetvédelmi információs rendszer: adatlap kitöltési útmutató. Kézirat, Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest.
- SZABÓ J., PÁSZTOR L. 1994: Magyarország agroökológiai adatbázisa és annak környezetvédelmi felhasználási lehetőségei. Országos Környezetvédelmi Konferencia Kiadványa. Siófok, pp. 156–163.
- TAKÁCS G., MOLNÁR Zs. (szerk.) 2009: Élőhely-térképezés. Második átdolgozott kiadás. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer Kézikönyvei IX., MTA ÖBKI – KvVM, Vácrátót – Budapest.

THE USE OF MÉTA DATABASE TO THE DEVELOPMENT OF GEOGRAPHICAL INFORMATION SYSTEM ON THE AREA OF IPOLY WATERSHED

<sup>1</sup>F. HORVÁTH, <sup>2</sup>R. ASZALÓS<sup>1</sup>, <sup>1</sup>M. BIRÓ, <sup>1</sup>J. BÖLÖNI, <sup>1</sup>ZS. MOLNÁR

<sup>1</sup>Institute of Ecology and Botany of the Hungarian Academy of Sciences  
2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4., e-mail: horvfe@botanika.hu

<sup>2</sup>Dept. of Plant Taxonomy and Ecology, Lóránd Eötvös Univesity

**Keywords:** geo-ecosystem, current vegetation, habitat map, landscape naturalness, CORINE land cover

Filling environmental decision support systems that relies on GIS-related databases with actual field-based information is usually constrained, time consuming or expensive. As MÉTA database contains and handle actual landscape ecology, nature conservation, vegetation and habitat related information, its synthesis with CORINE land cover database under expert control enabled the production of a new generation of GIS layers. After harmonizing the methods with the Slovak partner, among others, we have developed for the Hungarian part of Ipoly watershed the so-called geo-ecosystem map, the actual vegetation map (scale 1:50.000) and the map of landscape naturalness in the hexagonal system of MÉTA.

## AZ EMBERI TEVÉKENYSÉG HATÁSA A HALFAUNA ALAKULÁSÁRA AZ IPOLY ALSÓ (MAGYARORSZÁGI) SZAKASZÁN

GUTI Gábor, POTYÓ Imre

MTA Magyar Dunakutató Állomás  
2131 Göd, Jávorka S. u. 14., e-mail: guti.g@t-online.hu

**Kulcsszavak:** síkvidéki folyó, folyószabályozás, halbiológiai monitorozás, történelmi halfauna, duzzasztómű

**Összefoglalás:** Az Ipoly magyarországi szakaszának hosszúidejű halfauna változását a 19. századtól megjelent halfaunisztikai publikációk és közvetlen halbiológiai felméréseink alapján jellemeztük. A vizsgált alsó folyószakaszon 56 halfaj előfordulása igazolható. Áttekintést adtunk a folyó antropogén hatásokkal összefüggő változásairól, valamint meghatároztuk a folyó natív halfaunáját és adventív faunaelemeit. A halfauna térbeli eloszlását és összetételének alakulását folyószabályozási beavatkozásokkal összefüggően ismertettük.

### Bevezetés

A síkvidéki folyók ökológiai rendszereit, illetve az azokat fenntartó hidrológiai és hidromorfológiai folyamatokat az emberi tevékenység jelentősen megváltoztattatta az elmúlt évszázadok során, ami a természetes biológiai sokféleség alakulására is hatással volt. A folyók ökológiai állapotának javítása egyre inkább a társadalmi érdeklődés előterébe kerülő probléma napjainkban. Ez fejeződik ki többek között az EU Víz Keretirányelv (VKI) bevezetésével összefüggő vízgyűjtő-gazdálkodási feladatokban, illetve a vizeink jó ökológiai állapotának elérésére irányuló törekvésekben. Ennek megfelelően alapvető fontosságú, hogy a környezet állapotáról és változásának fő tendenciáiról, valamint a környezeti változásokat előidéző folyamatokról megfelelő információ álljon rendelkezésre a döntéshozók részére.

A folyók antropogén terhelése a teljes vízi faunát veszélyezteti. A halak különösen érzékenyen reagálnak a folyami ökoszisztémák strukturális és funkcionális elemeinek megváltozására. Egyes halfajok kipusztulása, a veszélyeztetett fajok számának növekedése, a halászok halfogásainak csökkenő trendje, a halak ökológiai fajcsoportjainak aránybeli változásai egyértelműen jelezik a folyók ökológiai állapotának kedvezőtlen változását (GUTI 1993, SCHIEMER et al. 2004).

Az Ipoly hazai szakaszán megkezdett kutatásaink lényegi kérdése, hogy a folyó antropogén hatásokkal összefüggő változása, illetve ökológiai állapota milyen módon befolyásolja a halfauna összetételének alakulását. Vizsgálatainkat az alábbi célkitűzések határozták meg:

- 1) Az átfogó folyószabályozásokat megelőző időszak természetes halfaunájának leírása.
- 2) A napjainkban kimutatható halfajok elterjedésének felmérése.
- 3) A halfauna hosszú-idejű változásának elemzése.

Az elemzések a monitorozás szempontjából jelentős faunaelemek feltárására irányultak, amelyek elterjedését az antropogén hatások számottevően befolyásolják, ezért a jelenlétük, vagy hiányuk a vizsgált vízterület ökológiai állapotát is minősítheti.

## Anyag és módszer

Az Ipoly antropogén hatásokkal összefüggő változásait az átfogó folyószabályozást megelőző időszak térképeinek elemzése, a folyószabályozás történeti áttekintése (KÁROLYI 1973, MIKE 1991) és néhány korábbi területrendezési terv (KABAY 2007) alapján jellemeztük.

Az Ipoly halfaunájának hosszú-idejű változását a 19. század közepétől megjelent halfaunisztikai vonatkozású publikációk kritikai értékelésével tártuk fel. A történelmi halfauna leírásához felhasználtuk HERMAN (1887), VUTSKITS (1918), VÁSÁRHELYI (1961), valamint KUX és WEISZ (1964) közleményeiben található fajlistákat. A napjainkban előforduló fajok jellemezésekor BOTTA et al. (1984a), BOTTA (1993), KERESZTESSY (1993), GYÖRE et al. (2001), TÓTH et al. (2005), valamint WEIPERTH et al. (2010 a, b) által közölt adatok mellett a 2010-ben végzett halfauna felméréseink tapasztalataira is támaszkodtunk.

Az folyó magyarországi szakaszán összesen 6 főági helyszínen (Ipolytarnóc, Nógrád-szakál, Pösténypuszta, Tésa, Ipolytölgyes, Szob) végeztünk felmérést 2010. augusztustól szeptemberig. A mintavételek egy hullámtéri (Ludányhalászi) és egy mentett oldali (Letkés) holtágra is kiterjedtek. A nemzetközi és a hazai monitorozási gyakorlatnak megfelelően, a CEN elektromos halászatra vonatkozó szabványában (CEN/TC 230, Ref.No. EN 14011:2003 E) a vízfolyások halállományának standardizált felméréséhez ajánlott eljárást követtük a mintavételek megvalósításánál. A halászatok csónakból történtek a folyási irányba haladva, Hans Grassl EL63 IIGI típusú, 5 kW teljesítményű halászgépet alkalmazva (PDC 50 Hz üzemmódban).

## Eredmények

A középkorban legeltetéssel és nádtermeléssel hasznosították az Ipoly árterét és völgyét. A 15. század végétől rőzsefonatos gátakat és vízimalmokat építettek a folyó mentén. A 19. század elején Ipolytarnóctól a torkolatig 17 vízimalom működött. A malmok gátjai a folyót visszaduzzasztották, ami a meder jelentős feliszapolódásához, illetve a folyóvölgy mocsarasodásához vezetett, korlátozva a legeltetéssel hasznosítható területek arányát.

Az Ipoly szabályozására való törekvések a 17–18. századból ismertek. A 19. században néhány kanyarulat átmetszését és több mellékpatak mederrendezését meg is valósították. A 20. század kezdetén kidolgozott szabályozási tervet nem hajtották végre. A trianoni szerződéssel a folyó határvízzé vált, és ennek következtében megkezdtek a szabályozási munkálatok a 20. század közepéig. A határ menti területek vízgazdálkodásának alapelveit az 1954-ben megalakult Magyar-Csehszlovák Közös Műszaki Bizottság dolgozta ki. Ennek keretében készültek a folyó szabályozásának tervei, amelyek megvalósítása az 1970-es években bontakozott ki. Számos kanyarulatot átvágtak és a folyó mintegy 30 km-rel rövidebb lett. A műszaki tervezés során nem vettek figyelembe természetvédelmi szempontokat, és a szabályozások előtti időszak növény-, illetve állatvilágának dokumentálására felmérések sem történtek.

A további szabályozásra 1975-ben egy közös, egyezményes tanulmánytervben több duzzasztómű létesítésére tettek javaslatot, az öntözési és egyéb célú vízhasználatok igényeinek biztosításához. Az 1977-es Magyar-Csehszlovák Államközi Szerződés szerint 11 ipolyi duzzasztómű működött volna a nagymarosi vízlépcső kiegyenlítő rendszereként, a csúcsrajáratáshoz szükséges víztömeg időszakos raktározásával. Az 1980-as és 1990-es években 6 duzzasztómű épült az Ipolyság alatti szakaszon (4 a szlovák-magyar közös határszakaszon és 2 szlovák területen).

A több ütemben elvégzett vízrendezési beavatkozások az árvíz- és belvízvédelmi biztonság javítása mellett azonban újabb problémákat eredményeztek napjainkban. A folyómeder fokozatosan beágyazódott, ezért a kis- és középvízszintek fokozatosan csökkenek és megkezdődött a völgyi területek szárazodása (MIKE 1991, KABAY 2007).

Az Ipoly halfaunisztikai kutatásának gyökerei a 19. századig nyúlnak vissza. A legrégebbi faunalista Petényi 1833 és 1855 közötti gyűjtése alapján ismert az egyik mellékvízfolyásból, a Tisovnik-patakából (HERMAN 1887). Egy másik mellékvízfolyásban, a Banský-patakban, KRIESCH (1875) végzett felméréseket 1870-ben és 1872-ben. Az Ipoly halfaunájáról HERMAN (1887) közölt először adatokat saját megfigyelései alapján. Összesen 17 fajt sorolt fel, amelyek közül figyelemre méltó a kecsge (*Acipenser ruthenus*). A kecsge jelenlétét MALESEVIC (1892) is jelezte Losonc környékén (kb. a 140-es fkm magassága!) az 1876 és 1891 között végzett gyűjtéseire hivatkozva. Vutskits 1918-ban megjelent munkájában 26 halfajt említ az Ipolyból. VÁSÁRHELYI (1961) képes halhatározója 16 fajnál jelölte meg az Ipolyt lelőhelyként. KUX és WEISZ (1964) 28 halfajt mutattak ki a folyó teljes szakaszán (1. táblázat).

Az 1980-as évektől az Ipoly halfaunájának kutatása intenzívebbé vált, és jelentősen növekedett a kimutatott halfajok száma. BOTTA et al. (1984) 27 halfajt regisztráltak a magyarországi szakaszon 1980 és 1984 között. KERESZTESSY (1993) több éves faunisztikai vizsgálata alapján 33 halfaj előfordulásáról számolt be. Egy módszertanilag sokrétű, intenzív vizsgálatsorozattal BOTTA (1993) már 46 fajt észlelt a Balassagyarmattól a Dunáig terjedő szakaszon. GYÖRE (2001) a forrásvidéktől a torkolatig 47 halfaj jelenlétét mutatta ki egy 1996 és 1999 között megvalósított, határon átnyúló felmérés keretében. Az Ipoly magyarországi szakaszán összesen 56 halfaj előfordulása igazolható (1. táblázat) a tudományos publikációk, az MTA Magyar Dunakutató Állomás korábbi felmérései (WEIPERTH 2010 a, b), valamint a 2010-ben történt mintavételek (2. táblázat) adatai alapján.

1. táblázat Az Ipoly hazai szakaszának natív (nat.), adventív (adv.) és jelenlegi (rec.) halfaunája.  
Szerző: 1 HERMAN 1887, 2 VUTSKITS 1918, 3 VÁSÁRHELYI 1961, 4 KUX és WEISZ 1964, 5 BOTTA et al. 1984,  
6 BOTTA 1993, 7 KERESZTESSY 1993, 8 GYÖRE et al. 2001, 9 TÓTH et al. 2005, 10 MDÁ 2001–2010.

Table 1. The native (nat.), non-native (adv.) and recent (rec.) fish fauna in the Hungarian section of the Ipel river

halfaj		szerzők										Nat.	Adv.	Rec.		
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10					
1	dévérkeszeg	<i>Abramis brama</i>														
2	kecsege	<i>Acipenser ruthenus</i>														
3	sültésos күsz	<i>Alburnoides bipunctatus</i>														
4	kүsz	<i>Alburnus alburnus</i>														
5	angolna	<i>Anguilla anguilla</i>														
6	balin	<i>Aspius aspius</i>														
7	lapos keszeg	<i>Ballerus ballerus</i>														
8	bagolykeszeg	<i>Ballerus sapa</i>														
9	kövicsik	<i>Barbatula barbatula</i>														
10	márna	<i>Barbus barbus</i>														
11	Petényi-márna	<i>Barbus carpathicus</i>														
12	karika keszeg	<i>Blicca bjoerkna</i>														
13	kárász	<i>Carassius carassius</i>														
14	paduc	<i>Chondrostoma nasus</i>														
15	vágócsik	<i>Cobitis elongatoides</i>														
16	botos köllönte	<i>Cottus gobio</i>														
17	ponty	<i>Cyprinus carpio</i>														
18	csuka	<i>Esox lucius</i>														
19	fenékiáró köllő	<i>Gobio gobio</i>														
20	szélesdurbincs	<i>Gymnocephalus baloni</i>														
21	vágódurbincs	<i>Gymnocephalus cernuus</i>														
22	selymes durbincs	<i>Gymnocephalus schraetzer</i>														
23	kurta baing	<i>Leucaspilus delineatus</i>														
24	lász	<i>Leuciscus idus</i>														
25	nyúldomolykó	<i>Leuciscus leuciscus</i>														
26	menyhal	<i>Lota lota</i>														
27	réticsik	<i>Misgurnus fossilis</i>														
28	garda	<i>Pelecus cultratus</i>														
29	sүgér	<i>Perca fluviatilis</i>														
30	fүрге cselle	<i>Phoxinus phoxinus</i>														
31	szivárványos ökle	<i>Rhodeus sericeus</i>														
32	halványfoltú köllő	<i>Romanogobio albipinnatus</i>														
33	homoki köllő	<i>Romanogobio kessleri</i>														
34	leánykancér	<i>Rutilus rutilus</i>														
35	bodorka	<i>Rutilus rutilus</i>														
36	balkáni csik	<i>Sabanejewia balcanica</i>														
37	sebes pisztráng	<i>Salmo trutta</i>														
38	sүllő	<i>Sander lucioperca</i>														
39	kősүllő	<i>Sander volgensis</i>														
40	vörösszárnýú keszeg	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>														
41	harcsa	<i>Silurus glanis</i>														
42	domolykó	<i>Squalius cephalus</i>														
43	compó	<i>Tinca tinca</i>														
44	szilvaorrú keszeg	<i>Vimba vimba</i>														
45	német bucó	<i>Zingel streber</i>														
46	magyar bucó	<i>Zingel zingel</i>														
47	fekete törpeharcsa	<i>Ameiurus melas</i>														
48	törpeharcsa	<i>Ameiurus nebulosus</i>														
49	ezüstkárász	<i>Carassius qibelio</i>														
50	naphal	<i>Lepomis gibbosus</i>														
51	folyami géb	<i>Neogobius fluviatilis</i>														
52	csupaszörkű géb	<i>Neogobius gymnotrachelus</i>														
53	feketeszájú géb	<i>Neogobius melanostomus</i>														
54	szivárványos pisztráng	<i>Onchorhynchus mykiss</i>														
55	tarka géb	<i>Proterorhinus semilunaris</i>														
56	kína razbóra	<i>Pseudorasbora parva</i>														
		<b>fajok száma</b>	<b>17</b>	<b>18</b>	<b>16</b>	<b>21</b>	<b>27</b>	<b>46</b>	<b>33</b>	<b>49</b>	<b>33</b>	<b>38</b>	<b>43</b>	<b>10</b>	<b>54</b>	

2. táblázat Az Ipoly magyarországi szakaszán 2010-ben gyűjtött 35 halfaj eloszlása a mintavételi helyek szerint: 1 Szob, 2 Letkés, 3 Ipolytölgyes, 4 Tésa, 5 Pösténypuszta, 6 Ludányhalászi, 7 Nógrádszék, 8 Ipolytarnóc.

Table 2. Distribution of 35 species of fish at sampling sites in the Hungarian section of the Ipoly in 2010

Halfaj	Helyszín	1	2	3	4	5	6	7	8
<i>Abramis brama</i>									
<i>Alburnoides bipunctatus</i>									
<i>Alburnus alburnus</i>									
<i>Ameiurus melas</i>									
<i>Aspius aspius</i>									
<i>Barbatula barbatula</i>									
<i>Barbus barbus</i>									
<i>Blicca bjoerkna</i>									
<i>Carassius carassius</i>									
<i>Carassius gibelio</i>									
<i>Chondrostoma nasus</i>									
<i>Cobitis elongata</i>									
<i>Cyprinus carpio</i>									
<i>Esox lucius</i>									
<i>Gobio albipinnatus</i>									
<i>Gobio gobio</i>									
<i>Gobio kesslerii</i>									
<i>Gymnocephalus schraetser</i>									
<i>Lepomis gibbosus</i>									
<i>Squalius cephalus</i>									
<i>Leucaspis delineatus</i>									
<i>Leuciscus idus</i>									
<i>Leuciscus leuciscus</i>									
<i>Lota lota</i>									
<i>Misgurnus fossilis</i>									
<i>Pelecus cultratus</i>									
<i>Perca fluviatilis</i>									
<i>Pseudorasbora parva</i>									
<i>Rhodeus amarus</i>									
<i>Rutilus rutilus</i>									
<i>Sander lucioperca</i>									
<i>Sander volgensis</i>									
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>									
<i>Tinca tinca</i>									
<i>Vimba vimba</i>									
<b>Fajok száma</b>		9	16	20	14	21	21	14	15

## Értékelés

Az Ipoly magyarországi szakaszán eddig kimutatott valamennyi halfaj a Dunában is megtalálható. A folyó natív faunaelemeinek fő csoportjai:

- Állandó előfordulású, öfenntartó állománnyal rendelkező fajok.
- ADunából felvándorló, időszakosan előforduló fajok: kecsge (*Acipenser ruthenus*), leánykancér (*Rutilus pigus*), lapos keszeg (*Ballerus ballerus*), bagolykeszeg (*Ballerus sapa*), garda (*Pelecus cultratus*), kösüllő (*Sander volgensis*), stb.
- A folyó felső szakaszáról időszakosan lesodródó, szórványosan előforduló színező faunaelemek sebes pisztráng (*Salmo trutta*), botos kölönte (*Cottus gobio*), stb.
- A mellékvízfolyásokból időszakosan lesodródó, szórványosan előforduló színező faunaelemek Petényi-márna (*Barbus carpathicus*), kövicsík (*Barbatula barbatula*, stb.).

Az Ipoly magyarországi szakaszának kiterjedt ártereit időszakos és állandó vízterek (elhagyott folyómeder maradványai, lefűződött morotvák, ártéri mocsarak, stb.) tagolják. Az ártéri vízterek a folyó vízjárásának függvényében kiterjednek, helyzetüknek megfelelően a különböző magasságú ár hullámok idején közvetlen kapcsolatba kerülnek a folyóval, de az alacsony vízállású, száraz időszakokban a párolgás és az elszívárgás következtében jelentős lehet a vízvesztésük, vizük koncentráldícs és akár ki is száradhatnak. A síkvidéki folyók 1–2 méteres vízmélységig terjedő ripális zónájának (akvatikus-terresztrikus átmeneti zóna) biológiai produkciója kiemelkedően nagy (NAIMAN et al. 1988, BAYLEY 1995), ami döntő szerepet játszik az ártér biológiai funkcióinak érvényesülésében.

Az ipolyi halállomány szerkezete és térbeli eloszlása összefüggést mutat a vízterület hidro-geomorfológiai sajátosságaival, illetve az akvatikus élőhelyek mintázataival. A halak fajegyütteseinek a fajgazdagsága általában a folyó főágában a legnagyobb, és a hullámtéri/ártéri holtágak irányába csökken, viszont a halállomány biomasszája az állóvizű holtágakban gyakran egy (esetenként kettő) nagyságrenddel nagyobb, mint az állandó vízáramlású mederben. A folyó főágtól laterális irányba, az ártéri holtágak felé haladva sajátosan változik a halállomány összetétele. A főág fajegyütteseit a rheofil fajok gyakorisága jellemzi, viszont a holtágakban a főággal való konnektivitásuk tartósságának csökkenésével egyre nagyobb a limnofil fajok aránya.

Az Ipoly hazai szakaszán a halfauna összetételének kismértékű változására következtethetünk a 19. század második felétől napjainkig a halfaunisztikai vonatkozású publikációk alapján. A 46 natív halfaj közül a kecsge jelenlétét az 1960-as évek óta nem igazolták. A folyó halfaunájának összes fajszáma ugyanakkor növekedett. Az 1980-as évektől 10 nem természetesen honos, adventív faj előfordulását írták le, közülük állandó faunaelemként elterjedt gyakoribb faj a kínai razbóra (*Pseudorasbora parva*), az ezüstkárász (*Carassius gibelio*), a naphal (*Lepomis gibbosus*) és helyenként a fekete törpeharcsa (*Ameiurus melas*). Terjeszkedő, invazív fajnak tekinthető a tarka géb (*Proterorhinus semilunaris*), a folyami géb (*Neogobius fluviatilis*), a csupasztrókú géb (*Neogobius gymnotrachelus*) és a feketeszájú géb (*Neogobius melanostomus*).

További változásokra következtethetünk a történelmi térképek elemzése és a folyószabályozás történeti áttekintése alapján. A halak élőhelyeit megváltoztató tevékenységek közül különösen jelentős volt a kanyarulatok (meanderek) átmetszése, az árterek részleges ármentesítése, valamint a duzzasztóművek építése.



A folyó egyes kanyarulatainak átmetszésével rövidült a meder hossza, ezért megnövekedett a mederesés és gyorsult a vízáramlás sebessége. Mindez az eróziós folyamatok fokozódását és a meder beágyazódását eredményezte. A megváltozott mederalakító hidro-geomorfológiai folyamatok a kis- és középvízszintek süllyedését, illetve az ártéri akvatikus élőhelyek fokozatos kiszáradását eredményezik. A meder beágyazódásának további következménye a folyóból és a mellékvízfolyások felé történő átjárhatóság korlátozódása a kisvízes időszakokban. Hosszú távon összességében csökken a folyóvízi rendszer élőhelyeinek strukturális változatosága, ami a biológiai sokféleség csökkenéséhez vezet. A meder morfológiájának megváltozásával, valamint az árterek ármentesítésével gyorsabbá vált az árhullámok levonulása, ily módon emelkedett a vízjárás szélsőségek gyakorisága, azaz az árhullámok hevesebbé váltak és nőtt a kisvízes időszakok tartóssága.

Az árterek elöntésének korlátozódása kedvezőtlenül befolyásolja az Ipoly ökológiai rendszerének működőképességét. A folyóvölgyre kiterjedő elöntések gyakoriságának, illetve tartósságának korlátozódásával az árterek vizes élőhelyeit hasznosító halfajok állományai károsodnak elsősorban, a szaporodási és táplálkozási lehetőségeik szűkülése következtében. Az elárasztott ártéren termelődő biomassza csökkenésével a főfolyásban élő ragadozó fajok táplálékforrásai is korlátozódnak. Ilyenkor megfigyelhető egyrészt a ragadozó (predátor) fajok gyakoriságának csökkenése; másrészt a mindenevő (omnivor) és a gerinctelenekeket fogyasztó (invertivor) fajok dominanciájának erősödése. A halállomány ilyen irányú átrendeződését igazolták BOTTA (1993) csaknem másfél évtizedes tereptapasztalatai az Ipoly Balassagyarmat alatti szakaszán. Megfigyelései szerint rohamos csökkenés jellemezte a süllő (Ipolyszög és Dejtár között, Tésa és Vámosmikola között, valamint Ipolydamásdnál), a harcsa (Ipolyvecénél, valamint Ipolytölgyes és Letkés között) és a menyhal (Ipolyszögnél, valamint Ipolytölgyes és Letkés körzetében) állományát. Ezzel egy időben nőtt a mindenevő és a gerinctelenekeket fogyasztó fajok – bodorka, domolykó, karikakeszeg, szivárványos ökle, ezüstkárász, stb. – gyakorisága. A szaporodási lehetőségek szűkülésével magyarázható egyes növényzetre ívó, ún. fito-fil fajok megfogatkozása. BOTTA (1993) tapasztalatai szerint számottevő mértékben csökkent például a ponty és a dévérkeszeg előfordulása Drégelypalánk és Ipolyvece között, valamint Dejtár tájékán.

A duzzasztóművek, valamint az általuk létrehozott duzzasztott mederszakaszok környezeti hatásai igen összetettek, azok kiterjednek az élővilágra és az abiotikus környezetre. A vízlépcsők egyik kedvezőtlen hatása a halak vándorlási útvonalának fragmentálása, ami számottevően korlátozza a folyami halak élőhelyhasználatát. Ezt igazolja többek között a Dunából felvándorló kecsége eltűnése az Ipolyból. A korábbi faunaleírások (HERMAN 1897, MALESEVICS 1892, VUTSKITS 1918, VÁSÁRHELYI 1961) alapján megállapítható, hogy a kecsége egykor megtalálható volt a mai magyarországi szakasz teljes hosszában. Az 1990-es évek kezdete óta végzett több kiterjedt halbiológiai felmérés során azonban egyszer sem sikerült a faj előfordulását igazolni. A migrációs útvonalak korlátozása azokat a rheofil fajokat érinti különösen érzékenyen, amelyek élettere a nagyobb vízfolyástól a kisebb mellékvízfolyásokig terjed. Az Ipolyba torkolló kisvízfolyásokat használja ívó- és ivadéknevelő élőhelyként például a menyhal (*Lota lota*), ezért az Ipoly belépcsőzése szerepet játszhatott állományának csökkenésében az 1990-es évek elején (BOTTA 1993). A vándorlási útvonalak fragmentálódása kedvezőtlenül befolyásolja továbbá a hosszabb (10–100 km) szakaszon vándorló fajokat, mint a márna

(*Barbus barbus*), paduc (*Chondrostoma nasus*), jász (*Leuciscus idus*), stb., amelyek a főmeder kavicsos aljzatú, zátonyos szakaszait keresik az ivási időszakban. BOTTA (1993) a két utóbbi halfaj megritkulását tapasztalta az Ipoly teljes magyarországi szakaszán, a duzzasztóművek építését követően.

A tavaszi és nyári szaporodási időszakban rendszeresen megfigyelhető a halállomány torlódása, az ipolyi duzzasztóművek alvízi szakaszán. Jellemző például a paduc, márna, a sujtásos kűsz, küllő fajok összezsúfolódnása, amelyek szabályozatlan körülmények között eltérő jellegű ívóhelyeket keresnének. A vándorlásukban korlátozott halak a gyakran a duzzasztó alatti néhány száz méteres szakaszt használják „kényszerívóhelyként”, ahol a többi halfaj ikrafalása következtében, lényegesen kisebb a sikeres szaporodás valószínűsége. Az ipolytölgyesi és a téσαι duzzasztóműveknél 2007-ben üzembehelyezett hallépcsők feltehetően mérséklően hatnak a jelzett problémára (GUTI 2003), de hallépcsők hatékonyságát eddig még nem vizsgálták meg részleteiben.

A tájökológiai és a halbiológiai kutatások integrálásával, valamint a folyamökológia szemléletmódjának érvényesítésével szerezhető ismeretek fontos tervezési alapadatokat szolgáltatnak az Ipoly-völgy határon átnyúló vízgyűjtő-gazdálkodási feladatai, valamint a vízrendszer ökológiai állapotát javító élőhely-rehabilitációk tervezéséhez, ami a tanulmányban bemutatott kutatások további irányvonalát is meghatározza.

#### Köszönetnyilvánítás

Köszönetet mondunk a Közép-Duna-Völgyi Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőségnek kutatásaink anyagi támogatásáért (2007-2013 HUSK 2008/01 – 162. számú projekt), a Horgászegyesületek Nógrád Megyei Szövetségének a készséges együttműködésért, továbbá Weiperth Andrásnak és Gaebele Tibornak a terepi felmérésekben nyújtott segítségéért.

#### Irodalom

- BAYLEY P.B. 1995: Understanding large river-floodplain ecosystems. *BioScience* 3: 153–158.
- BOTTA I. 1993: A tervezett Duna-Ipoly Nemzeti Park fontosabb vizeinek ichthyológiai állapotfelmérése. MMTE, Budapest.
- BOTTA I., KERESZTESSY K., NEMÉNYI I. 1984: Halfaunisztikai és ökológiai tapasztalatok természetes vizeinkben. *Állattani Közlemények* 71: 39–50.
- CEN Document 2003: Water quality – Sampling of fish with electricity. CEN/TC 230, Ref. No. EN 14011:2003 E.
- GUT, G. 1993: Fisheries ecology of the Danube in the Szigetköz floodplain. *Opuscula Zoologica*, Budapest 26: 67–75.
- GUTI G. 2003: Az ipolytölgyesi (kiskeszi) és a téσαι (ipolyszakállosi) duzzasztók térségében tervezett hallépcsők értékelése halbiológiai szempontból. Kézirat.
- GYÖRE K., JÓZSA V., WOLLENT J. 2001: Az Ipoly halfaunája és a gazdaságilag fontos halfajok populáció dinamikája. Kutatási jelentés, FVM, Budapest.
- KABAY S. 2007: Jelentős Vízgazdálkodási Kérdések, 1–5 Ipoly tervezési alegység, Közép-Duna-völgyi Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság, Budapest.
- KÁROLYI, Z. 1973: A Duna-völgy vizeinek szabályozása. In: IHRIG D. (ed.): A magyar vízszabályozás története. Országos Vízügyi Hivatal, Budapest, pp. 155–248.
- KERESZTESSY K. 1993: A Börzsöny halfaunisztikai vizsgálata. *Halászat* 86: 67–68.
- KRIESCH J. 1875: Állattani utazási jelentések az 1870. és 1872. évekről. Budapest, Magyar Tudományos Akadémia.
- KUX Z., WEISZ T. 1964: Príspevek k poznani ichthyofauny slovenskych řek [The contribution to the knowledge of ichthyofauna of Slovakian rivers]. *Acta Musei Moraviae, Sci. Natur.* 49: 191–246.
- HERMAN O. 1887: A MAGYAR halászat könyve. I–II. K. M. Természettudományi Társulat, Budapest.
- MALESEVICS E. 1892: LOSONCZ faunája. Losoncz, Kárman Társulat Könyvnyomdája.

- MIKE K. 1991: MAGYARORSZÁG ösvízrajza és felszíni vizeinek története. Aqua kiadó, Budapest, pp. 246–247.
- NAIMAN R. J., M. M. HOLLAND H. DÉCAMPS, P. G. RISSER. 1988: A new UNESCO Programme: Research and management of land/inland-water ecotones. *Biology International* 17: 107–136.
- SCHIEMER F., G. GUTI H. KECKEIS M. STARAS 2004: Ecological Status and Problems of the Danube River and its Fish Fauna: A Review. Proceedings of the second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries: Sustaining Livelihoods and Biodiversity in the New Millennium, 11–14 February 2003, Phnom Penh, Kingdom of Cambodia. Volume I. no. 16, pp. 273–299. RAP publication.
- TÓTH B., ERŐS T., SEVCSIK A. 2005: Újabb adatok az Ipoly halfaunájához. *Hidrológiai közlöny* 85: 150–151.
- VÁSÁRHELYI I. 1961: Magyarország halai írásban és képekben. Borsodi Szemle Könyvtára, Miskolc.
- VUTSKITS Gy. 1918: Pisces. In: Fauna Regni Hungariae. A K. M. Természettudományi Társulat, Budapest.
- WEIPERTH A., GAEBELE T., POTYÓ I., GUTI G. 2010a: A magyarországi Ipoly szakasz halfaunisztikai kutatásának történeti áttekintése. *Hidrológiai Közlöny* (in press).
- WEIPERTH A., GAEBELE T., POTYÓ I., GUTI G. 2010b: Long-term changes of fish fauna in the Hungarian section of the Ipel river. Proceedings Volume of the 38<sup>th</sup> Conference of the IAD (in press).

EFFECTS OF HUMAN IMPACTS ON FISH FAUNA  
IN THE LOWER (HUNGARIAN) SECTION OF THE IPEL RIVER

G. GUTI, I. POTYÓ

Hungarian Danube Research Station, Hungarian Academy of Sciences  
H-2131 Göd, Jávorka S. u. 14., Hungary, e-mail: guti.g@t-online.hu

**Keywords:** lowland river, river regulation, ichthyological monitoring, historical fishfauna, dam

Long-term changes of fish fauna in the Hungarian-Slovak section of the Ipel River was described by literature data from the 19th century to our age and our direct fish surveys. Occurrences of 56 fish species can be established in the studied lower section of the river. Historical modifications of the river due to human impacts are demonstrated, as well as the native and adventive elements of the fish fauna are defined. Spatial distribution and alteration of composition of fish fauna is characterized according to river engineering interventions.



## POSZMÉHA FAUNISZTIKAI ADATOK TERMÉSZETVÉDELMI TERÜLETÉRTÉKELÉSBN VALÓ FELHASZNÁLHATÓSÁGÁNAK MEGALAPOZÁSA AZ IPOLY VÍZGYŰJTŐJÉNEK PÉLDÁJÁN

SÁROSPATAKI Miklós

Szent István Egyetem, Állattani és Állatökológiai Tanszék, 2100 Gödöllő, Páter K. u. 1.,  
e-mail: sarospataki.miklos@mkk.szie.hu

**Kulcsszavak:** *Bombus*, természetvédelmi pontérték, területminősítés, természetvédelmi értékesség változása

**Összefoglalás:** Területek állapotfelmérésekor, természetvédelmi értékelésekor a gerinctelen állatcsoportok felmérése általában nem, vagy csak nagyon korlátozott mértékben történik meg. Ugyanakkor az életközösségekben kulcsszerepet betöltő megporzó szervezetek felmérése ilyen esetekben nagyon fontos. A legfontosabb megporzók a méhek (*Hymenoptera: Apoidea*), és ezen belül a poszméhek (*Bombus* sp.) különösen alkalmasak lehetnek a területek természeti értékének meghatározására. Jelen munka az Ipoly vízgyűjtőjének példáján mutatja be a poszméhek természetvédelmi területértékelésben való felhasználhatóságát. Sajnos a pillanatnyilag rendelkezésre álló adatok csak nagyon kevés helyen érik el azt a mennyiséget, ami többé-kevésbé használható (Drégelypalánk, Ipolyhídvég, Ipolykér). Amennyiben az Ipoly vízgyűjtőjén kialakításra kerül egy monitorozó rendszer, mely az ott található természetközeli területek minőségi változásának nyomonkövetését célozza, abban mindenképpen fontos szerepet kell kapjon a poszméhek monitorozása is. Ez esetben nagyon fontos a monitorozó pontok körültekintő kiválasztása, és a felvételezési erőfeszítés standardizálása. Az alapos gyűjtésekből származó adatok mindenképpen alkalmasak lesznek a területek állapotváltozásainak nyomonkövetésére.

### Bevezetés

Területek természetvédelmi értékének meghatározásakor a gerinctelen állatcsoportok felmérése általában nem, vagy csak nagyon korlátozott mértékben történik meg (BLACK et al. 2001). Az ízeltlábú fajok (*Arthropoda*) által képviselt természeti érték felmérése, ha egyáltalán kísérletet tesznek rá, általában kimerül a nappali lepkék, és néhány látványosabb bogárcsoport, vagy esetleg az egyenesszárnyúak és a szitakötők felméréseivel. Pedig nagyon fontos volna ennél szélesebb körben felmérni az adott terület állatvilágát, főleg a közösségi szempontból is fontos rovarcsoportokra kiterjesztve a vizsgálatokat (SÁROSPATAKI et al. 2004).

A megporzás az egyik legfontosabb ökoszisztéma szolgáltatás (KREMEN 2008, RICKETTS et al. 2008). A megporzó szervezetek tevékenysége nem csak a mezőgazdasági területeken fontos, hanem a természetközeli élőhelyeken is, hiszen közvetlen hatást gyakorol a növények primer produkciójára, és ezáltal az egész életközösségre. A méhek a leginkább specializálódott megporzó rovarok (O'TOOLE és RAW 1991, MICHENER 2007), így kulcsszerepet töltenek be a természetközeli élőhelyeken (KEARNS és INOUE 1997, POTTS et al. 2010). A méhek természetvédelmi jelentőségét hangsúlyozza az is, hogy az elmúlt években bizonyítottan erős diverzitás csökkenést mutatnak világszerte (NATURAL RESEARCH COUNCIL 2006, GOULSON, et al. 2008, WILLIAMS és OSBORNE 2009, POTTS et al. 2010). Mindezekből egyértelműen következik, hogy egy adott terület természetvédelmi felmérésekor is nagyon fontos a méhek vizsgálata. Kulcsszerepük miatt ugyanis nem csak a természetvédelmi oltalom alatt álló fajok jelenléte vagy hiánya, hanem faj és egyedszámuk, diverzitásuk is fontos lehet a területértékelés szempontjából.

A vadon élő méhek legismertebb csoportja a poszméhek. Nagytestűek, általában színezetük miatt is feltűnőek, a többi méhcsoporttól meglehetősen könnyen elkülöníthetők, és faji határozásuk sem olyan nehézkes, mint más méhcsoportoké. Az elmúlt években a hazai fajok több mint fele természetvédelmi oltalom alá került. A hazai fajok veszélyeztetettségének felmérése kapcsán (SÁROSPATAKI et al. 2005) létrejött egy UTM alapú poszméh adatbázis (SÁROSPATAKI et al. 2003), mely adatokat szolgáltat az egyes fajokról természetvédelmi területértékelések esetén is.

Jelen munka célja, hogy bemutassa a poszméhek felméréséből származó adatok területértékelésben való felhasználhatóságát. Cél volt még az is, hogy alapot teremtsünk egy, az Ipoly vízgyűjtőjének bizonyos területein beindítható, a természetvédelmi értékesség változásának nyomonkövetésére alkalmas, poszméheken alapuló monitorozó rendszer kialakításához.

### Anyag és módszer

A cikkben felhasználásra kerülő adatok két forrásból származnak:

#### **MATRA 2000 program keretében lezajlott gyűjtések**

Egy, az Ipoly mentén kialakítandó ökológiai hálózat előkészületei kapcsán, három területen került sor 2000. év nyarán méhek felvételezésére. A három terület:

Drégelypalánk: a falu és a folyó között elterülő nagy, nedves rét

Ipolyhídvég (Ipelské Predmostie): nedves rét egy ártéri erdő közvetlen közelében

Ipolykér (Kiarov): nádas terület és a közvetlen mellette található mg-i terület határán

Az állatok begyűjtésére sárga varsacsapdát használtunk, mely részben színével, részben pedig a benne elhelyezett illatanyaggal vonzotta a viráglátogató rovarokat. A csapdák minden gyűjtőhelyen háromszor 1–1 hetes intervallumokban működtek, és a három gyűjtési időszak lehetőség szerint egyenletesen oszlott el a szezon folyamán. A csapdás gyűjtést esetenként egyedi hálózással egészítettük ki. A begyűjtött rovaranyagot laborban szétválogattuk, és a méheket mikroszkóp segítségével fajra meghatároztuk.

#### **Az UTM alapú országos adatbázis**

A kétezres évek elején jött létre egy országos poszméh adatbázis, melyből az Ipoly vízgyűjtőjére eső területek adatai kerültek felhasználásra. Az adatbázist több köz- és magángyűjteményt feldolgozva, azok lelőhelyadatait kigyűjtve, valamint a hozzáférhető faunisztikai szakirodalom adatainak kigyűjtésével hoztuk létre. A végeredmény mintegy 5200 poszméh lelőhelyadat az ország különböző pontjairól. Az adatbázis pontos felépítésére vonatkozó adatokat SÁROSPATAKI et al. (2003) cikke tartalmazza.

A hazai poszméhfajok természetvédelmi pontértékeinek megállapítására az egyes fajok gyakorisági, illetve veszélyeztetettségi kategóriákba sorolása után kerülhetett sor (SÁROSPATAKI et al. 2004, SÁROSPATAKI et al. 2005). A fokozottan veszélyeztetett fajok 8-as, a veszélyeztetett és sebezhető fajok 4-es pontértékkel rendelkeznek. A nem veszélyeztetett fajok két kategóriába kerültek: a nagyon gyakoriak 1-es, a kevésbé gyakoriak 2-es pontértéket kaptak. A fajok pontértékeit az 1. táblázat mutatja.

1. táblázat A hazai poszméhfajok veszélyeztetettsége és természetvédelmi pontértéke  
 Table 1. The endangerment categories and conservation values of Hungarian bumblebees

Fajnév	IUCN kategória	Természetvédelmi pontérték
<i>Bombus argillaceus</i>	CR	8
<i>Bombus confusus</i>	CR	8
<i>Bombus fragrans</i>	CR	8
<i>Bombus laesus</i>	CR	8
<i>Bombus muscorum</i>	CR	8
<i>Bombus paradoxus</i>	CR	8
<i>Bombus pomorum</i>	CR	8
<i>Bombus humilis</i>	EN	4
<i>Bombus ruderatus</i>	EN	4
<i>Bombus silvarum</i>	EN	4
<i>Bombus soroeensis</i>	VU	4
<i>Bombus subterraneus</i>	VU	4
<i>Bombus haematurus</i>	LR	2
<i>Bombus hypnorum</i>	LR	2
<i>Bombus pratorum</i>	LR	2
<i>Bombus ruderarius</i>	LR	2
<i>Bombus hortorum</i>	LR	2
<i>Bombus lapidarius</i>	LR	1
<i>Bombus pascuorum</i>	LR	1
<i>Bombus terrestris</i>	LR	1

CR: fokozottan veszélyeztetett; EN: veszélyeztetett; VU: sebezhető; LR: nem veszélyeztetett  
 CR: critically endangered; EN: endangered; VU: vulnerable; LR: lower risk

### Eredmények és értékelésük

A MATRA 2000 projekt keretében begyűjtött adatok összesítését a 2. táblázat mutatja. Jól látszik, hogy sajnos csak viszonylag kevés egyed és faj sikerült begyűjteni, vagyis nagyobb gyűjtési erőfeszítésre volna szükséges. Ugyanakkora területek közötti összehasonlítás így is lehetséges. A faj és egyedszámok alapján mindenképpen az ipolyhídvégi terület látszik a legértékesebbnek. Ugyanakkor a poszméh pontértékeket is figyelembe véve kiderül, hogy az ipolykéri terület is nagyon értékes. Annak ellenére ugyanis, hogy az egyedszámok és fajszámok alacsonyak, a poszméh pontérték azonos az ipolyhídvégivel. Ez annak köszönhető, hogy Ipolykéren előkerült egy erősen veszélyeztetett, és ezért 8-as pontértékű faj (*Bombus pomorum*). A természetvédelmi területértékelés szempontjából tehát fontos, hogy ne csak egyszerű faj és egyedszámokkal vagy diverzitás értékekkel számoljunk, hanem az előkerült fajok értékességét is próbáljuk figyelembe venni.

2. táblázat A MATRA 2000 projekt keretében gyűjtött adatok összesítése.

Table 2. The bumblebee data summarised from the three sampling sites of MATRA 2000 project

Fajok	Drégelypalánk	Ipolyhidvég	Ipolykér	össz
<i>Bombus hortorum</i>	4	16		20
<i>Bombus hypnorum</i>		1		1
<i>Bombus pomorum</i>			1	1
<i>Bombus silvarum distinctus</i>		1		1
<i>Bombus terrestris</i>	6	4	5	15
egyedszám	10	22	6	38
fajszám	2	4	2	5
védett fajok száma		1	1	2
poszméh pontérték	3	9	9	17

Az országos poszméh adatbázisból az Ipoly vízgyűjtőjének 22 helyéről sikerült adatokat kinyerni, melyek összesen 9 hazai poszméhfajra vonatkoztak. A legtöbb helyről a *Bombus pascuorum* került elő, ami nem különösebben meglepő, hiszen ez az egyik leggyakoribb hazai faj. Mindössze két védett, 4-es pontértékű faj került elő az Ipoly vízgyűjtőterületéről, a *Bombus ruderatus* és a *Bombus silvarum distinctus*. Az utóbbi faj viszont meglehetősen sok, 5 helyen előkerült, ami azt mutatja, hogy az országnak ezen a részén a faj nem mondható kifejezetten ritkának. Messzemenő következtetéseket persze nem lehet levonni, mivel az adatok egy része meglehetősen régi, és az adatfelvételezések nem standard módon történtek. Az adatok értékelését az is nehezíti, hogy a felvételezési helyek nincsenek pontosan meghatározva, az adatbázisban csak a legközelebbi lakott település szerepel, mint gyűjtési hely. Ugyanakkor alkalmasak lehetnek ezek az adatok annak kipróbálására, hogy botanikai adatokat, illetve térképfedvényeket felhasználva le lehet-e határolni az adott települések környékén azokat a pontos helyeket, amelyeken az ott megtalálható poszméhfaj élhet. Ha ez a lehatárolás megtörtént, utána ki lehet menni a terepre, és ellenőrizni lehet az adatok alapján kikövetkeztetett előfordulást.

Végkövetkeztetésként elmondhatjuk, hogy a poszméhek alkalmasak lehetnek területek természetvédelmi értékelésére. Természetesen, mint minden élőlénycsoport esetében, itt is nagyon fontos, hogy az adatfelvételezés milyen formában, és milyen erőfeszítéssel történik. Amennyiben az Ipoly vízgyűjtőjén kialakításra kerül egy monitorozó rendszer, mely az ott található természetközeli területek minőségi változásának nyomonkövetését célozza, abban mindenképpen fontos szerepet kell, hogy kapjon a poszméhek monitorozása is. Ez esetben nagyon fontos a monitorozó pontok körültekintő kiválasztása, és a felvételezési erőfeszítés standardizálása. Érdemes csapdázással és egyedi hálózással vagy terepi vizuális felvételezéssel egyaránt végezni gyűjtéseket a mind alaposabb faunafelmérés érdekében. Az alapos gyűjtésekből származó adatok mindenképpen alkalmasak lesznek a területek állapotváltozásainak nyomonkövetésére. Ugyanakkor a gyűjtött adatok botanikai fedvényekkel való összevetése alkalmas lehet arra is, hogy azon területek poszméhfaunájának összetételére is következtethessünk, amelyeken csak növényteni felmérések zajlottak. A hasonló növényborítású területeken ugyanis valószínűleg hasonló összetételű poszméh együttesek alakulhatnak ki.



### Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozom azoknak, akik az Ipoly vízgyűjtő természeti értékeinek monitorozási projektje kapcsán inspirálták a cikk létrejöttét, név szerint Dukay Igornak és Penksza Károlynak. A nevek külön említése nélkül köszönetet szeretnék mondani mindazoknak, akik a régi adatgyűjtések során rengeteget segítettek.

### Irodalom

- BLACK S. H., SHEPARD M., ALLEN M.M. 2001: Endangered invertebrates: the case for greater attention to invertebrate conservation. *Endangered Species UPDATE* 18: 42–50.
- GOULSON D. LYE G.C., DARVILL B. 2008: Decline and conservation of bumble bees. *Annu. Rev. Entomol.* 53: 191–208.
- KEARNS C.A., INOUE D.W. 1997. Pollinators, flowering plants and conservation biology. *BioScience* 47: 297–307.
- KREMEN C. 2008: Crop Pollination Services From Wild Bees. In: James, R.R. and Pitts-Singer, T.L. (eds.) *Bee Pollination in Agricultural Ecosystems*. Oxford University Press – Oxford.
- MICHENER C.D. 2007: *The Bees of the World*. The Johns Hopkins University Press – Baltimore.
- NATURAL RESEARCH COUNCIL 2006: *Status of Pollinators in North America*. National Academic Press.
- O'TOOLE C., RAW A. 1991. *Bees of the World*. Blandford Publishing, London, UK.
- POTTS S. G., BIESMEIJER J.C., KREMEN C., NEUMANN P., SCHWEIGER O., KUNIN W.A. 2010: Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology & Evolution* 25: 345–353.
- RICKETTS T. H., STEFFAN-DEWENTER I., CUNNINGHAM S. A., KREMEN C., BOGDANSKI A., GEMMILL-HERREN B., GREENLEAF S. S., KLEIN A. M., MAYFIELD M. M., MORANDIN L. A., OCHIENG A., VIANA B. F. 2008: Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? *Ecol. Lett.* 11: 499–515
- SÁROSPATAKI M., NOVÁK J., MOLNÁR V. 2003: Hazai poszméh- és álposzméhfajok (Hymenoptera: Apidae, *Bombus* és *Psithyrus*) UTM- térképezése és az adatok természetvédelmi felhasználhatósága. *Állattani Közlemények* 88: 85–108.
- SÁROSPATAKI M., NOVÁK J., MOLNÁR V. 2004: Hazai poszméhfajok (*Bombus* spp.) veszélyeztetettsége és védelmük szükségessége. *Természetvédelmi Közlemények* 11: 299–307.
- SÁROSPATAKI M., NOVÁK J., MOLNÁR V. 2005: Assessing the threatened status of bumble bee species (*Hymenoptera: Apidae*) in Hungary, Central Europe. *Biodiversity and Conservation* 14: 2437–2446.
- WILLIAMS P. H., OSBORNE J.L. 2009: Bumblebee vulnerability and conservation world-wide. *Apidologie* 40: 367–387.

### PRELIMINARY STUDY ON THE POSSIBLE UTILISATION OF BUMBLEBEE DATA IN THE ASSESSMENT OF SEMINATURAL HABITATS IN THE IPOLY VALLEY

M. SÁROSPATAKI

Szent István University, Department of Zoology and Ecology,  
H-2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: sarospataki.miklos@mkk.szie.hu

**Keywords:** *Bombus* species, habitat conservation values,

Assessing the conservation value of a habitat, the insects, and other invertebrates are often overlooked. However, in these cases it should be very important to take into consideration the bees (*Hymenoptera: Apoidea*), because they are the most important pollinators, accordingly keystone species in the ecosystems. Bumblebees (*Bombus* sp.) can be good indicators of the naturalness of a habitat. This study tries to estimate the possibility of use of existing bumblebee data in evaluating conservation values of different habitats in the Ipoly valley. Unfortunately the existing data are not enough for exact estimations. We have specific data from only three places (Drégelypalánk, Ipolyhídvég, Ipolykér). In the case of establishing a monitoring system in the Ipoly valley, it is very important to take into consideration the bumblebees. If so, the selection of the sampling sites and the optimization of sampling effort are very important. The adequately collected bumblebee data should be capable as indicators of the conservation value of the given habitats.



## VEGETÁCIÓS ADATBÁZISOK ÉS A CORINE FELSZÍNBORÍTÁSI TÉRKÉP SZINTÉZISÉNEK MÓDSZERTANI KÉRDÉSEI AZ IPOLY-VÍZGYŰJTŐ NÖVÉNYZETI TÉRKÉPE KAPCSÁN

BIRÓ Marianna, HORVÁTH Ferenc, BÖLÖNI János, MOLNÁR Zsolt

MTA ÖBKI, Vácrátót

**Kulcsszavak:** Felszínborítás, élőhely-térképezés, MÉTA, CORINE, regionális lépték, vektoros térinformatikai adatbázisok,

**Összefoglalás:** A MÉTA adatbázis sokféle növényzeti és táji jellemzője lehetővé teszi a már létező térinformatikai adatbázisok információtartalmának gazdagítását és minőségileg új térképek elkészítését. Cikkünkben megvizsgáljuk a CORINE felszínborítási térkép botanikai információval való továbbfejlesztésének lehetőségeit. Az adatgazdagítás egyik lehetséges módszerét regionális léptékben, az Ipoly-vízgyűjtő magyarországi területén próbáltuk ki. Az Ipoly-vízgyűjtő mintegy 150 000 hektár nagyságú területére elkészített növényzeti térkép két térinformatikai adatbázis szakértői integrálásával készült. A közepes felbontású térképi alapot a CORINE felszínborítási térkép poligon-hálózata adta, Magyarország Élőhelyeinek Térképi Adatbázisa (MÉTA) pedig a részletes botanikai tartalom forrása volt. A térkép a határmenti régió településfejlesztési és tervezési, környezetvédelmi, természetvédelmi és ökoturisztikai céljait egyaránt szolgálhatja majd.

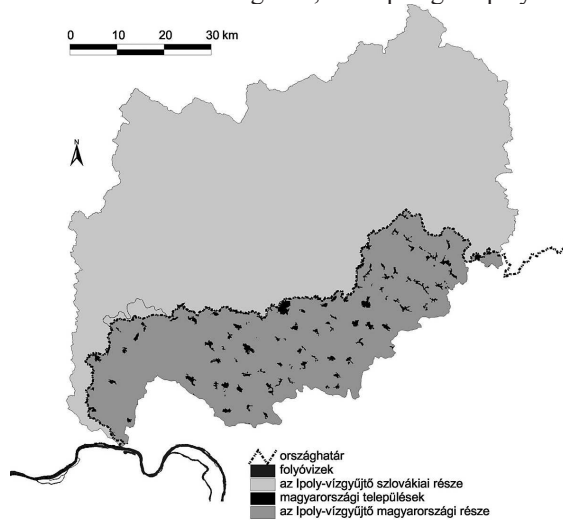
### Bevezetés

A CORINE 1:50 000-es felszínborítási térkép (továbbiakban CLC50, BÜTTNER et al. 2001, 2004 a, b) felhasználása a tájökológiai kutatásokban, a tájértékelésben, tájmetriai munkákban és a történeti tájökológiai vizsgálatokban is igen széleskörű (DEÁK 2004, TINYA és TÓTH 2005, CSORBA 2007, VAN DESSEL et al. 2008, BARCZI et al. 2008, KOLLÁNYI 2008, SZABÓ 2010). Egyre többen használják regionális szintű modellezésekhez (SEOANE et al. 2004, VERBURG és OVERMARS 2009, CRUICKSHANK et al. 2000, DURAI 2009), botanikai adatok kiterjesztéséhez (ACOSTA et al. 2005, CHYTRÝ et al. 2009) és zoológiai vizsgálatok háttértérképeként is (BÁLDI 2003, POSILLICO 2004). A térkép előnye, hogy könnyen használható vektoros állományával a tájat teljes egészében lefedi. Információtartalma azonban – különösen a növényzet-változásokat vizsgáló modellek, predikciók és változástérképek céljai szempontjából – nem egyenletes. Ugyan a kultúrtáj foltjaira igen részletes, de a természetközeli tájban csak a műholdképekről interpretálható, túlzottan általános növényzeti kategóriákat képes elkülöníteni (pl. „*természetes gyep fák és cserjék nélkül*” vagy „*természetes gyep fakkal és bokrokkal*”, „*zárt, természetes lombos erdők nem vízenyős területen*”). Eközben a botanikusok által készített és használt térképek igen gyakran a kultúrtájról nem tartalmaznak adatokat (mivel azok elsősorban szűk szakmai céllal készített társulás- vagy élőhelyszintű térképek). Magyarország Élőhelyeinek Térképi Adatbázisa (MOLNÁR et al. 2007, HORVÁTH et al. 2008, 2009) az ország közel teljes területéről szolgáltat botanikai és tájökológiai adatokat, amely alkalmas a növényzet változásának részletes vizsgálatára és modellezésére is (CZÚCZ et al. 2009, SOMODI et al. 2009). Ezért felmerült az a kérdés, vajon hogyan lehetséges e két, eltérő céllal, más-más módszerrel és különböző léptékben végzett térképezés eredményének és egymást kiegészítő előnyös tulajdonságainak egyesítése, a felszínborítás térképeinek botanikai tartalommal való megtöltése.

Cikkünk célja, hogy megvizsgáljuk és feltárjuk a CLC50 térkép botanikai információval való továbbfejlesztésének lehetőségeit, az ennek során felmerülő módszertani problémákat és lehetséges megoldásait. A felsorakoztatott példákat eddigi tapasztalatainkból merítjük (MOLNÁR et al. 2001, BIRÓ et al. 2008, 2009, 2010). Az adatbázisok szakértői integrálásának egyik lehetséges módszerét regionális léptékben, az Ipoly-vízgyűjtő területén próbáltuk ki, melyet cikkünk második részében mutatunk be. A módszertani tapasztalatok a CLC50 térképen kívül más, nagyobb területre vonatkozó, térképről, légifotóról vagy műholdfotóról interpretált, illetve digitalizált felszínborítási térkép adatgazdagítására is alkalmazhatók.

### Anyag és módszer

A vizsgált terület az Ipoly vízgyűjtőjének Magyarországra eső része, mely kiterjedése az Ipoly folyó Dunába való betorkolásától a Börzsöny-hegység és a Cserhát Ipoly-vízgyűjtőhöz tartozó részein keresztül egészen a Karancs-Medves dombvidékéig tart. A vizsgált terület lehatárolását az 1. ábrán mutatjuk be. A térképezett, több, mint 150 ezer ha kiterjedésű terület határát északon az országhatár, délen pedig az Ipoly vízválasztója képezte.



1. ábra Az Ipoly teljes vízgyűjtője és térképezett magyarországi része (sötétszürke).

Figure 1. Total area of the Ipoly watershed and the mapped Hungarian part (dark).

Az Ipoly vízgyűjtő magyarországi területére elkészített aktuális növényzeti térképhez két térinformatikai adatbázist használtunk fel:

- a CLC50 térképet
- a Magyarország Élőhelyeinek Térképi Adatbázisát (MÉTA)

A CLC50 térkép egy poligonalapú, vektoros térinformatikai adatbázis, amely 1:50 000-es méretarányban ábrázolja a felszínborítás típusait. A MÉTA adatbázis ezzel szemben hatszög-raszter alapú állomány, amely a növényzetet és a táji környezetet leíró sokváltozós adattáblákat a 35 hektáros hatszögekhez kapcsoltn tartalmazza.

A MÉTA adatbázis élőhelyi adatait a hatszögek szintjén kérdeztük le. A megjelenítést ArcView 3.3. program alatt végeztük. Az CLC50 térkép Ipoly vízgyűjtőre vonatkozó részén a kultúrtájra vonatkozó kategóriák egy részét összevontuk (1. táblázat). A természetközeli tájra vonatkozó kategóriákat pedig újraértelmeztünk (2. táblázat). Kialakítottunk egy Ipoly vízgyűjtőre vonatkozó új jelkulcsot (ún. Ipoly-jelkulcs), amely egyaránt tartalmaz a MÉTA és a CLC50 térképekből származó, valamint új kategóriákat is. A CLC50 növényzeti foltjait a MÉTA és egyéb adatbázisok felhasználásával soroltuk be az új jelkulcsba. A nagy kiterjedésű poligonokat (kb. 20 ha fölött) szétvágtuk, az azonos jelkulcsba sorolódott érintkező poligonokat pedig összevontuk.

## Eredmények és megvitatásuk

### I. A CLC50 térkép botanikai adatokkal való továbbfejlesztésének lehetőségei – módszertani kérdések

A botanikai adatok alapvetően kétféle módon (és a kettő kombinálásával) építhetők be a CORINE felszínborítási térkép (CLC50) adatbázisába.

1. Automatizálva – a két térképi adatbázis térinformatikai összemetszés műveletével
2. Manuálisan – foltonként elvégzett szakértői újratipizálással

**1. Az automatizált adatgazdagítás** olyan vektoros adatbázisokkal végezhető el, amelyek a táj természetközeli részére jobb tematikus felbontásúak, mint a CLC50 (vagyis botanikai vagy élőhelyi adatokat tartalmaznak). Csak hasonló jellegű, vektoros és közel azonos méretarányú poligonos állományokkal történhet összemetszés. A CLC50 jelkulcsa a kultúrtájra nézve nagyon sok kategóriát tartalmaz, ezért érdemes bizonyos kategóriákat összevonni (pl. településeken belüli, illetve a hozzájuk csatlakozó infrastrukturális létesítmények, különböző mezőgazdasági kultúrák esetében). Figyelembe kell viszont venni, hogy az elmúlt évtizedekben felhagyott szántókat a CLC50 nem tartalmazza, és a táj állapotát az ezredfordulón rögzítette. Az elmúlt évtized tájtalakulását csak a CLC változástérképek tartalmazzák.

Az automatizált összemetszés előnye, hogy bármilyen nagyságú területre a teljes tájat lefedő és botanikailag is gazdag térkép hozható létre, mely mind a kultúrtájra, mind pedig a természetközeli tájra hozzávetőleg egyforma adatsűrűséggel rendelkezik. Használható regionális léptékű elemzésekhez és modellezésekhez, valamint lokális adatok regionalizálásához is. Készítéskor fellépő nehézség, hogy az összemetszés a foltok számának nagymértékű növekedését eredményezheti, ami regionális léptéknél több ezer vagy akár több tízezer poligon létrejöttét jelentheti. Emellett nagyszámú (akár több ezer) töredékpolygon létrejöttével is számolni kell, amelyeket egy utófeldolgozás során kell véglegesen tisztázni (Bíró et al. 2009a, Bíró et al. 2009b).

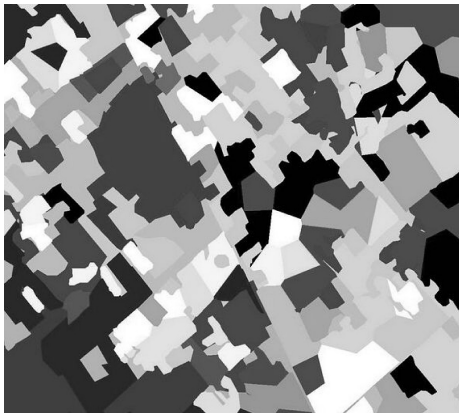
Ilyen típusú, automatikusan végzett adatgazdagítás történt a CLC50 térkép és a Duna-Tisza köze élőhelytérképének összemetszésekor (Bíró et al. 2008). Az eredeti élőhelytérkép (DT-Map, Bíró és Révész 2005) a tájat csak a természetközeli élőhelyek területén fedi le (Bíró et al. 2006), arról azonban részben szakértői tudásra, másrészt műholdfotó-interpretációra alapuló részletes élőhelyi adatokat tartalmaz. Botanikai adatgazdagsága jóval meghaladja a CLC50 felszínborítási térképet. A feldolgozott terü-

let kiterjedése több mint 780 000 hektár. Az élőhelytérképbe beépített szakértői tudás a két térkép összemetszésekor a térinformatikai művelet során adódik hozzá a CLC50 térképhez (BIRÓ et al. 2009b). Az összemetszés az eredetileg pontadatbázisként készült élőhelytérkép (BIRÓ et al. 2000) Thiessen-sokszögesített változatával történt. E speciális helyzet miatt a térkép nagyobb foltjaiban a Thiessen-poligonok határai jelölik ki az egyes élőhelyek határait (2. ábra).

**2. A manuális módszer** a foltok egyenkénti tipizálását kívánja meg. Akkor van rá szükség, ha az adatgazdagítás automatikus módszerrel nem végezhető el (pl. nincs másik megfelelő adatbázis, vagy ha van, az eltérő adattípusok miatt nem lehetséges az automatikus hozzárendelés). A CLC50 térkép természetközeli tájat reprezentáló részén az élőhelyi besorolás szakértői tudással történik, általában helyismeret, terepismeret alapján vagy terepi térképezéssel készült adatbázisok felhasználásával. A 20 hektárnál nagyobb foltok (poligonok) továbbosztása célszerű (légifotó, műholdfotó, talajtérkép, digitális terepmodell vagy más egyéb forrás segítségével).

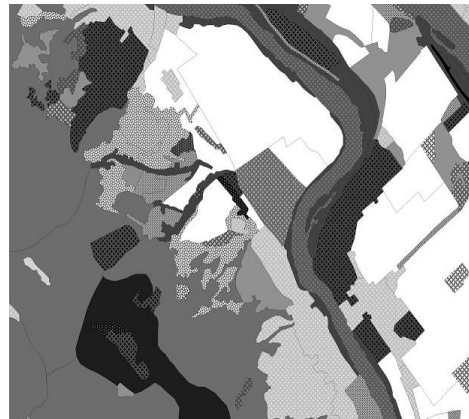
A manuálisan gazdagított térkép előnye, hogy a tájat teljesen lefedő, gazdag és pontos botanikai tartalmú poligonos térkép jön létre, mely – az automatikus összemetszéssel szemben – nem tartalmaz töredékfoltokat. Ugyanúgy használható regionális léptékű elemzésekhez és modellezésekhez, mint az automatikusan szintetizált térkép. Legnagyobb nehézség, hogy nagyobb területeken igen sok időre és szakértelemre van szükség egy-egy ilyen térkép létrehozásához.

Ilyen típusú, manuálisan végzett adatgazdagítás, nagyobb területen a CÉT térképezés során történt (Corine Élőhely Térkép, MTA ÖBKI-FÖMI, MOLNÁR et al. 2001). A programban részt vevő szakértők a CLC50 térkép növényzeti foltjaihoz egyenként rendeltek hozzá botanikai tartalmat. Nagy munkaigénye miatt a térképezés nem fejeződött be, a CÉT térkép az országnak csak egy részét fedte le, és nem készült el végleges formában (3. ábra).



2. ábra Példa a CLC50 térkép botanikai tartalmának automatikus adatgazdagítására: a CLC50 térkép és az előzetesen Thiessen-poligonizált DT-Map ponttérkép összemetszése

Figure 2. An example of the automated enrichment of the CLC50 map (with the Thiessen-polygonised DT-Map habitat map).



3. ábra Példa a CLC50 térkép botanikai tartalmának manuális adatgazdagítására: a CÉT térkép (Corine Élőhely Térkép)

Figure 3. An example of the manual enrichment of the CLC50 map by botanists: the Corine Habitat Map.

## II. A CLC térkép integrálása a MÉTA adatbázisból származó botanikai adatokkal

### 1. Automatikus összemetszés

A MÉTA adatbázis mintegy 280 000 lokalitásban tartalmaz botanikai jellegű adatokat Magyarországról, ezért fontos forrás lehet a CLC térképek – és bármilyen más felszínborítási térkép – adatgazdagítására. Az adatbázis vektoros, de hatszögszintű adatokkal rendelkezik a táj növényzetéről. A módszer nehézsége, hogy egy hatszögön belül többnyire 4–5, de időnként 6–8 élőhelytípus is rögzítésre került, melyek hatszögön belüli pontos elhelyezkedését nem ismerjük. Emiatt az összemetszés előzetes tematizálást és adatleválogatást igényel. A CÉT-hez hasonló élőhelytérkép létrehozásához további szakértői feldolgozásra van szükség. A 35 hektáros hatszögméretből adódóan regionális léptékű, hatszögrácsban megjeleníthető tematikus áttekintő térképek hozhatók létre.

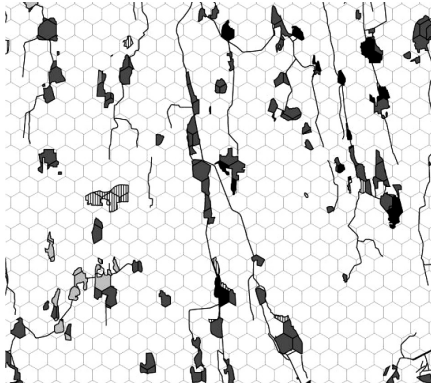
A MÉTA hatszögtérkép és a CLC50 felszínborítási térkép szakértői integrálására egy nyírségi mintaterületen tettünk kísérletet, amelynek fő célkitűzése a Víz Keretirányelv elvárásainak megfelelő célterületek behatárolása és azok ökológiai vízigényének meghatározása volt (BIRÓ et al. 2010). Ennek során a MÉTA hatszögeket kizárólag a természetközeli élőhelyeket tartalmazó CLC50 foltokra értelmeztük. Az élőhelyeket először ökológiai jellegük szerint csoportosítottuk (lápi, mocsári és sziki), majd ezek dominanciája szerint súlyoztuk minden hatszöget. Az összemetszés után minden CLC50 poligon a vele átfedő MÉTA hatszög súlyozott kódja alapján az ott domináns élőhelycsoport szerinti besorolást kapta meg (4. ábra).

### 2. Foltonkénti gazdagítás lehetősége

A fent említett módszertani nehézségek ellenére is szükség lehet arra, hogy egy felszínborítási térképet MÉTA élőhelyadatokkal egyesítve új, növényzeti térképet hozzunk létre. Ilyen esetben a foltonkénti vizsgálat majd adathozzárendelés jöhet szóba, vagyis a MÉTA adatbázis élőhelyadatainak manuális átvitele a CLC adatbázisba. A következő, több mint 150 000 hektáros területet feldolgozó esettanulmánnyal a módszer lehetőségeit és a munka során felmerülő korlátait mutatjuk be.

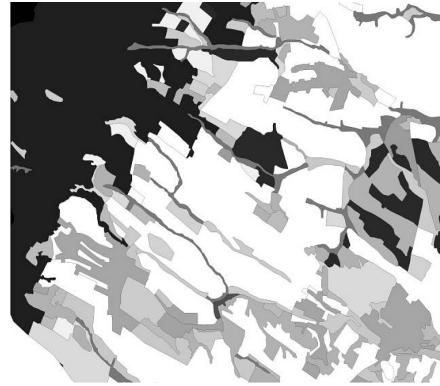
## III. Az Ipoly magyarországi vízgyűjtőjének növényzeti térképe

Az Ipoly-vízgyűjtő növényzeti térképét a CORINE és a MÉTA adatbázisokra támaszkodva készítettük el, A 151 340 ha területet lefedő növényzeti térkép léptéke megközelítően 1:50 000 és összesen 3247 db élőhelyfoltot tartalmaz. Az élőhelyeket 28-féle kategóriába soroltunk be, és egy új, tájspecifikus jelkulcsot alakítottunk ki.



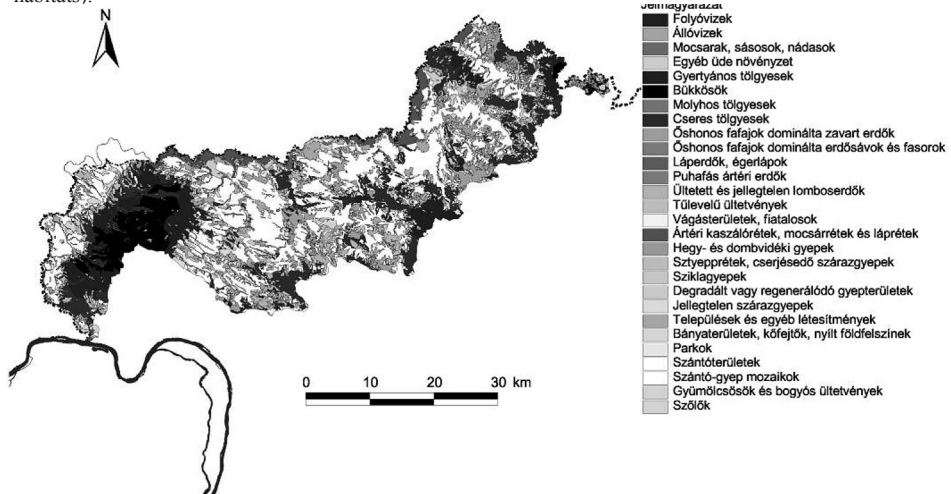
4. ábra Példa a CLC térkép és a MÉTA élőhelyi adatbázis automatikus összemérésére. A fekete foltokban a lápi jellegű élőhelyek, a sötétszürkékben a mocsári, a világosszürkékben pedig a szikesek vannak túlsúlyban. A csíkos foltokban az egyéb, felszín alatti vizektől kevésbé függő élőhelyek a meghatározók. Háttérben a hatszögáló egységei láthatóak szemléltetésül.

Figure 4. An example of the automated merging of the CLC50 map with the hexagon-based MÉTA habitat database (different colours indicate different habitats).



5. ábra Példa a CLC térkép botanikai tartalmának MÉTA élőhelyi adatokkal való szakértői feldolgozására az Ipoly vízgyűjtő növényzeti térképének egy részletében

Figure 5. An example of the expert-based enrichment of the CLC50 map with the data of the MÉTA habitat database (part of the Ipoly watershed).



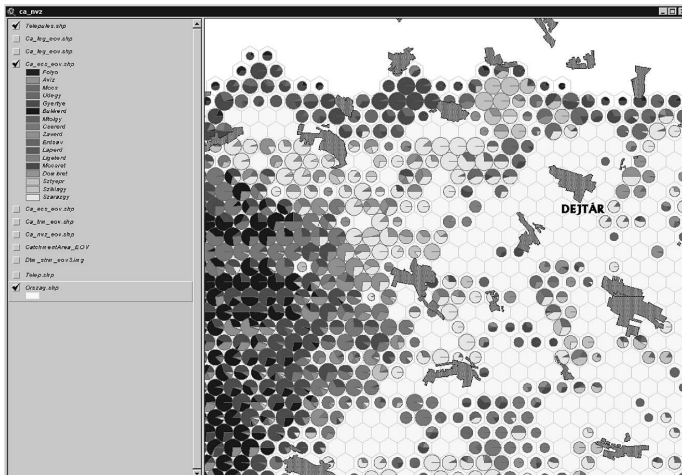
6. ábra A teljes magyarországi Ipoly-vízgyűjtőre elkészült növényzeti térkép áttekinthető képe és jelkulcsa  
Figure 6. The created habitat map: Ipoly habitat map.

A térkép alapja a CLC50 felszínborítási térkép foltmintázata (BÜTTNER et al. 2001, 2004a, 2004b). A kultúrtáj foltjainak besorolása a CLC50 térképre támaszkodik, mivel annak kultúrtájra vonatkozó kategóriáit összevonások után átvettük. A természetközeli táj – szintén a CLC térképből származó – poligonjaiban viszont nagyrészt a MÉTA adatbázis és további hozzárendelt szakértői tudás információjával bővült, és a foltrendszer is helyenként változtatásra szorult.



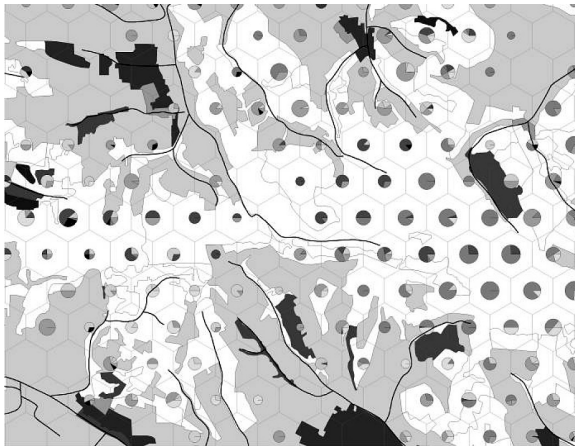
Az átsorolást nagyban megkönnyítette, hogy a MÉTA adatbázis hatszögszintű élőhely-adatait a lekérdezés előtt tematikus összevonásokkal élőhely-csoportokká alakítottuk át. Ennek egyik oka az indokolt egyszerűsítés, másik oka az esetenként hibás vagy bizonytalan besorolású élőhelyek kiszűrése, feloldása volt. A MÉTA lekérdezések adattábláiban a sorok egy-egy MÉTA hatszöget reprezentálnak, és minden lekérdezett adatsorhoz saját oszlop tartozik. Így az adattábla az eredetileg itt előforduló 61-féle Á-NÉR élőhely (BÖLÖNI et al. 2003, 2007a,b) ugyanennyi kiterjedésoszlopa helyett csupán 17 db élőhelycsoport oszlopot tartalmazott, amivel átláthatóbbá és lényegesen könnyebben használhatóvá vált. Ennek az adatsornak többféle ábrázolása lehetséges. Számunkra az egyik leggyakrabban alkalmazott módszer, a kördiagram formájában való megjelenítés vált be (7. ábra). Az élőhelycsoportok megegyeztek a növényzeti térképhez tervezett új jelkulcs kategóriáival:

- FOLYO – Folyóvizek
- AVIZ – Állóvizek
- MOCS – Mocsarak, sásosok, nádasok
- UDEGY – Egyéb üde növényzet (gyepek)
- GYERTYE – Gyertyános-tölgyesek
- BUKKERD – Bükkösök
- MTOLGY – Molyhos tölgyesek
- CSERERD – Cseres-tölgyesek
- ZAVERD – Őshonos fafajok uralta zavart erdők
- ERDSAV – Őshonos fafajok uralta erdősávok és fasorok
- LAPERD – Láperdők, égerlápok
- LIGETERD – Puhafás ártéri erdők
- MOCSRET – Ártéri kaszálórétek, mocsárrétek és láprétek
- DOMBRET – Hegy- és dombvidéki gyepek
- SZTYEPR – Sztyepprétek, cserjésedő szárazgyepek
- SZIKLAGY – Sziklagyepek
- SZARAZGYE – Jellegtelen szárazgyepek



7. ábra A MÉTA adatbázisból lekérdezett élőhely-csoportok megjelenítése a képernyőn.  
Figure 7. Part of the MÉTA habitat database in the Ipoly watershed (habitat groups shown in pie charts in the hexagons)

A CLC50 térkép néhány természetközeli kategóriája esetében az átkódolás egységes megfeleltetéssel is lehetséges volt (pl. az „*állandó vízű természetes tavak*” vagy az „*édesvízi mocsarak*” kategóriáknál), a foltok többségénél (mint például az „*Zárt, természetes lombos erdők nem vizenyős területen*” vagy az „*Intenzív legelők, degradált gyepek bokrok és fák nélkül*” kategóriáknál) azonban az új élőhelyi tartalom meghatározása egyedileg, foltról-foltra történt. Ez az átsorolás az Ipoly mentén több, mint 1400 rekordot, vagyis a foltok közel felét érintette. A CLC50 térkép természetközeli kategóriájába tartozó poligonjait a MÉTA élőhelyadatok segítségével foltonként megvizsgáltuk, és átsoroltuk abba a kategóriába, amely a CLC poligonra eső hatszögben a MÉTA élőhelycsoportok közül a leginkább meghatározó volt. Így pl. a CLC50 „*természetközeli erdők nem vizes területeken*” kategóriáját lecseréltük cseres-tölgyesekre, bükkerdőkre, molyhos tölgyesekre, gyertyános-tölgyesekre stb. A „*természetes gyepek...*”, „*degradált gyepek...*” és „*intenzív legelők...*” kategóriáikat pedig „*sztyepprétek és cserjésedő szárazgyepek*”, „*sziklagyepek*”, „*jellegtelen szárazgyepek*”, „*ártéri rétek*” stb. kategóriákra osztottuk szét.

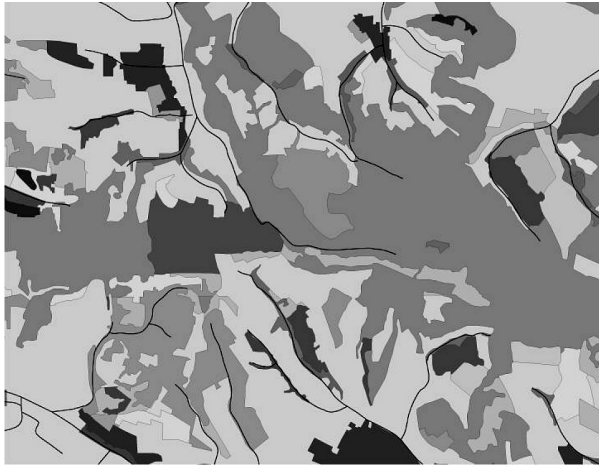


8. ábra A MÉTA adatbázis és a CLC50 felszínborítási térkép egymásra helyezett fedvényei. A kultúrtájhoz tartozó poligonokat a szürke árnyalatok jelölik. A botanikai tartalommal feltöltendő poligonokat (természetközeli élőhelyek) fehér színnel jelöltük. Átsorolásukat a kördiagrammokkal jelölt MÉTA élőhelycsoportok segítették

Figure 8. Overlay of the simplified CLC50 map and the MÉTA data showing patches (in white) to be enriched with MÉTA habitat data

A munkát a képernyőn egyidejűleg megjelenített CORINE folttérkép és a MÉTA hatszögekhez rendelt, összevont élőhelycsoportokat tartalmazó kördiagramok segítették (8. ábra). A szakértői munkához a bizonytalanul meghatározható poligonok esetében felhasználtunk egyéb adatforrásokat is, pl. talajtérképeket (AGROTOPO, TAKI), erdészeti üzemtervi adatokat és korábbi terepadatokat is (IBOA, CÉT, MOLNÁR et al. 2001).

A túl nagy CLC50 poligonokat értelemszerűen feldaraboltuk. Ennek ellenére a kapott növényzeti foltok – a poligonléptéknél finomabb mozaikosságuk miatt – még mindig csak vegetációmozaikként értelmezhetők. Így például egy cseres-tölgyes folt (poligon) tartalmazhat gyertyános-tölgyes állományokat és fordítva, vagy pl. egy ártéri rét foltjában lehetnek kisebb (nem megjelenített) magassásos részek, egy gyertyános-tölgyesben bükkös állományok stb.



9. ábra A 8. ábrán bemutatott térképrészlet a botanikai továbbfejlesztése után.

A közepén látható nagy erdőfolt új élőhelytípusai a cseres-tölgyesek, gyertyános-tölgyesek és az őshonos fafajok alkotta zavart erdők lettek (a háromféle sötétszürke árnyalat a 7. ábra fehér foltjainak helyén).

A CLC50 térképen ezek a foltok a „Zárt lombkoronájú természetes lombhullató erdők nem vizenyős területen” és a „Lombos erdő ültetvények” kategóriába tartoztak

*Figure 9. The map shown on Figure 8. after enrichment  
(different grey colours show different woodland habitats).*

Két térkép összemetszésekor a kategóriáknak csak egy részét vettük át a korábbi jelkulcsokból. Más részük az összevonások miatt változott meg. A korábbi térképekhez képest új kategóriákat is létrehoztunk. Ennek megfelelően az Ipoly vízgyűjtőre új, tájspecifikus növényzeti jelkulcsot alakítottunk ki, lehetőség szerint úgy, hogy az Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszerrel (Á-NÉR) kompatibilis legyen. A 79 országos CLC50 kategóriából 51 fordult elő a területünkön. Ezek számát az összevonásokkal 10-re csökkentettük. Az országosan létező 86 Á-NÉR kategóriából a területen 61 fordult elő, melyek 12 Ipoly-jelkulcs kategóriába kerültek összevonásra (3. táblázat). Az összevonások által a kis kiterjedésű és speciális élőhelyek (mint pl. a szurdokerdők, a törmelékeltető erdők vagy a fűzlápok, lápcserjések) beolvadtak nagyobb kategóriákba (4. táblázat), miközben a CLC50 nagy kiterjedésű, túl tág kategóriái pedig differenciálódtak. Tekinthejtük ezt a tematikus és topológikus gazdagítás és a generalizálás egyszerre történt, együttes megvalósításának is. A hat újonnan létrehozott Ipoly kategória azokat a foltokat fedi le, melyek besorolása együttes, mindkét térképi forrás adataira támaszkodó, foltenkénti szakértői mérlegelést kívánt meg (degradált vagy regenerálódó gyepterületek, ültetett és jellegtelen lomboserdők, őshonos fafajok dominálta zavart erdők, jellegtelen szárazgyepek, egyéb üde növényzet, állóvizek).

Az Ipoly-vízgyűjtő létrehozott növényzeti térképe mind a kultúrtájra, mind pedig a természetközeli tájra megközelítően egyenletes adatgazdagsággal rendelkezik. Amellett, hogy a határmenti régió településfejlesztési és tervezési, környezetvédelmi, természetvédelmi és ökoturisztikai céljait fogja szolgálni (HORVÁTH et al. 2010), alkalmas térképi alap lehet kutatásokhoz, a növényzet klímaváltozással összefüggő átalakulásának modellezésére, a tájátalakulás különböző szcenárióinak felállításhoz és lokális kutatások eredményeinek regionalizálásához is.

1. táblázat A CLC50 térkép kultúrtájra vonatkozó poligonjainak tartalmát egyszerűsítések után átvettük. A táblázat tartalmazza a CLC50 adatbázis kultúrtájra vonatkozó, Ipoly-vízgyűjtőn előforduló kategóriáit és besorolásukat az újonnan kialakított „Ipoly-jelkulcsba”

Table 1. Comparison of the CLC50 categories and the simplified system used in the Ipoly project

<i>CLC kód</i>	<i>CLC kategória</i>	<i>A CLC kategória besorolása az Ipoly-jelkulcsba</i>
1312	Kőbányák	bányaterületek, kőfejtők, nyílt felszínek
1311	Külszíni bányák	bányaterületek, kőfejtők, nyílt felszínek
1321	Szilárdhulladék-lerakó helyek	települések és egyéb létesítmények
5111	Folyóvizek	folyóvizek
2222	Bogyós ültetvények	gyümölcsösök és bogyós ültetvények
2221	Gyümölcsfa ültetvények	gyümölcsösök és bogyós ültetvények
2421	Mozaikos művelés épületek nélkül	szántó-gyep mozaikok
24221	Mozaikos művelés épületekkel	szántó-gyep mozaikok
2435	Állandó kultúrák természetes vegetációval	szántóterületek
2112	Kistáblás szántóföldek	szántóterületek
2111	Nagy táblás szántóföldek	szántóterületek
2431	Szántók jelentős természetes vegetációval	szántóterületek
22112	Kistáblás szőlők	szőlők
12112	Agrár létesítmények	települések és egyéb létesítmények
1122	Családi házas, kertes beépítés	települések és egyéb létesítmények
1331	Építési munkahelyek	települések és egyéb létesítmények
12111	Ipari és kereskedelmi létesítmények	települések és egyéb létesítmények
12113	Oktatási és egészségügyi létesítmények	települések és egyéb létesítmények
1411	Parkok	parkok
1212	Speciális műszaki létesítmények	települések és egyéb létesítmények
1421	Sport létesítmények	települések és egyéb létesítmények
1422	Szabadidő területek	települések és egyéb létesítmények
24222	Tanyák	települések és egyéb létesítmények
1412	Temetők	települések és egyéb létesítmények
1121	Többemeletes lakóházak kertek nélkül	települések és egyéb létesítmények
1423	Üdülő települések	települések és egyéb létesítmények

1221	Úthálózat és csatlakozó területek	települések és egyéb létesítmények
3125	Tülevelű ültetvények	tülevelű ültetvények
3244	Csemetekertek, erdei faiskolák	ültetett és jellegtelen lomboserdők
3139	Elegyes ültetvények	ültetett és jellegtelen lomboserdők
3115	Lombos erdő ültetvények	ültetett és jellegtelen lomboserdők
51222	Halastavak	állóvizek
51221	Mesterséges tavak, víztározók	állóvizek
3241	Fiatalos erdők és vágásterületek	vágásterületek, fiatalosok
1222	Vasúthálózat és csatlakozó területek	települések

2. táblázat A CLC50 adatbázis Ipoly-vízgyűjtőn előforduló és a természetközeli tájra vonatkozó kategóriái.

Ezek a kategóriák újraértelmezésre kerültek. Pontosításukra a MÉTA adatbázist használtuk fel

Table 2. Semi-natural habitat related CLC50 categories that were reinterpreted in the Ipoly habitat map using data from the MÉTA database.

<i>CLC kód</i>	<i>CLC megnevezés</i>
2311	Intenzív legelők, degradált gyepek bokrok és fák nélkül
2312	Intenzív legelők, degradált gyepek fákkal és bokrokkal
2432	Degradált gyepek jelentős természetes vegetációval
2433	Mezőgazdaság a természetes vegetáció túlsúlyával
3111	Zárt, természetes lombos erdők nem vizenyős területen
3112	Zárt, természetes lombos erdők vizenyős területen
3113	Nyílt, természetes lombos erdők nem vizenyős területen
3114	Nyílt, természetes lombos erdők vizenyős területen
3135	Csoportosan elegyes természetes erdők
3211	Természetes gyepek fák és cserjék nélkül
3212	Természetes gyepek fákkal és cserjékkel
3243	Spontán cserjésedő-erdősödő területek
3332	Ritkás növényzet kőzetkibúvásokon
4111	Édesvízi mocsarak
51211	Állandó vízi természetes tavak
3245	Károsodott erdő

3. táblázat A forrásként használt adatbázisok és az új jelkulcs kategóriáinak megoszlása az Ipoly-vízgyűjtő területén

Table 3. Number of categories in the different sources of the Ipoly habitat map

	Az országosan létező kategóriák száma	Az Ipoly-vízgyűjtőn előforduló kategóriák száma	Az Ipoly-jelkulcsban megjelenített kategóriák száma
Á-NÉR	86	61	12
CLC50	79	51	10
Új élőhely kategóriák száma	-	-	6
<b>Összesen</b>	<b>165</b>	<b>112</b>	<b>28</b>

4. táblázat A MÉTA adatbázis Ipoly-vízgyűjtőre vonatkozó növényzeti kategóriái

Table 4. Comparison of the MÉTA habitat categories and the simplified system used in the Ipoly project.

<i>Á-NÉR kód</i>	<i>Á-NÉR élőhely megnevezése</i>	<i>Ipoly-jelkulcs kategóriái</i>
A1	Állóvízi sulymos, békalencsés, rucaörömös, tócsagazos hínár	Állóvizek
A23	Tündérrózsás, vízitökös, rencés, kolokános (láptavi) hínár	Állóvizek
A3a	Áramlóvízi, (nagylevelű) békaszőlős, tündérfátylas hínár	Folyóvizek
B1a	Nem tűzegképző nádasok, gyékényesek és tavikákások	Mocsarak, sásosok, nádasok
B1b	Nádas úszólápok, lápos, tözeges nádasok és télisásosok	Mocsarak, sásosok, nádasok
B2	Harmatkásás, békabuzogányos mocsári-vízparti növényzet	Mocsarak, sásosok, nádasok
B3	Vízparti virágkákás, csetkákás, vízi hídörös, metelykórós mocsarak	Mocsarak, sásosok, nádasok
B5	Nem zsombékoló magassárrétek	Mocsarak, sásosok, nádasok
BA	Csatornák, szabályozott patakok, mesterséges tavak parti zónájában és közvetlen partközeli víztestében kialakult fragmentális mocsarak és kisebb hínarasok	Mocsarak, sásosok, nádasok
D2	Kékperjés rétek	Ártéri kaszálórétek, mocsárrétek és láprétek
D34	Mocsárrétek	Ártéri kaszálórétek, mocsárrétek és láprétek
D5	Patakparti és lápi magaskórósok	Ártéri kaszálórétek, mocsárrétek és láprétek
D6	Ártéri és mocsári magaskórósok	Ártéri kaszálórétek, mocsárrétek és láprétek
E1	Franciaperjés rétek	Hegy- és dombvidéki gyepek

E2	Veres csenkeszes hegyi rétek	Hegy- és dombvidéki gyepek
E34	Hegy-dombvidéki sovány gyepek és szőrfügyepek	Hegy- és dombvidéki gyepek
G1	Nyílt homokpusztagyepek	Sztyepprétek, cserjésedő szárazgyepek
G2	Mészkedvelő nyílt sziklagyepek	Sziklagyepek
G3	Nyílt szilikát sziklagyepek	Sziklagyepek
H2	Felnyíló mészkedvelő lejtő és törmelékgyepek	Sztyepprétek, cserjésedő szárazgyepek
H3a	Lejtőgyepek egyéb kemény alapkőzeten	Sztyepprétek, cserjésedő szárazgyepek
H4	Félszáraz írtásrétek, száraz magaskórósok és erdőssztyepprétek	Sztyepprétek, cserjésedő szárazgyepek
H5a	Kötött talajú sztyepprétek (lössz, agyag, nem köves lejtőhordalék, tufák)	Sztyepprétek, cserjésedő szárazgyepek
H5b	Homoki sztyepprétek	Sztyepprétek, cserjésedő szárazgyepek
I1	Üde természetes pionír növényzet	Folyóvizek
I2	Lössfalak és szakadópartok növényzete	Sztyepprétek, cserjésedő szárazgyepek
I4	Árnyéktűrő nyílt sziklanövényzet	Sziklagyepek
J1a	Füzlápok, lácserjések	Láperdők, égerlápok
J2	Éger- és kőrislápok, égeres mocsárerdők	Láperdők, égerlápok
J3	Folyómenti bokorfüzesek	Puhafás ártéri erdők
J4	Fűz-nyár ártéri erdők	Puhafás ártéri erdők
J5	Égerligetek	Puhafás ártéri erdők
J6	Keményfás ártéri erdők	Óshonos fafajok uralta zavart erdők
K1a	Gyertyános-kocsányos tölgyesek	Gyertyános-tölgyesek
K2	Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek	Gyertyános-tölgyesek
K5	Bükkösök	Bükkösök
K7a	Mészkerülő bükkösök	Bükkösök
K7b	Mészkerülő gyertyános-tölgyesek	Gyertyános-tölgyesek
L1	Mész- és melegkedvelő tölgyesek	Molyhos tölgyesek
L2a	Cseres-kocsánytalan tölgyesek	Cseres-tölgyesek
L2x	Hegylábi és dombvidéki elegyes tölgyesek	Molyhos tölgyesek
L4a	Zárt mészkerülő tölgyesek	Cseres-tölgyesek
LY1	Szurdokerdők (hegyi juharban gazdag, sziklás talajú, üde erdők)	Gyertyános-tölgyesek

a 4. táblázat folytatása

<i>Á-NÉR kód</i>	<i>Á-NÉR élőhely megnevezése</i>	<i>Ipoly-jelkulcs kategóriái</i>
LY2	Törmeléklejtő-erdők	Bükkösök
LY3	Bükkös sziklaerdők	Bükkösök
LY4	Tölgyes jellegű sziklaerdők, tetőerdők és egyéb elegyes üde erdők	Gyertyános-tölgyesek
M1	Molyhos tölgyes bokorerdők	Molyhos tölgyesek
M6	Sztyepecserjések	Sztyepprétek, cserjésedő szárazgyepek
M7	Sziklai cserjések	Molyhos tölgyesek
M8	Száraz-félszáraz erdő- és cserjés szegélyek	Molyhos tölgyesek
OA	Jellegtelen fátlan vizes élőhelyek	Egyéb üde növényzet
OB	Jellegtelen üde gyepek és magaskórósok	Egyéb üde növényzet
OC	Jellegtelen száraz- vagy félszáraz gyepek és magaskórósok	Jellegtelen szárazgyepek
P2a	Üde cserjések	Ártéri kaszálórétek, mocsárrétek és láprétek
P2b	Galagonyás-kökényes-borókás cserjések	Sztyepprétek, cserjésedő szárazgyepek
P45	Fáslegelők, fáskaszálók, felhagyott legelőerdők, gesztenyeligetek	Sztyepprétek, cserjésedő szárazgyepek
p7	Ősi fajtájú, gyepes és / vagy erdősődő, extenzíven művelt gyümölcsösök	Sztyepprétek, cserjésedő szárazgyepek
RA	Őshonos fajú, elszórva álló fák csoportja vagy egy egyed szélességű, erdővé még nem záródott "fasorok"	Őshonos fafajok uralta erdősávok és fasorok
RB	Puhafás pionír és jellegtelen erdők	Őshonos fafajok uralta zavart erdők
RC	Keményfás jellegtelen vagy telepített egyéb erdők	Őshonos fafajok uralta zavart erdők
RD	Tájidegen fafajokkal elegyes jellegtelen erdők és ültetvények	Őshonos fafajok uralta zavart erdők

#### Köszönetnyilvánítás

Köszönetet mondunk a területen történő MÉTA, IBOA és CÉT térképezésben részt vevő összes botanikusnak, térképezőnek, adatszolgáltatóknak és felmérőnek. A térképet a „Térinformatikai alapú egységes környezeti monitoring kialakítása az Ipoly vízgyűjtőjének területén” című Interreg pályázat (HUSK/0801/2.1.2/0162) számára készítettük el. A térképhez használt különböző fedvények biztosításáért köszönetet mondunk a pályázat szervezőinek és résztvevőinek.



## Irodalom

- ACOSTA, A., CARRANZA, M.L., IZZI, C.F. 2005: Combining land cover mapping of coastal dunes with vegetation analysis. *Applied Vegetation Science* 8: 133–138.
- AGROTOPO-Magyarország Agrotopográfiai Adatbázisa (MTA TAKI), <http://www.taki.iif.hu/gis/agrotopo.html>
- BÁLDI A. 2003: Land cover and breeding of bird species in the Important Bird Areas of Hungary, Hungarian Ornithological and Nature Conservation Society (Budapest).
- BARCZI A. et al. 2008: Suggested landscape and agri-environmental condition assessment. A környezet állapot értékelés javasolt táji és agrár-környezetgazdálkodási indikátorai. *Tájékológiai Lapok* 6: 77–94.
- BIRÓ M. et al. 2000: A Duna-Tisza köze aktuális élőhelytérképe. Ponttérkép és 1: 400 000 méretarányú, áttekintő térkép. In: MOLNÁR Zs. (szerk.) 2003: A Kiskunság száraz homoki növényzete. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 36.
- BIRÓ M., HORVÁTH F., BAGI I. 2009a: Történeti térképek összemetszése: a folttörténet térkép. Tájékozódás értékelési módszerei a XXI. században c. konferencia abstraktkötetete, Szeged, p. 10.
- BIRÓ M., LELLEINÉ KOVÁCS E., KRÖEL-DULAY Gy. 2008: A kiskunsági homokvidék tájékológiai térképe. MTA ÖBKI – KNP, Vácrátót – Kecskemét.
- BIRÓ M., LELLEINÉ KOVÁCS E., KRÖEL-DULAY Gy., HORVÁTH F. 2009b: A Kiskunsági homokvidék tájékológiai térképe. In: TÖRÖK K., KISS K. T., KERTÉSZ M (szerk.): Válogatás az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet kutatási eredményeiből, pp. 29–35.
- BIRÓ M., RÉVÉSZ A. ET AL. 2005: A Duna-Tisza köze aktuális élőhelytérképe. Folttérkép és 1:400 000 méretarányú, áttekintő térkép, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- BIRÓ M., RÉVÉSZ A., HORVÁTH F., MOLNÁR Zs. 2006: Point based mapping of the actual vegetation of a large area in Hungary – description, usability and limitation of the method. *Acta Bot. Hung.* 48 (3–4): 247–269.
- BIRÓ M., SZIGETVÁRI Cs., MOLNÁR Zs. 2010: Egy nyírségi mintaterület felszín alatti vizektől függő ökoszisztémáinak vizsgálata a MÉTA adatbázis és a CLC50 térkép felhasználásával. MTA ÖBKI, Vácrátót, kézirat.
- BÖLÖNI J., KUN A., MOLNÁR Zs. 2003: Élőhely-ismereti Útmutató 2.0. Kézirat. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet, Vácrátót.
- BÖLÖNI J., MOLNÁR Zs., KUN A., BIRÓ M. 2007a: Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (Á-NÉR 2007). Kézirat, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- BÖLÖNI, J., Zs. MOLNÁR, E. ILLYÉS, A. KUN 2007b: A new habitat classification and manual for standardized habitat mapping. *Annali di Botanica nouva series* 7: 105–126.
- BÜTTNER, Gy., M. BIRÓ, G. MAUCHA, O. PETRIK 2001: Land Cover mapping at scale 1:50.000 in Hungary: Lessons learnt from the European CORINE programme. In: BUCHROITHNER (eds.): A Decade of Trans-European Remote Sensing Cooperation. Balkema, pp. 25–31.
- BÜTTNER, Gy., MAUCHA, G., BIRÓ, M., KOSZTRA, B., PATAKI, R., PETRIK, O. 2004a: National Land Cover Database at scale 1:50 000 In Hungary. *EARSeL Proceedings* 3 (3): 323.
- BÜTTNER, Gy., MAUCHA, G., BIRÓ, M., KOSZTRA, B., PETRIK, O. 2004b: National CORINE Land Cover mapping at scale 1:50 000 In Hungary. In: Workshop CLC2000 in Germany and Europe and its use for environmental applications 20-21: 210–216.
- CHYTRÝ, M., PYŠEK, P., WILD, J., PINO, J., MASKELL, L. C., VILÁ, M. 2009: European map of alien plant invasions based on the quantitative assessment across habitats. *Diversity and Distributions* 15(1): 98–107.
- CORINE Land Cover (CLC50) – Magyarország 1:50 000-es felszínborítási adatbázisa. Méretarány: 1:50.000 (GIS Database, FÖMI, Budapest). <http://www.fomi.hu/corine/>
- CRUICKSHANK, M. M., TOMLINSON, R. W., TREW, S. 2000: Application of CORINE land-cover mapping to estimate carbon stored in the vegetation of Ireland. *Journal of Environmental Management* 58(4): 269–287.
- CSORBA P. 2007: Tájstruktúra vizsgálatok és tájmetriai mérések Magyarországon. Akadémiai doktori értekezés, Debrecen.
- CZÚCZ B., TORDA G., MOLNÁR Zs., HORVÁTH F., BOTTA-DUKÁT Z. and KRÖEL-DULAY Gy. (2009): A spatially explicit, indicator-based methodology for quantifying the vulnerability and adaptability of natural ecosystems. In: LEAL FILHO, W., MANNKE F. (eds.): *Interdisciplinary Aspects of Climate Change*. Peter Lang International Verlag der Wissenschaften, Frankfurt am Main. pp. 209–227.
- DEÁK J. Á. 2004: Aktuális és tájtörténeti élőhely-térképezés Csongrád környékén. *Természetv. Közl.* 11: 93–105.
- DURAI B. 2009: Tájdinamikai vizsgálatok – a tájhasználat-változás és regenerációs potenciál összefüggéseinek modellezése. PhD dolgozat, Szegedi Egyetem, Szeged.
- HORVÁTH F., ASZALÓS R., BIRÓ M., BÖLÖNI J., MOLNÁR Zs. 2010: A MÉTA adatbázis felhasználása az Ipoly-vízgyűjtő egységes térinformatikai rendszerének kialakításában. *Tájékológiai Lapok* 8(3): 567–579.

- HORVÁTH F., MOLNÁR ZS., BIRÓ M., BÖLÖNI J., BOTTA-DUKÁT Z., CZÚCZ B., OLÁH K., KRASSER D. 2009: Világhálón a MÉTA program eredményei. In: TÖRÖK K., KISS K. T., KERTÉSZ M (szerk.): Válogatás az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete kutatási eredményeiből, pp. 9–16.
- HORVÁTH, F., MOLNÁR, ZS., BÖLÖNI, J., PATAKI ZS., POLGÁR, L., RÉVÉSZ, A., OLÁH, K., KRASSER, D., ILLYÉS E. 2008: Fact sheet of the MÉTA Database 1.2. *Acta Botanica Hungarica* 50(Suppl.): 11–34.
- KOLLÁNYI L. 2008: Tájékoztatók alkalmazási lehetőségei a környezetállapot értékeléséhez. Környezetállapot értékelés program – a környezetállapot értékelésének módszertani és fejlesztési lehetőségei, hatótényezőinek vizsgálata, BKAE, Tájérvézési és területfejlesztési Tanszék, Budapest.
- MOLNÁR ZS., BIRÓ M., BUTTNER GY., TARACSAK G. 2001: A CÉT program – CORINE Élőhelytérkép adatbázis. Kutási jelentés, MTA ÖBKI Vácrátót és a Földmérési és Távérzékelési Intézet, Környezetvédelmi Távérzékelési Osztály, Budapest.
- MOLNÁR, ZS., S. BARTHA, T. SEREGÉLYES, E. ILLYÉS, G. TÍMÁR, F. HORVÁTH, A. RÉVÉSZ, A. KUN, Z. BOTTA-DUKÁT, J. BÖLÖNI, M. BIRÓ, L. BODONCZI, J. Á. DEÁK, P. FOGARASI, A. HORVÁTH, I. ISÉPY, L. KARAS, F. KECSKÉS, CS. MOLNÁR, A. ORTMANN-NÉ AJKAI, SZ. RÉV 2007: A grid-based, satellite-image supported, multi-attributed vegetation mapping method (MÉTA). *Folia Geobotanica* 42: 225–247.
- POSILLICO, M., MERIGGI, A., PAGNIN, E., LOVARI, S., RUSSO, L. 2004: A habitat model for brown bear conservation and land use planning in the central Apennines. *Biological Conservation*, Volume 118(2):141–150.
- SEOANE, J., BUSTAMANTE, J., DÍAZ-DELGADO, R. 2004: Are existing vegetation maps adequate to predict bird distributions? *Ecological Modelling* 175(2): 137–149.
- SOMODI I., CZÚCZ B., P. PEARMAN, N. E. ZIMMERMANN 2009: Magyarország potenciális vegetációtérképének modellezése. In: TÖRÖK K., KISS K. T., KERTÉSZ M (szerk.): Válogatás az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete kutatási eredményeiből, pp. 23–28.
- SZABÓ SZ. 2010: A CLC 2000 és CLC50 adatbázisok összehasonlítása tájmetriai módszerekkel. *Tájökológiai Lapok* 8(1): 23–33.
- TINYA F., TÓTH Z. 2005: A Bátorligeti Ósláp Természetvédelmi Terület vegetációja és annak változása az elmúlt 15 év során. *Tájökológiai Lapok* 3: 99–117.
- VAN DESSEL, W. ET AL. 2008: Predicting Landcover Changes and their impact on the sediment influx in the Lake Balaton catchment. *Landscape Ecology* 23: 645–656.
- VERBURG, P. H., OVERMARS, K. P. 2009: Combining top-down and bottom-up dynamics in land use modeling: exploring the future of abandoned farmlands in Europe with the Dyna-CLUE model. *Landscape Ecology* 24 (9): 1167–1181.

SYNTHESIS OF DIFFERENT HABITAT DATABASES AND CORINE LANDCOVER MAP  
– METHODOLOGICAL APPROACHES AND A REGIONAL SCALE CASE STUDY

M. BIRÓ, F. HORVÁTH, J. BÖLÖNI, ZS. MOLNÁR

Institute of Ecology and Botany of the Hungarian Academy of Sciences  
2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4., e-mail: mariann@botanika.hu

**Keywords:** landcover, habitat mapping, MÉTA database, CLC50, regional scale, GIS databases possible

Different attributes of MÉTA database on vegetation and landscape make the enrichment of other GIS databases possible. In this paper we show an example where the CORINE Land Cover Map is enriched with vegetation information from MÉTA database. We have tested the method in the area of Ipoly catchment area, Hungary in a case study. The habitat map of Ipoly watershed is based on two important GIS source. One of them is the CLC50, as the basis of the habitat map; the other is the MÉTA database, as a source of the botanical content. The map will serve regional planning, nature conservation and ecotourism, and it could form the basis of ecological modelling of vegetation or other landscape changes of the future.

## SUSTAINABLE UTILISATION OF THE RIVER IPEL BASIN

Zita IZAKOVIČOVÁ, Július OSZLÁNYI

Institute of Landscape Ecology of the Slovak Academy of Sciences,  
Štefániková 3, P. O. BOX. 254, 814 99 Bratislava  
e-mail: Zita.Izakovicova@savba.sk

**Key words:** sustainable development, River Ipel Basin, environmental and landscape-ecological problems

**Abstract:** The study evaluates the territory River Ipel Basin in terms of sustainable development. The main objective is to define the existing landscape-ecological and environmental problems, to design measures for elimination of those problems and/or to prevent new problems. The ultimate goal of the effort is to achieve such management practices that are in harmony with the potential of the area in the highest possible extent. The basic principles applied in landscape-ecological optimising of landscape organisation include protection of nature, biodiversity and landscape stability, protection of natural resources including water, soil, air/atmosphere, forests, etc., protection of cultural-historical resources, including protection of cultural monuments, protection of historical landscape structures, etc., and environmental protection.

### Introduction

Issues of sustainability have won increased attention especially in the latest period when the cumulated environmental problems (such as the almost exhausted natural resources, deteriorating quality of the environment, threat to biodiversity, expansion of negative psychosocial phenomena etc.) outgrow the purely ecological framework and become existential. Thus the research on sustainability problems starts from the pragmatic needs. Many professional and political events deal with sustainability issues. Among them, the Rio Summit '92 is one of the most important because it gave an impetus to the solution of problems regarding sustainable development on the worldwide level. Approaches (followed by definitions) to the concept of “sustainable development” (SD) in a worldwide scale are very numerous and heterogeneous. They are based on a variety of aspects. For instance, IUCN (1973) defines SD as “...such a way of the management of natural resources (air, water, soil, mineral resources) and living systems including man, which will ensure the achievement of the highest sustainable quality of life “. Later, the IUCN (1991) defined it as “...improving the quality of life of man within the carrying capacity of supporting ecosystems”. Other definitions were proposed by RIFKIN (1980) who considers SD “... the development that accepts the limits of the consumption and utilization of natural resources”. VAVROUŠEK (1993) perceives SD as “...life style that is approximating the ideals of humanism and harmonic relation between man and nature in a time-unlimited horizon”, or CHIRAS (1993) “...as life within the bounds of the carrying capacity of biosphere”. In Slovakia SD was defined by IZAKOVIČOVÁ (1995) as “... the process aimed at ensuring an adequate development of all forms of life not excluding human life in a long-term temporal horizon” and by NOVÁČEK et al. (1996) as “...the goal-directed process of changes in the behaviour of human society towards itself and also towards its surroundings (i.e. landscape and its resources), which is aimed at increasing the contemporary and future potential for satisfying the human needs and those of other beings considering the possibilities (limits) of landscape and its resources” . As evident

from the above given definitions, SD is used to denote such societal development that regards and respects the natural and cultural-historical resources. Thus the fundamental goal of sustainability is to harmonize the economic development with the protection of nature, natural and cultural-historical resources, and the environment.

The basic principles of the sustainable landscape management are (IZAKOVIČOVÁ et al. 1997):

- a) **Preservation of the overall ecological stability of landscape** as the most general and complex condition for conserving the gene pool, biological diversity, stability and the natural functioning of ecosystems and through that also for conserving the natural production capacity of landscape. The preservation of ecological stability is therefore primarily achieved by the landscape-ecological optimisation of the spatial structure of landscape - through the suitable distribution of landscape elements in space, their proper utilization or protection.
- b) **Protection and rational utilization of natural components (natural resources)**, in particular air, water, soil, biotic resources, mineral resources. The state of natural resources is determined by their quantity, quality conditions, Protection and rational utilization of natural resources is realized partly through the optimal collocation of objects and activities in the area and by application of suitable technologies.
- c) **Protection of the close human environment** – that means: preserving the quality of air, drinking water and food chain, reducing negative influences like noise, radiation and waste, preservation of aesthetic quality and human environment etc. The protection of the environment against the unfavourable influences means mainly the optimisation of technological processes of production branches and preservation of the aesthetic quality of the environment means mainly the optimal land cover.

The basic goal of the paper is to present landscape-ecological evaluation of the River Ipel Basin from aspect of the principles and criteria of sustainable development and present proposal of the sustainable utilisation of this territory.

### Materials and methods

The methodological procedure is based on the methodology of landscape-ecological planning LANDEP (RUŽIČKA and MIKLÓS 1982), the methodology of territorial system of ecological stability (IZAKOVIČOVÁ et al. 2000) and the methodology of evaluation of collisions of interests in the landscape (IZAKOVIČOVÁ et al. 1997).

The methodological procedure for elaboration of the proposal of sustainable utilisation of the River Ipel consists of the following basic steps (Table 1).

The methodology was applied to the Slovak part of River Ipel Basin. The catchment of the Ipel River lies on the interface lying in the north of the southern Carpathian Pannonian region. Its position involves natural specificities that determine the of the landscape. The highest-lying points include the Býkov peaks (1110 m), Javor (1044 m), and Sitno (1009 m). In the valley between Burda and the Borzsony Mountains near the village Chľaba, the Ipel floodplain is 105 m above sea level. Relative amplitude of the basin is 1005 m. The major part of the basin (more than  $\frac{3}{4}$  of the area) is situated in the level of 600 m above sea; 3,649 km<sup>2</sup> of the total basin area (5,151 km<sup>2</sup>) is which situated in the territory

Table 1. The methodological procedure

<i>Steps</i>	<i>Description</i>
I. Analyses	Evaluation of the resources and potentials of the territory and evaluation of the present state of their utilization
II. Evaluations	Specification of the basic landscape-ecological and environmental problems of the territory
III. Proposals	Elaboration of the proposal for elimination of current problems and proposal of the sustainable utilisation of the territory

of Slovakia, the rest of the area (1,502 km<sup>2</sup>) is in the territory of Hungary. Pursuing the regional geomorphological division of the Slovak Republic (LUKNIŠ and MAZÚR 1978), the basin of the River Ipel is composed by the Štiavnické vrchy Mts. Javorie, Krupinská Plateau (part of the Slovenské stredohorie mountain range), Veporské Mts. as part of the Slovenské Rudohorie mountain range, Ipeľská and Lučenecká Basins as part of the Juhoslovenská Basin and the Ipeľská Hill Land as the eastern part of the Podunajská Hill Land within the Podunajská Lowland.

## Results

### Application to the study area – results of the solution

Application of the methodology to the study area consist from:

- Evaluation of the resources and potentials of the territory
- Problems associated with utilisation of resources and potential of the territory
- Proposal for sustainable utilisation of the territory

### Evaluation of the resources and potentials of the territory

The area is important in terms of natural and cultural and historic resources, which represent a potential for varied socio-economic activities. The farming potential is given by the existence of quality water and the climate favourable for farm products including grapevine. The most productive soil complexes include Molic Fluvisols, calcareous Molic Fluvisol, Haplic Chernozems (WRB) on aeolian and aeolian-fluvial non-carbonate and carbonate sediments (HRAŠKO et al. 1993). Their frequency is prevalingly linked with the southern part of the floodplain and the hill land of the River Ipel basin. Apart from intensive large-block agriculture, valuable historic structures of agricultural landscape survived here as well. There are two types of historic agricultural landscape structures in this area (ŠTEFUNKOVÁ and DOBROVODSKÁ 1998). The first type is linked to the area of secluded homesteads and hamlets where the compound of original small-block extensively used meadows, pastures, orchards, gardens, fallows and vineyards in lesser extent represent the historic agricultural landscape structures. They occur prevalingly in the vicinity of individual or grouped shops and residential buildings or outside the residential area within the compound of large-blocks of fields, grassland and forest. The second type includes mosaics of small-scale mostly narrow fields oriented along the fall lines of slopes, peg and wire vineyards, grasslands, orchards, gardens, fallows, balks

covered by wood vegetation and old abandoned parcels which are now overgrown by tree and shrub vegetation. The typical features of historical landscape in the region of the River Ipel Basin are individual cellars or those built next to press shops on slopes or partially inserted into the slopes arranged in rows, in groups or scattered in vineyards. Significance of these historic landscape structures is evident above all in terms of their historic and cultural value but also landscaping, social and ecological functions, as they represent anthropogenically controlled biotopes, important gene-pool localities of both fauna and flora and they increase the ecological stability of the landscape around the River Ipel. They are suitable biotopes for nesting and survival of the woodlark (*Lulula arborea*), Eurasian scops owl (*Otus scops*), and the European bee-eater (*Merops apiaster*). The species enjoy good living conditions on the sunny southern localities with scarce tree and shrub vegetation but also in young woods. Other important local species are the little bittern (*Ixobrychus minutus*), Eurasian eagle-owl (*Bubo bubo*), Eurasian marsh harrier (*Circus aeruginosus*), common kingfisher (*Alcedo atthis*), honey buzzard (*Pernis apivorus*), and many other (DAROLOVÁ 1995).

Several valuable eco-sozoological localities also survive along agrigenoses of this area. There are ten localities with NATURA 2000 biotopes of international significance (RUŽIČKOVÁ et al. 1996); many of them are parts of protected territories. The Basin also boasts two National Nature Reserves, three localities of Natural Phenomena and two Protected Areas. Important European bird territory Niva rieky Ipel' is also located in the Ipel Basin with typical biotopes of southern Slovakia: water biotope, agricultural landscape and pastures. It is important for the species like the white stork (*Ciconia ciconia*), lesser grey shrike (*Lanius minor*), little crane (*Porzana parva*), spotted crane (*Porzana porzana*), common kingfisher (*Alcedo atthis*), European bee-eater (*Merops apiaster*), and the Eurasian scops owl (*Otus scops*).

As far as wetland ecosystems in this model territory are concerned, the RAMSAR locality of Poiplie is among the most valuable ones. It is part of the bigger wetland spreading in Hungary. It is the territory with high concentration of natural assets in the spheres of geomorphology, hydrology, botany and zoology. The locality is the typical example of natural lowland alluvial ecosystems of the Pannonian bio-geographical region. It contains a preserved unique compound of wetland biotopes including susceptible and threatened plant and animal species, their associations with good population sizes and high diversity. It is an important biotope of the nesting and migrating water fowl ideal for fish spawning and it is the place where amphibians and mammals, but also insects and other animals reproduce (SLOBODNÍK and KADLEČÍK 2000).

The study area of the River Ipel Basin is among the less forested ones in Slovakia. Scarce woodiness is due to its lowland position and intensive farming. Regarding the landscape geomorphology, forest is not evenly distributed. The Forest Land Pool (FLP) prevails in the north; it is in balance with the Agricultural Land Pool in the south and it is scarcely represented in the rest of the territory. Forest compounds grow on morphologically dissected relief unsuitable for other forms of exploitation. There are several forest associations (MICHALKO J. et al. 1986). The original alluvial forest survives in fragments. Its greater part it exists outside the FLP, mostly within the bank vegetation. The willow-poplar alluvial forest grows on banks of bigger streams. Remnants of the Pannonian and Carpathian oak-hornbeam woods grow on moist stands while the higher situated positions are occupied by beech woods. Dry broad-leaved forests consist of thermophile mixed

sub-Mediterranean oak woods with admixture of *Quercus cerris*. Thermophile mixed sub-Mediterranean forests is represented by a complex of forest and grass-herbaceous thermo- and xerophile associations that developed in the warmest and driest stands. They are linked with the extreme relief forms such as the mountain crests and ridges and abrupt rock walls. Oak woods are the most spread climatic and zonal formations in the whole of the boundary region of the Ipel Basin due to the existing favourable conditions of the Krupinská Plateau and the Cerová Upland. They are linked to loess, loess and volcanic nappes with moderate slopes or steeper southerly exposed slopes. Besides, there are secondary forests such as the poplar monocultures, locust and pine woods. As far as the economic aspects are concerned, the economically exploited woods prevail in this territory while the protecting forest and those of special purpose form part of the FLP. Apart from economic functions forests in this territory also fulfil other than productive function although the functional productive type is the one most frequent followed by the counter-erosion/productive and water management/productive ones.

The territory of interest is hardly one with plenty water resources. The worst situation regarding drinking water resources is in the area of the Neogene of the Ipel Basin, the Lučenecká Basin and the western part of the Cerová Upland. There are several water sources that cater drinking water for population of the surrounding communities of Dolné Plachtince, Ľuboreč, Čebovská Upland, Kalonda and Chľaba. Apart from groundwater sources there are two water reservoirs: that of Ľuboreč with the volume of 3.79 mill. m<sup>3</sup>, that of Nenince on Kosihovský Brook with the volume 1.941 mill. m<sup>3</sup> and 47 smaller water reservoirs and ponds. These are used for farming, recreation, fishing and regulation of water in the Basins. The most important are: Sklabiná, Želovce, Glabušovce, Ľadovo, Bajtava, and Jazierko. Surface waters also include the streams. Apart from the Ipel there are 20 other streams in the Basin with the statute of important streams in terms of water management. Occurrence of natural mineral springs is also important: the chemical composition and physical properties of the springs in Slatina make possible its use for therapeutic and consumer purposes (KRAHULEC P. et al 1977).

The territory is rich in gravel and sand which is extracted here as the natural ballast. Gravel/sand accumulations in this territory occur in the Ipel Basin. Stocks of building stones with dominating basalt are also important. However, extraction of raw material is often in conflict with the nature and natural resources conservation. Extraction also means certain interventions into the environment that may be direct (extracted spaces, pit heaps, settling pits, and dewatering) and provoked (subsidence of terrain, water contamination). Sometimes even the higher concentration of some natural components (contamination of groundwater with metals or radioactive substances) adversely impacts the environment.

### **Problems associated with resource and potential utilisation**

Various socio-economic activities are pursued in the region on the base of resource and potential. Occurrence of minerals fostered the development of mining and processing activities, soil quality, along with favourable climate which favoured the development of agriculture and abundance of forest led to the development of forestry. Natural resources and the potential of the territory are not effectively used. An inappropriate use of natural resources led to a series of landscape-ecological problems in the territory in question. The following types of landscape-ecological problems have been selected:

**A. Problems threatening spatial stability** occur due to the territorial collision of stress factors and ecologically important territories. In this category there are the following types of problems:

- Pollution of water streams in the collision with their functions of biocorridors of the TSES,
- Barrier effect of built-up areas on the elements of the TSES,
- Local affecting of spatial stability by formation of non-functional agricultural landscape with the preponderance of large-area arable land in the structure agriculture landscape – southern part of the Ipeľ and Lučenec Basins,
- Threat to the sensitive ecosystems in the consequence of pollution (air pollution, water pollution, soil contamination etc.) due to sources located right on the territory as well as due to emissions transported from other sources that are not located in the region. The most intensive those of nearby situated industrial centres of Fiľakovo, Šahy, Lučenec, Veľký Krtíš etc.,
- Localisation of the mines of mineral materials in the protected area,
- Localisation of waste dumps on the protected territories.

**B. Threats to natural resources** due to effects of stress factors on the particular natural resources. In the given territory there are the following problems:

- Activation of the landslides in localities Ľuboriečka, Baňa Dolina as the result of brown coal mining,
- A possibility of endangering water resources in the consequence of inefficient sediment elimination from the sewage as well as the permeating sewage water from septic tanks and cesspools,
- Endangering of water resources in the consequence of animal production – localisation of livestock farms in the proximity of resources,
- Affected hydrological regime in the locality Baňa Dolina as the result of the mining,
- Affected the water resources quality in the consequence of soil contamination in the protected zones of underground water resources: Kalonda, Dolné Plachtince, Ľuboreč, Čebovce-Opatová etc.,
- Endangering of mineral waters in the locality Slatina in the consequence of polluted underground water,
- Collision of the intensive agricultural utilisation of the protected zones of water resources with their protective function,
- Damage to forests in the consequence of mining,
- Endangering of soil resources in the consequence of industry situated near industrial centres of Šahy, Lučenec, Veľký Krtíš, Fiľakovo, Veľké Zlievce, Vrbovka, Vinica etc. as big sources of emissions,
- Line endangering of soil resources as a consequence of transport exhalations along the most intensive loaded of transport corridors: I/75 (north border of the study area), 510008 (Vyškovce nad Ipľom – Šahy), I/66, I/71 (border of the study area – Fiľakovo, Biskupice – Radzovce), II/527 (Veľký Krtíš – Slovenské Ďarmoty), II/564 (Kamenica nad Hronom – Štúrovo), II/585 (Lučenec – Veľká nad Ipľom) etc.,



- Soil contamination by heavy metals: Cu (lowland part of the region as the result of the intensive farming in the last years), Pb (river floodplain of the Rivers Ipel' and Štiavnica), Hg (floodplain of the River Hron), Cd (river floodplain of the Rivers Ipel', Štiavnica and Hron), As (southern part of the study area),
- Affected landscape structure and generation of the anthropogenic relief forms: open mines, ground mines, stone pits, etc.,
- Collision of the mining activities with agricultural and water management activities – changes of the hydrological regime, acceleration of the erosion process, land occupation etc.,
- Endangering of soil resources by erosion often as the result of fowl management of the farming landscape. The most endangered localities are Želovce – Čeláre, Dolné Plachtince – Slovenské Ďarmoty, Šahy – Plášťovce, Lučenec – Veľký Krtíš etc.,
- Endangering of water resources in the consequence of waste water released from industry and urbanisation: Lučenec, Veľký Krtíš, Fil'akovo, Lute, a. s. Lučenec, Bana Dolina, etc.

**C. Problems threatening humans and their environment** due to the effects of stress factors on an individual and their environment. In this category there are the following problems:

- Endangering of the settlement area in the consequence of air pollution, soil contamination, water pollution. The most loaded are settlements situated on the border of the study area: Šahy, Fil'akovo, Veľký Krtíš, Balog nad Ipľom, Veľké Zlievce, Vinica, Vrbovka etc.,
- Endangering of the human health in the consequence of consuming the polluted water,
- Endangering of the environment in the consequence of increased noise caused by the transports The population of the following settlements is most endangered: Horné Semerovce, Dolné Semerovce, Šahy, Demandice, Čebovce, Pribelce, Dolné Plachtince, Pôtor, Slovenské Kľačany, Závody, Fil'akovské Kováčovce, Biskupice, Radzava, Malý Krtíš, Nová Ves, Sklabina, Želovce, Záhorce, Slovenské Ďarmoty, Kremnica nad Hronom, Veľká nad Ipľom, Panicke Dravce, Výškovce nad Ipľom, Veľká nad Ipľom, Preseľany nad Ipľom, etc.,
- Negative effects of animal production in residential areas – collision of the hygienic zones of the animal farms with residential areas,
- Endangering of the settlement by the radon risk: Dúbrava – Závada, Vysoká nad Ipľom – Ipel'ské Uľany – Hrušov – Čelovce, Koláre – Želovce – Bušince etc. (ČÍŽEK et al. 1992),
- Unfavourable hygienic and aesthetic effects of technical structures in the landscape.

### **Proposal for sustainable utilisation of the territory**

The basic outputs of the landscape-ecological evaluation of the territory were the proposals how to eliminate landscape-ecological problems. The proposals consists of the following basic groups:

- A. Proposal for creation of the new landscape structure** – aimed at the change of the land use on the localities where the present utilisation of the territory is not harmony with the natural potential – proposal of the eco-stabilizing elements, creation of the functional ecological network mainly in the farming part of landscape, creation of the

puffer zone along water streams, forestation, establishment of the permanent grassland in localities endangered by erosion, application of measures against erosion, planting of the protective vegetation around permanent and mobile resources of emission, planting of the protective vegetation around industrial centres, animal farms aimed at the elimination of the negative effects of these elements on the environment, removal and recultivation of waste dumps etc.,

- B. Proposal of technological measures** – proposal of the technological measures concentrated on elimination of stress factors; realisation of efficient technology aimed at the protection of water resources, realisation of water reclamation works, realisation of sewer systems, application of a special regime for the use of polluted soil, application of the integrated forest protection, realisation of efficient technology concentrated on waste management, etc.,
- C. Proposal of the revitalisation** – revitalisation of water streams, which represent hydric biocorridors, revitalisation of the territory damaged by exploitation of mining, removal and recultivation of waste dumps, revitalisation of the abandoned vineyards and agricultural plots, stabilisation of sensitive areas against landslides, etc.
- D. Proposal of landscape protection** – proposal of legal protection of the ecologically important landscape elements – biocenters, biocorridors, interactive elements, etc.
- E. Proposal of monitoring** – establishment of the complex monitoring aimed at the permanent control of the quality of individual environmental elements such as air pollution control, emission control, water quality monitoring, soil contamination control, observation of the state of biota in the study area, assurance of food security, land use changes, etc.

### Conclusion

Landscape-ecological evaluation of the territory is intended to solve landscape-ecological problems resulting from incorrect utilisation of landscape by the society. Decisions concerning utilisation of landscape were not always adopted regarding the landscape-ecological principles. On the contrary, they were frequently made from the position of power of a single economic sector. The prevailing sectorial approach in the decision-making process involved with utilisation of landscape caused a series of landscape-ecological problems solution of which is the primary task of landscape-ecological planning. The comprehensive approach is promoted by many authors (ANTROP 2003, BÜRGI et al. 2004, LÖRINCI and BALÁZS 2003, HIETEL et al. 2004, IVERSON 1988, WIGGERING et al. 2007). We present a comprehensive landscape-ecological evaluation of the territory on the example of the boundary region of the River Ipel Basin. The proposed landscape-ecological optimisation of the territory and proposed set of measures represent the basic condition for sustainable development of the territory. The presented methodical procedure can be applied in landscape-ecological evaluation of any territory while the input parameters have to be modified according to the requirements of the research task and a scale of elaboration.

### Acknowledgement

The paper is the result of the solution of grant project HUSK 0801/2. 1. 2/0162.

### References

- ANTROP M. 2003. Continuity and change in landscape. In MANDER Ů. ANTROP M. (eds.), Multifunctional landscapes. Vol. III – Continuity and change. WIT Press, Southampton, 1–14.
- BALÁŽ P. CÍCMANOVÁ S. FENDEK M. TRÉGER M. 2000: Nerastné suroviny. Ročenka. Spišská Nová Ves. Štátny geologický ústav D. Štúra. 259 s.
- BODIŠ D. RAPANT S. 1999: Geochemický atlas - Riečne sedimenty, MŽP SR – GS SR, Bratislava.
- BÜRGI M. HERSPERGER A. H. SCHNEEBERGER N. 2004. Driving forces of landscape change – current and new directions. *Landscape Ecol.* 19: 857–868.
- ČEŘOVSKÝ J. FERÁKOVÁ V. HOLUB J. MAGLOCKÝ Š. PROCHÁZKA F. 1999: Červená kniha ohrozených a vzácných druhov rastlín a živočíchov SR a ČR, Vol. 5 Vyššie rastliny. *Príroda*, Bratislava.
- ČÍZEK P. SMOLÁROVÁ H. GLUCH A. 1992: Odvozené mapy radónového rizika Slovenska, Záverečná správa, Spišská Nová Ves.
- DAROLOVÁ A. 1995: Ornitológický výskum vybraných lokalít Poiplia, pp. 48–59 - msc. In: DAVID, S. (ed.), Výsledky výskumu inundácie Ipľa v úseku Veľká nad Ipľom - Chľaba (ústie Ipľa). Ipeľská únia Šahy, 139 s. - msc. + príl. (Depon in: Ipeľská únia Šahy).
- DAVID S. 1987: Floristický výskum zanikajúcich lokalít nivy Ipľu. Jubil. zbor. Tekovského múzea. pp. 117–153.
- HIETEL E. WALDHARDT R. OTTE A. 2004. Analysing land-cover changes in relation to environmental variables in Hesse, Germany. *Landscape Ecol.* 19: 473–489.
- HRAŠKO J. LINKEŠ V. J. ŠURINA B. ŠÁLY R. 1993: Pôdna mapa SR. M :400 000, Výskumný ústav pôdnej úrodnosti, Bratislava.
- IVERSON L. R. 1988. Land-use changes in Illinois, USA: The influence of landscape attributes on current and historic land use. *Landscape Ecol.* 2: 45–61.
- IZAKOVIČOVÁ Z. et. al. 2000: Territorial system of ecological stability. *Landscape 21*, Ministry of Environment Bratislava (in Slovak).
- IZAKOVIČOVÁ Z. MIKLÓS L. DRDOŠ J. 1997: Landscape-ecological conditions of the sustainable development. *Veda Bratislava.* (in Slovak)-
- KRAHULEC P. et al. 1977: Minerálne vody Slovenska 1. Balneografia akrenografia, Martin.
- KRAHULEC P. et al. 1978: Minerálne vody Slovenska 2. Krenografia, Martin.
- LŐRINCI R. BALÁZS K. 2003. Historical land use analysis and landscape development investigations for devising sustainable land use structure: Case from Hungary. In: MANDER Ů. ANTROP M. (eds.): Multifunctional landscapes. Vol. III – Continuity and change. WIT Press, Southampton, pp. 243–262.
- LUKNIŠ M. MAZÚR E. 1978: Regionálne geomorfologické členenie SSR. *Geografický časopis*, 30, 2, SAV, Bratislava, pp. 101–122.
- MICHALKO J. et al. 1986: Geobotanická mapa ČSSR. Slovenská socialistická republika, textová časť a mapové prílohy, VEDA, Bratislava.
- MIKLÓS L. IZAKOVIČOVÁ Z. et al. 2003. Landscape-ecological evaluation River Ipel Basin. Institute of Landscape Ecology, SAS, (in Slovak).
- RUŽIČKOVÁ H. HALADA L. JEDLIČKA J. KALIVODOVÁ E. (eds.) 1996: Biotopy Slovenska. Príručka k mapovaniu a katalóg biotopov, ÚKE SAV.
- SLOBODNÍK V. KADLEČÍK J. (eds.) 2000: Mokrade Slovenskej republiky. SZOPK, Prievidza.
- ŠTEFUNKOVÁ D. DOBROVODSKÁ M. 1998: Kultúrno-historické zdroje Slovenska a ich význam pre trvalo udržateľný rozvoj. In: IZAKOVIČOVÁ, Z. A KOL. (eds.): Implementácia trvalo udržateľného rozvoja. ÚKE SAV, Bratislava, pp. 104–111.
- WIGGERING., DALCHOW., GLEMNITZ., HELMING., MULLER., SCHULTZ., STACHOW., ZANDER., 2007: Indicators for multifunctionality impacts in landscape. In: BUNCE., JONGMAN., HOJAS., WEILL. (eds.): 25 Years of Landscape Ecology: Scientific principles in practice. Proceeding from the 7<sup>th</sup> IALE World Congress – 2. part. pp. 817–818.

## FENNTARTHATÓ HASZNOSÍTÁS LEHETŐSÉGE AZ IPOLY VÖLGYBEN

IZAKOVIČOVÁ Z., OSZLÁNYI J.

Szlovák Tudományos Akadémia, Tájökológia Intézet  
Štefániková 3, P. O. BOX. 254, 814 99 Bratislava  
e-mail: Zita.Izakovicova@savba.sk

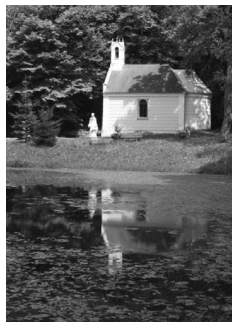
**Kulcsszavak:** fenntartható fejlődés, Ipoly-völgy, környezeti és tájökológiai problémák

**Összefoglalás:** A jelen vizsgálat a fenntartható fejlődés szempontból értékeli az Ipoly környékét. A fő cél volt meghatározni, definiálni a tájökológiai és környezeti problémákat és felvázolni azon intézkedéseket, melyek segítenek az újabbakat kizárni és/vagy megelőzni. A végső cél törekedni olyan megvalósításra a gazdálkodási gyakorlatban amelyek összhangban vannak a területi adottságokkal és ezek kibontakozási és fenntartási lehetőségeivel. Az alapvető szempont a tájökológiai optimalizáció megvalósítása a tájszerkezetben, tartalmazva a természetvédelmet, a biodiverzitás és a tájkép stabilitását, a természeti kincsek, mint a víz, talaj, levegő/légkör, erdők, stb., a kultúrtörténeti kincsek védelmét, beleértve a kultúrtörténeti emlékeket, emlékműveket, a történeti tájszerkezetet stb., és a környezetvédelmet.



## MINDEN, AMI TÁJ

### TÉKA – TÁJI ÉRTÉKEINK SZÁMBAVÉTELE



A 2009. őszén induló felmérő és kutató akcióban a szakértők számba veszik a kulturális és természeti örökségünk széles palettáját, a már ismert műemlékektől a régi bakterházakon, gémeskutatokon, tájfajtákon, mozaikos tájszerkezeten, nevezetes öreg fákon, harangokon, legendákon át a faluszéli kőkeresztekig.

A Budapesti Corvinus Egyetem Tájépítészeti Karának irányításával létrehozott TÉKA (TájÉrtékKAtaszter) projekt célja egy egységes, az egész országra kiterjedő on-line tájérték-kataszter adatbázis (TájÉrtékKAtaszter, rövidítve: TÉKA) létrehozása, amely nem csak a kutatók, az önkormányzatok és döntéshozók szakmai munkáját, fejlesztési döntéseit segíti majd, hanem interneten keresztül bárki számára elérhető lesz. A helyiek és az utazást tervezők megkereshetik rajta a környezet rejtett értékeit, sőt, ők maguk is hozzájárulhatnak az adatbázis gyarapításához új információk feltöltésével.

A TÉKA projekt 2009-ben indult és 2011 tavaszáig tart (*projektgazda: Budapesti Corvinus Egyetem Tájépítészeti Kara; partnerek: Földmérési és Távérzékelési Intézet, Nemzeti Örökségvédelmi Központ, Kulturális Örökségvédelmi Hivatal, Vidékfejlesztési Minisztérium, Norwegian University of Life Sciences*) és az Európai Gazdasági Térség és a Norvég Finanszírozási Mechanizmus támogatásával valósul meg.



A projekt általános célja egy olyan átfogó, az ország egészét lefedő tájérték-kataszter elkészítése (TÉKA), amely hozzájárul a kulturális örökség megőrzéséhez. A projekt konkrét célja a tájérték kataszter módszertani megalapozása, adatbázis kialakítása, működési keretrendszerének megteremtése, fenntartása és működtetése, terepi felmérések szervezése. A természetvédelmi és a kulturális örökségvédelmi törvény hatálya alá eső objektumok mellett még számos olyan tájérték található az országban, amely országos szinten nem kiemelkedő jelentőségű, de mindenképpen fontos eleme a tájnak, a helyi értékeknek, hagyománynak, környezettudatnak. Az eddigi felmérések azt mutatják, hogy ezeknek a nem védett tájértékeknek a száma jelentősen meghaladja védett értékek nagyságát, ugyanakkor az is tapasztalható, hogy számuk a megváltozó gazdasági környezet, életmód és védelem hiánya miatt rohamosan csökken.

Az adatbázis megalapozásához egy az érintettekkel egyeztetett rendszertervet és működtetési, fenntartási koncepciót és működtetési, fenntartási koncepciót dolgozunk ki. A TÉKA egy metaadatbázis, amely virtuálisan kapcsolja össze a partner szervezetek által működtetett és törvényi kötelezettségüknél fogva fenntartott adatbázisokat (például a műemlékkel kapcsolatos adatbázist a Kulturális Örökségvédelmi Hivatal gondozza, a régészeti topográfiával kapcsolatos adatokat a Nemzeti Örökségvédelmi Központ, a természetvédelemmel kapcsolatosakat a Nemzeti Park Igazgatóságok és a Természetvédelmi Információs Rendszer gyűjti). A felhasználó az adatokat így egy helyen látja, így nem kell az egyes szervezeteknél külön-külön utánajárnia.



A tájérték-adatbázis számos olyan adatgyűjtésre is alapoz, amely magánkezdemenyezésből jött létre, például Magyarország talán legrészletesebb szoborgyűjteménye, a *szoborlap.hu*, vagy az országos műemlékek és a helyi védettségű műemlékek gyűjtését felvállaló *muelemek.hu*, amelyek adatai integrálódnak az adatbázisba.

A projekt keretében hiányzó adatok pótlására és hozzávetőleg 400 település helyszíni felmérésére is sor kerül. A kataszterezés a hiányzó egyedi tájértékek felmérését, a műemlékek és a táji léptékben megjelenő régészeti és földtani emlékek térinformatikai feldolgozását foglalja magában. A terepi munkát a partner szervezetek szakemberei végezték a FÖMI által biztosított térképi háttér segítségével. Az eredmények fényképdokumentációval és GPS-koordinátával kerültek rögzítésre külön-külön a partnerszervezeteknél, s majd innen egy integrált adatbázisba kerülnek. A különböző intézményeket összekapcsoló rendszer nyílt forráskódú térinformatikai megoldásokon alapul, kizárólag ingyenes, szabadon felhasználható szoftverelemekből épül fel (Kollányi 2010).

A felmérések egy több száz tájértéktípust, -kategóriát tartalmazó lista alapján történtek, amelyet a Felmérési Munkacsoport állított össze a kutatás elején (2009 őszén). A felmrendő objektumok listája az MSZ 20381, Egyedi tájértékek kataszterezéséről szóló szabványban szereplő tájértéklista bővítésével került kialakításra.<sup>1</sup>

A projekt megismertetésére és széles körű elfogadására több pályázatot hirdettünk meg mint az *Országos Tájértékvadászat*,

<sup>1</sup> A projekt keretében gyűjtött és feldolgozásra kerülő tájértékek az emberi tevékenység következtében megjelent objektumok vagy tércategória elemek, amelyek lehetnek vagy kultúrtörténeti vonatkozásúak (például kőkereszt) vagy természeti vonatkozásúak (például legelő). Ezen értékek nem feltétlenül élveznek védelmet vagy jelentenek vonzerőt önmagukban a település számára. Ugyanakkor gyakran fűződnek hozzájuk gondolati képződmények (például történetek, mesék, legendák) vagy gazdálkodási módok és szokások, amelyek nem azonosak a tájértékekhez kapcsolódó újonnan kialakult turisztikai rendezvényekkel, viszont alkalmasak azok megalapozására.

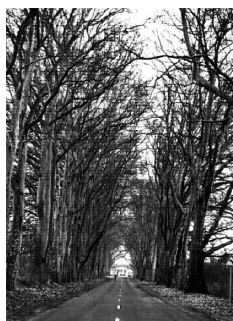


**Értékgazdag település** programok vagy a **Tájséták** és **Tájérték rajzverseny** (részletekről a [www.tajertektar.hu](http://www.tajertektar.hu) oldalon). Az Értékvadász mozgalom célja a résztvevők környezetében található természeti és kulturális értékek feltárása, valamint célzottan a gémeskutak és a kiépített források, forrásfoglalások felkutatása volt. A pályázaton résztvevő magánszemélyek és szervezetek száma megközelítette a hatvanat, a feltöltött adatlapok száma a kétezret. A TÉKA Konzorcium pályázatot hirdetett önkormányzatok számára az Értékgazdag Település cím elnyerésére. A címet az értékeire, azok megőrzésére, bemutatására, népszerűsítésére, fenntartható hasznosítására gondot fordító települések nyerhették el, lélekszám szerinti kategóriákban. Az Értékgazdag Település díjért összesen 32 db pályamű érkezett a 3 kategóriában. A projekt internetes felületén a nagyközönség is szavazhatott a művekre (közel 12000 szavazat érkezett), így megszületett a közönségdíjasok köre is. 2010 nyarán nyílt képzőművészeti pályázatot hirdettünk a helyi értékek témakörében, elsősorban az óvodás és kisiskolás korcsoportot megcélözva. Célunk volt, hogy a fiatalok figyelmét saját környezetükre és a benne lévő értékekre irányítsuk. A beérkezett pályamunkák a Pilot projekt kiválasztott, együttműködő településein kiállítás formájában megtekinthetők.

A rövid távú cél mellett a projekt hosszú távú, közvetett célja, hogy megteremtse egy olyan szélesebb együttműködés kereteit adatbázisok (természetvédelmi, kulturális, turisztikai, mezőgazdasági stb.), a szakmák érintett képviselői, a civilek, helyi lakosok között, amelynek révén folyamatosan biztosíthatóvá válna a tájértékek adatainak gyűjtése, rendszerezése, szolgáltatása, publikálása és ezáltal maga a tájvédelem, kulturális örökségvédelem nagyobb jelentőséget kapna.

Összességében a projekt legfontosabb eredménye, hogy létrejön a tájképi, természeti és kulturális táji értékeket közvetítő TÉKA adatbázis, amelynek működése révén a döntéshozók, szakértők és a civilek számára különböző szinten hozzáférhetővé, megismerhetővé válnak a tájjal kapcsolatos kulturális és természeti értékek, növelve ezzel a helyi identitástudatot, a helyi környezet iránti felelősséget és elősegítve a helyi és regionális értékekre alapozott fejlesztéseket.

KOLLÁNYI LÁSZLÓ



**Projektgazda:** Budapesti Corvinus Egyetem Tájtervezési és Területfejlesztési Tanszéke

1118 Budapest, Villányi út 35–43.

**Kapcsolat:** dr. Kollányi László, projektvezető  
[laszlo.kollanyi@uni-corvinus.hu](mailto:laszlo.kollanyi@uni-corvinus.hu)

dr. Szilvácsku Zsolt, projektvezető-helyettes  
[zsolt.szilvacsku@uni-corvinus.hu](mailto:zsolt.szilvacsku@uni-corvinus.hu)