

COMPLEX CHARACTERIZATION OF KURGANS IN THE CSANÁDI-HÁT REGION, HUNGARY

Ádám BEDE¹, András István CSATHÓ²

¹University of Szeged, Faculty of Natural Sciences and Informatics,
Department of Geology and Paleontology, H-6722 Szeged, Egyetem utca 2–6.

²Körös-Maros National Park Directorate, H-5540 Szarvas, Anna-liget 1.

Keywords: mounds (kurgans), landscape archaeology, Great Hungarian Plain, loess vegetation, botanical survey

Abstract: During the inventory of the mounds of the Körös-Maros National Park, the complete characterisation of those situated in the Csanádi-hát micro-region was conducted as well. We visited every existing and already destroyed prehistoric burial mound (most of them are Yamnaya kurgans from the Late Copper Age) based mainly on maps of the 18th and 19th centuries. We prepared a complete list of vascular plant species of each kurgan, except those ones where the total surface was ploughed. The investigated area covers 1039.41 km². 254 kurgans were documented. From these, 64 have been already carried away or destroyed (25.2% of the total number of mounds). We have evaluated the still existing 190 kurgan's recent stage (74.8%). 96 features (37.8%) from the total amount are used as arable fields, these were inadequate for botanical studies. On 94 mounds (37.0%), despite the annually changing agricultural utilization, different vegetation fragments were documented (forest-belts, alleys, roadside, channel banks, triangulation points, cemeteries, etc.). Several burial mounds are still preserved as fragments of the ancient loess meadow STEPPE and forest steppe vegetation. Some of the valuable plant species found during the study are: *Agropyron cristatum*, *Ajuga laxmannii*, *Carduus hamulosus*, *Chamaecytisus virescens*, *Glaucium corniculatum*, *Hylotelephium maximum*, *Inula germanica*, *Ornithogalum pyramidale*, *Papaver hybridum*, *Phlomis tuberosa*, *Ranunculus illyricus*, *Rosa gallica*, *Sternbergia colchiciflora*, *Vinca herbacea*. Despite the fact that nature and heritage protection laws provide national conservation for these kurgans, the practical operation of the legislative is not solved. For the long-term conservation of the special vegetation of kurgans it would be required to take out the entire surface of the most valuable mounds from agricultural production and maintain their habitat (abandonment of ploughing). With the introduction of the cross compliance system (common agricultural policy of European Union), forward-looking practical initiatives have already been taken.

Introduction

The most burial mounds in the Great Hungarian Plain were built by the people of the Yamnaya Culture from the East in the Late Copper Age, 3600–2700 BC (Ecsedy 1979, Horváth 2011, Gerling et al. 2012). These mounds are highly important from archaeological, paleoecological and cultural heritage perspectives, and are salient cultural element of the landscape. Through detailed and complex studies they provide information not only on the life history, archaeological heritage and customs of the people buried inside them, but also on the environment, the ancient flora and fauna and the geological formations that existed at the time of their construction (Pető and Barczy 2011, Barczy 2016). Data from these sites can augment and be contrasted with data from other archaeological environmental studies on the Hungarian Plain. In the 18th century, the number of kurgans on the Great Hungarian Plain was estimated to be around 40000 (Kiss 1999) or 25000 (Bede 2014), but many of them vanished in the past two centuries due to infrastructure development and agricultural practices. Only a few hundreds of them remain in good condition (Tóth 2011, Tóth et al. 2018), and many of them suffer the effects of ploughing and erosion. Hungary has laws to protect every kurgan, but in practice it is often problematic.

Mounds have a general, global role in the survival of ancient vegetation, which is mainly due to their special position and relatively steep slopes (Zólyomi 1969, Sudnik-Wójcikowska et al. 2011, Deák et al. 2016, Deák 2018).

The kurgans often preserved small but extremely valuable steppe, meadow steppe and forest steppe fragments (mainly *Salvia nemorosae*-*Festucetum rupicolae* and *Agropyro cristati*-*Kochietum prostratae* associations) in Hungary, too. These small grasslands – beside the ancient grasslands of balks, ramparts, cemeteries and loess walls – are the last witnesses of earlier dry grass loess landscapes. Their discovery and preservation is a priority task of nature conservation (Zólyomi 1969, Joó 2003, Tóth 2004, Herczeg et al. 2006, Csathó 2009, Deák et al. 2016, Deák 2018).

In this paper we would like to present the main results of complex research conducted on the mounds in the Csanádi-hát region (Békés County, Hungary).

Study area

The Csanádi-hát (Csanád ridge) is a small region in the eastern part of the Great Hungarian Plain, in the central part of Tiszántúl, in the Maros-Körös interfluvial area. In a historical approach, the Csanádi-hát micro-region implies the eastern part of the pre-1950 Csanád County that is still part of Hungary; that is, the area to the north and east of Mezőhegyes. The study area is thus essentially the southern quarter of today's Békés County.

The region is a sedimentary alluvium plain covered by loess sludge (on the surface with infusion loess and sandy loess). Meadow chernozem soil is dominant. Its surface varies between 97 to 107 meters above sea level. By orthographic relief type it is a low floodless plain that is slightly sloping in direction to south-southwest. The geomorphological character is determined by Pleistocene rivers, river-arms and coastal dunes in rich forms in northwest-southeast axis. The deeper flats and the areas between the larger dunes are poorly drained (Dövényi 2010).

The entire area of this small region is located on the alluvial fan of the Maros river, and its most remarkable geomorphological formations are the riverbeds of the ancient Maros (Gazdag 1960, Gazdag 1964a, Kiss et al. 2014). The area is sloping evenly to the west, northwest and north. The banks of the riverbeds are accompanied by a series of heavily eroded (damaged) dunes formed by wind. The longer and more striated ridges can be found in the vicinity of Csanádapáca, Medgyesbodzás, Medgyesegyháza, Nagykamarás, Lökösháza and Kevermes. The ratio of sand fraction is higher in the soil of these parts (Dövényi 2010).

The annual amount of sunshine is slightly over 2000 hours, with 810 hours in summer and 190 hours in winter. The average of annual temperature is 10.5 °C, the average of temperature during the vegetation period is 17.4 °C. The frost-free period lasts approximately 194 days. The annual precipitation is around 600 mm, with an average about 350 mm in the vegetation period. The prevailing wind is North, but South and Southeast winds are also common. The climate is moderately warm, moderately dry (Dövényi 2010).

The Csanádi-hát is a typical agricultural landscape. The natural vegetation is almost all destroyed, 89.2% of the area is arable field, and 5.9% is clear interior of the settlements (Dövényi 2010). In this fragmented landscape the narrow grassland stripes like road and railway verges and borderlines have often great importance to the remains of original flora and fauna (Csathó 2009, 2011).

Our paper includes the mounds of the following 21 recent settlements (with territorial extensions in hectare): Almáskamarás (1475 ha), Battonya (14571 ha), Csanádapáca (5130 ha), Dombegyház (5794 ha), Dombiratos (1830 ha), Elek (5490 ha), Kaszaper (3327 ha), Kevermes (4334 ha), Kisdombegyház (1261 ha), Kunágota (6396 ha), Lökösháza (5202 ha), Magyarbánhegyes (3656 ha), Magyardombegyház (765 ha), Medgyesbodzás (3167 ha), Medgyesegyháza (6429 ha), Mezőhegyes (15543 ha), Mezőkovácsháza (6259 ha), Nagybánhegyes (4224 ha), Nagykamarás (4305 ha), Pusztatölke (1887 ha) and Végegyháza

(2893 ha). The total area of the settlements surveyed in 103938 ha (approximately 1040 km²) and makes up 13% of the operation of the Körös-Maros National Park Directorate.

Research historical background

Regular archaeological research in the area started late, after World War II, but took off really only from the 1970s, as the museum system that emerged from the end of the 19th to the first half of the 20th century avoided this county, and there were hardly any other institutions with an antiquities collection (e.g. schools, private collections).

The first conscious rescue excavations took place during the interwar period, and were carried out by the archaeological school of Szeged (we could call them now ‘experimental excavations’); the names of János Banner and Alajos Bálint mark the local research of this era (Bálint 1941).

During these works, from time to time mounds also came to the fore, such as the Meggyes-halom near Bánkút (Banner 1927), the Botos-halom near Nagykomarás (Banner 1926), the Templom-halom near Végegyháza (Bálint 1938) or the Templom-halom at Csanádapáca (Bálint 1939). It is a characteristic of the era that local landowners also excavated out of curiosity and passion, but mostly for treasure hunting. In the 1930s, this is how Zoltán Nagy excavated the Atilla-halom in Dombegyháza (Szatmári 2005).

There were no regular excavation projects in the area later either, so research remained incomplete. However, there were rescue excavations at a few individual mounds. In 1963, Katalin Nagy excavated the Barta-halom in Kevertmes (Nagy 1968), Irén T. Juhász the Vizes-halom in Dombegyháza in 1968 (T. Juhász 1974), and József János Szabó the Atilla-halom at Dombegyháza in 1974 (Szatmári 2005). Also worth mentioning are the efforts of Ferenc Pelle, a teacher in Kevertmes, who collected data on local history, rescued finds and carried out field surveys since the 1960s (Pelle 1965, Pelle 1978, Pelle 1981).

The registration processes of mounds started with archaeological field surveys. In the first half of the 1970s, János József Szabó prepared the archaeological topography of Battonya, listing 30 mounds (Szabó 1978). In the Csanádi-hát region, Dénes Virágh registered 61 mounds (Virágh 1979), László Szelekovszky 41 mounds (Szelekovszky 1999), the Institute of Archaeology of the Eötvös Loránd University only 4 mounds (ELTE 2001), while the so-called Kunhalom-program (2002) inventoried 29 mounds. In the course of other archaeological works, Imre Szatmári and Csaba Vágó identified 4 mounds in the area of Medgyesegyháza (Szatmári and Vágó 1993), and Attila Gyucha found 7 mounds in the administrative area of Elek (Gyucha 2000).

In the 1990s, Imre Szatmári – during the study of medieval churches – led several excavations on mounds, such as the ones at Medgyesegyháza-Dankó Tanya (Szatmári and Vágó 1993), the Meggyes-halom in Bánkút (Szatmári and Vágó 1993), and on Ferenc Fodor’s mound (Fodor Ferenc halma) in Dombiratos (Szatmári 2005). In 2005, András Liska – also in connection with a medieval church – carried out rescue excavations at Vince Kisházi’s mound (Kisházi Vince dombja) in the area of Kunágota called Biserica (Szatmári 2005).

Onomastic research in the area can be said to be very poor (Hévvízi 1980), although some mound names can be found in published collections or unpublished manuscripts. First, we must mention the collection of toponyms by Frigyes Pesty from 1864 (Pesty 1983), and later the analysis of the geographical names of Medgyesegyháza and Battonya were published as well (Hévvízi 1993, Hévvízi 2006). The toponyms of Kevertmes are available in a manuscript (Pelle 1981).

The history of botanical research on the Csanádi-hát region was reviewed by Virók (2006) and Tóth (2012). The flora of the former Csanád County was studied in detail by Lajos Thaisz (Thaisz 1902, 1905), but his main work on the area was, unfortunately, left in manuscript

(Thaisz 1905). An important milestone in the botanical research of the landscape is the discovery and description of the Tompapusztai-löszgyep loess grassland near Battonya (Csathó 1986, 2005), which is one of the most valuable surviving stands of the Pannonian loess meadow steppe grasslands.

In other parts of the Maros-Körös interfluves (Central Tiszántúl region), numerous studies were carried out on the flora and vegetation of the mounds (Penksza and Kapocsi 1998, Barczy 2003, Kispál 2004, Vona and Penksza 2004, Herczeg et al. 2006, Détár 2012).

The flora of the kurgans within the Csanádi-hát had hardly been investigated before our surveys, only a few sporadic published data in the literature were found (Jankó 1887, Szelekovszky 1996, and after our study: Bozó 2018). A detailed flora list about Temető-halom near Medgyesegyháza was published by Csathó (2008).

Only sporadic published data are available for the fauna of the mounds, too (Merkl et al. 2014).

Material and methods

According to their origin, mounds can be classified as burial sites and sacred points of nomad people (kurgans) in prehistory (Yamnaya Culture) and later in the Roman Age (Sarmatians). This survey includes only the kurgans of the Yamnaya Culture (without tells or other types of mounds).

The Yamnaya Culture (with their mound-graves) were nomadic people who built large burial mounds during the Late Copper and Early Bronze Age. Eastern Hungary is the westernmost extent of the Yamnaya Culture, which is best known from the steppe zone of Eurasia. Their burial mounds can be found along the banks of defunct rivers and at some points of higher elevation on the plain (Ecsedy 1979, Pető and Barczy 2011).

During our investigations we applied complex multidisciplinary approaches using methods from more disciplines.

In the course of investigation we used and processed the data of local historical literature, archaeological literature, museum repositories, historical sources and other archival documents (Bede 2014).

Handmade maps from the 18th and 19th centuries and modern printed maps provide the primary dataset for the geomorphological and landscape historical research. From these sources landscape changes of the last two and a half centuries were documented and mapped. To study the geomorphology and environmental history of the Csanádi-hát region, manuscript maps are indispensable (Figure 1), in which the area – as a former chamber estate – is very rich, the most significant of which are the works depicting Battonya and its surroundings (Gazdag 1964b, MOL térképtára I–II. 2006, Lakos 1976–1979, Lakos and Dóka 1978–1988).

Each identified mound was ground controlled and their major characteristics were recorded during which their condition, the vegetation cover and its quality were described. Central coordinates were taken by GPS, and their relative heights and diameters were estimated. In accordance with the original research goal, natural protection aspects prevailed in the course of these surveys (Bede 2014).

Field observations and data from historical records are organized into a uniform format. ArcGIS 10 was used to map the data.

All the mounds were assigned to only one administration unit (settlement); in case the area of the mound covered several settlement boundaries, then it was assigned to the settlement where its largest part falls into.



Figure 1. The Barta-halom kurgan (between Mezöhegyes, Tótkomlós, Nagyér and Ambrózfalva settlements) with four boundary sign on a handmade map from the 18th century (MOL S. 11. 80)

1. ábra A Barta-halom négy település (Mezöhegyes, Tótkomlós, Nagyér és Ambrózfalva) határán, rajta négy határdombbal egy 18. századi kéziratos térképen (MOL S. 11. 80)

Certainly, mounds that are classified as significant take priority and this indicates that ‘there is still something to be rescued’. We developed a seven-level system (from 1 to 7), in which *significant* mounds belong to categories No. 1, 2 and 3, *non-significant* ones to No. 4 and 5, while categories No. 6 and No. 7 represent *completely destroyed* mounds.

Category No. 1. These are the most valuable mounds and are remarkable archaeological sites as well as fundamental landmarks.

Category No. 2. Mounds belonging to this category are covered with evenly distributed grass of low value, or are quite important landmarks.

Category No. 3. Mounds of significant landscape value, exceeding the height of 1.1 m, and mounds important from archaeological or historical terms were included in this category. These are usually prominent sites, such as Medieval Age churches, cemeteries were established on top of them.

Category No. 4. This is the category for the mounds without substantial natural and landscape value. Most of their surface is ploughed, but their protection may be facilitated by features located on or near them (e.g. triangulation point, dirt road, roadside, tree line, woods, grass-margin, canal-margin, etc.).

Category No. 5. Mounds that have no substantial landscape value, in general lower than 1 m, and their whole area is cultivated. A lot of them are expected to be ploughed out completely in the near future.

Category No. 6. These are mounds that have already been ploughed out or spoiled, i.e. their exposed surface feature has been completely destroyed. However, it is important to register them because the primary burials and other related subsurface features may still be intact.

Category No. 7. These mounds are completely demolished, including their primary burials as well. Most frequently the mound as a whole, together with the rise underneath, has been quarried. It also occurs, generally in towns, that a mound was levelled, its previous location was filled and built upon.

Research has been conducted since the early 2000s, with the most intensive field surveys being carried out between 2008 and 2011, but collecting floristic data is still ongoing.

We prepared a complete list of vascular plant species of each kurgan, except those mounds where the total surface was ploughed. For each plant species, we also characterized the abundance of the species on the mound using a relative scale.

Results

Geomorphological character

The mounds of the Csanádi-hát region lie in the largest number and density on the banks along the larger watercourses and on the long stretching ridges (on the alluvial fans of the abandoned old Maros riverbeds between Kevertmes and Csanádapáca) (Gazdag 1960, Kiss et al. 2014).

We find the mounds consistently along larger riverbeds (e.g. Száraz-ér, Cigányka-ér, Hatházi-ér, Kutas-ér, Hajdú-völgy, Birka-völgy). They do not appear, however, in the higher, flood-free areas between the valleys, because these table-like areas were not used by mound-building cultures. The lack of mounds is the most spectacular "on the Mezőhegyesi-hát (Mezőhegyes ridge) and the alluvial surfaces of Magyarbánhegyes–Nagybánhegyes.

From the point of view of settlement history, the importance of ancient channels cannot be emphasized enough (Lakatos 1972). Since the prehistoric ages, local communities were able to reach the central areas of the Maros-Körös interfluvies along them (MRT 10), mound-building pastoralists grazed their animals there, and Late Bronze Age cultures discovered new opportunities by building their fortifications and establishing settlements in these areas (Szeverényi et al. 2017). This was enabled not only by the water resources of the valleys, but also the strategic location of the dunes flanking the ancient channels, as settlements were always established on the highest ground, and the ancient routes also followed these old riverbeds.

Natural condition survey

We have field surveyed altogether 254 kurgans (Figure 2). We did not register mounds in Magyarbánhegyes, Magyarombegyház and Nagybánhegyes settlements.

The mean height of the 195 mounds with relative height data is 1.2 m, the average diameters are 55 m and 32 m. The biggest mound is the Tatár-halom (Figure 3), a boundary point between Lökösháza and Sânmartin (Szentmárton), it shows 6.4 m height.

The primary goal of the survey was to map mounds of natural protection and landscape value, and to search for previously unknown ones. Therefore, while registering the mounds, we surveyed their current natural conditions and also considered their archaeological and landscape archaeology viewpoints.

The numerous and various natural, historical and landscape values of the mounds make the establishment of specific categories necessary for classifying them. Since the primary goal of the survey was to map previously unknown mounds valuable from natural protection and landscape perspectives, the classification by their significance was governed by this aspect as well. The establishment of a value-classification is inevitable prior to protection works, for it facilitates in the prioritization of mounds (Tóth 1996). In fact, for launching the actual protection we must be aware of the most important and the most endangered mounds that are in most need of protection. In practice, abandonment of thousands of low and ploughed kurgans is unrealistic, and maybe it generates serious conflicts.

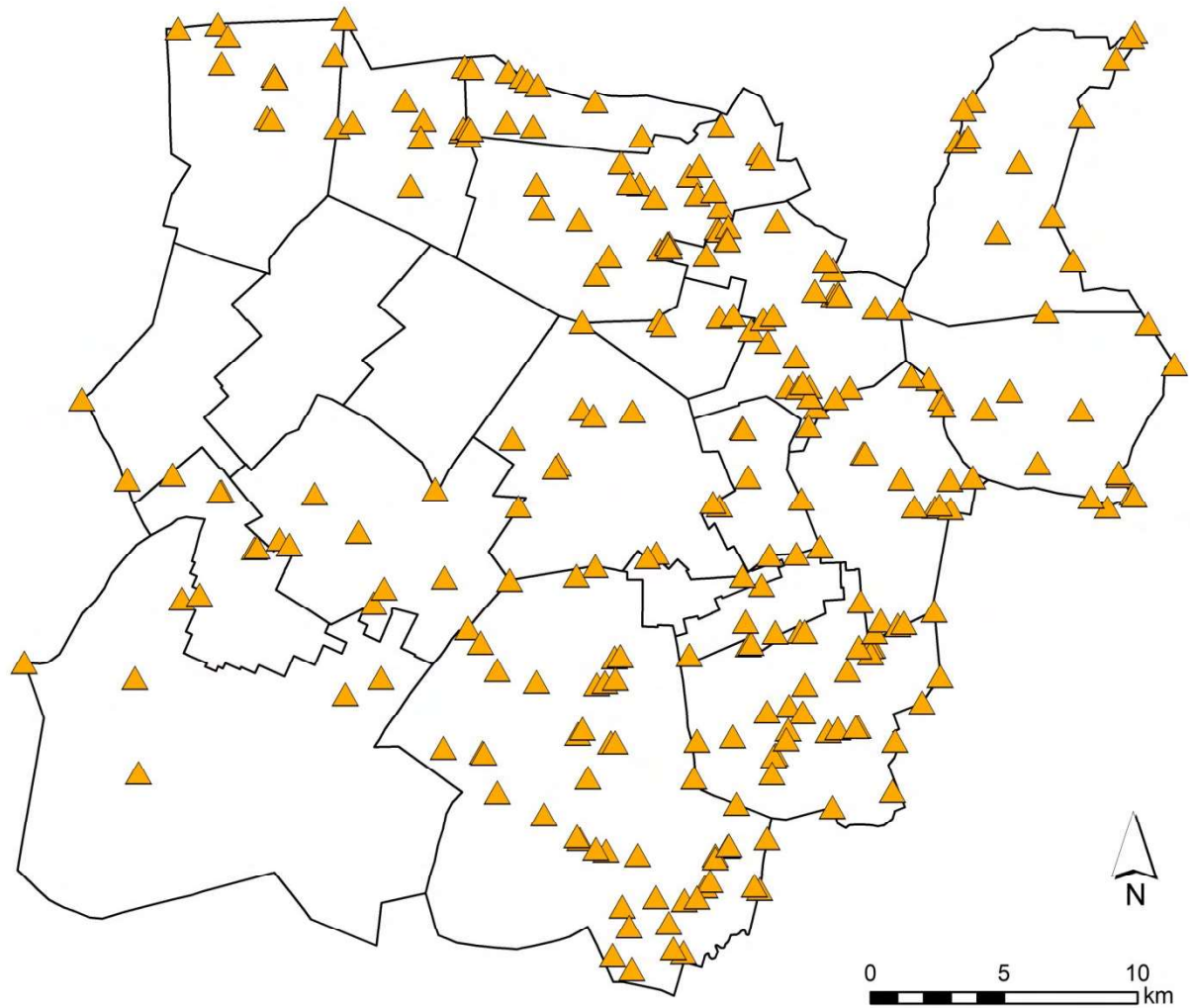


Figure 2. The surveyed mounds in the Csanádi-hát region
2. ábra A Csanád-hát felmért halmai



Figure 3. The Tatár-halom (between Lőkősháza and Sânmartin/Szentmárton) is the highest kurgan of the study area (photo by Á. Bede)

3. ábra A Tatár-halom (Lőkősháza és Szentmárton/Sânmartin határán) a vizsgálati terület legmagasabb kurgánja (Bede Á. felvétele)

Category No. 1. In total there are 21 of these sites, which is 8.3% of the total amount.

Category No. 2. There are 21 sites in this category comprising 8.3% of the total amount.

Category No. 3. Their number is 42, and that is 16.5% of the total amount.

Category No. 4. 32 of this type were mapped equalling 12.6% of all sites.

Category No. 5. There are 74 sites, which is 29.1% of the total amount.

Category No. 6. There are 47 sites in this category making up 18.5% of the total amount.

Category No. 7. 17 mounds of this type were found, accounting for 6.7% of the total amount.

The number of significant mounds (Categories No. 1 to 3) is 84 (33.1%), the amount of insignificant ones (Categories No. 4 and 5) is 106 (41.7%), while 64 mounds are considered to be entirely destroyed (Categories No. 6 and 7) (25.2%). Certainly, the categorization of a given mound may be altered if new botanical, archaeological, and/or historical, etc. data emerges.

On the Csanád-hát region, Category No. 1 and Category No. 2 mounds – the most valuable ones – make up nearly one-fifth of all existing kurgans, which is outstandingly good considering the proportions of other regions (Bede 2014). Many of these barrows still have relatively intact (less degraded) remnants of ancient loess grassland on their surface.

Floristical survey

We performed a botanical status check of 190 still existing kurgans in the area of the Csanád-hát region (74.8% of all known mounds). Of these, 96 (37.8% of the total) are utilized as arable land, and were therefore unsuitable for more detailed botanical studies. However, on 94 mounds (37.0% of the total), we also documented vegetation other than the annually changing arable cultures (forest strips, rows of trees, ditch slopes, canal banks, farmsteads, concrete triangulation points, cemeteries, etc.).

With the exception of mounds that had been ploughed all over their entire surface, a complete flora list was compiled for all the stemmed plants on all the mounds. Several mounds still preserve fragments of ancient loess steppe, meadow steppe and forest steppe vegetation. Some of the species found on mounds that have floristic or natural protection value are: *Agropyron cristatum*, *Ajuga laxmannii*, *Androsace elongata*, *Asperula cynanchica*, *Carduus hamulosus*, *Centaurea scabiosa* subsp. *spinulosa*, *Chamaecytisus virescens*, *Dianthus pontederæ*, *Elymus hispidus*, *Fragaria viridis*, *Glaucium corniculatum*, *Hylotelephium maximum*, *Inula germanica*, *Lavatera thuringiaca*, *Melica altissima*, *Ornithogalum pyramidale*, *Papaver hybridum*, *Phlomis tuberosa*, *Potentilla recta*, *Ranunculus illyricus*, *R. pedatus*, *Rosa gallica*, *Stachys recta*, *Sternbergia colchiciflora*, *Teucrium chamaedrys*, *Thalictrum minus*, *Thesium dollineri*, *Viola ambigua*, *Vinca herbacea*.

Of the plant species found on kurgans, eight are under legal protection (*Ajuga laxmannii*, *Carduus hamulosus*, *Inula germanica*, *Ornithogalum pyramidale*, *Phlomis tuberosa*, *Ranunculus illyricus*, *Sternbergia colchiciflora*, *Vinca herbacea*).

It is striking that the few known regional actual occurrences of pioneer species, once weed-like plant species (partly archaeophytes), which have become regionally rare and endangered in the landscape (Sallainé Kapocsi et al. 2012), are found in a significant proportion on the mounds. For instance *Caucalis platycarpos*, *Glaucium corniculatum*, *Papaver hybridum*.

Kurgans with outstanding botanical significance include: Tatár-halom, Bemí (Lökösháza–Szentmárton/Sânmartin), Temető-halom (Medgyesegyháza), Balta-kereszt-halom (Battonya), Hármashatár-halom (Dombegyház–Kevermes–Kisiratos/Dorobanți), Négyeshatár-halom (Dombegyház–Nagyiratos/Iratoşu–Kisiratos/Dorobanți), Trianoni-halom (Dombegyház–Tornya/Turnu), and the two kurgans of the Serbian cemetery in Battonya.

On a number of mounds, native (primarily *Prunus spinosa*) and alien invasive (e.g. *Robinia pseudoacacia*, *Lycium barbarum*, *Juglans regia*) woody shrubs cause nature conservation problems.

14 kurgans are standing in the country border – as a connected grassland line – between Hungary and Romania. These are 14.9% of the mounds which have persistent vegetation in the Csanádi-hát region.

The detailed analysis and evaluation of botanical results has not yet been carried out; we intend to do that later on.

Some cultural aspects

Through the names of the mounds we gain a better understanding of historical changes (e.g. the subsequent owners of a given mound), hence, we emphasize the importance of the originality of the toponyms. In the Csanádi-hát region 85 mounds have original names (33.5%), while 169 do not have (66.5%). It is important to note that we did not propose name to any mound, only names found in original sources and identified during surveys were used. We do not share the view that mounds without known names must be labeled because a many times the name has not been searched for. In the long run it is inadvisable to name unknown mounds, for if the historical name of a given mound was eventually found out it would be rather difficult to change the widely used, already registered, fake name.

Certain mounds are associated with legends, superstitious observations or treasure stories (Bede 2014), for example for the Targyi-halom and Botos-halom in Nagykomarás (Banner 1926) or the Cikó-halom and Balta-kereszt-halom in Battonya (Hévvízi 2006). A noteworthy folk tradition around Dombegyház says that Atilla, the king of Huns is buried under the so-called Atilla-halom (Radnai 1981).

The full mapping and topographical investigation proves that the phenomenon known as the ‘peacock-eye kurgan formation’ (Radnai 1967, Radnai 1981, Szelekovszky 1999, Szelekovszky 2005) does not actually exist; there are many more kurgans – of different sizes – in the area, which were not taken into account when drawing the three concentric circles, and there are also points inserted into the circles, which are not mounds (Figure 4).

Ferenc Pelle thought to discover geometric and numerical systems in the location of the kurgans around Kunágota (Pelle 2011), but these are only the creations of a rich fantasy. These theories will enter the history of landscape research as historical curiosities.

Discussion

We have relevant new results from archaeological topographical aspect, because we surveyed 254 kurgans (Bede 2014), and the previous cadastres and field works registered much less mounds in the Csanádi-hát region: Dénes Virágh (1979) 61 mounds (24.0% of total), László Szelekovszky (1999) 41 mounds (16.1% of total), the Institute of Archeology of the Eötvös Loránd University (ELTE 2001) only 4 mounds (1.6% of total) and the Kunhalom-program (2002) 29 mounds (11.4% of total) documented.

The investigation also brought a lot of novelties for onomatology (Bede 2014), because in fact there are many more kurgans have names than in the previous cadastres show (Virágh 1979, Szelekovszky 1999, ELTE 2001, Kunhalom-program 2002).

Based on the investigations, it can be stated that the mounds of the Csanádi-hát region are consistently found in the largest number and density along the larger watercourses (Száráz-ér, Cigányka-ér, vicinity of Battonya and Dombegyház) and on long stretching ridges (on the alluvial fans of the abandoned riverbeds of the Maros river between Keveermes and Csanádapáca).

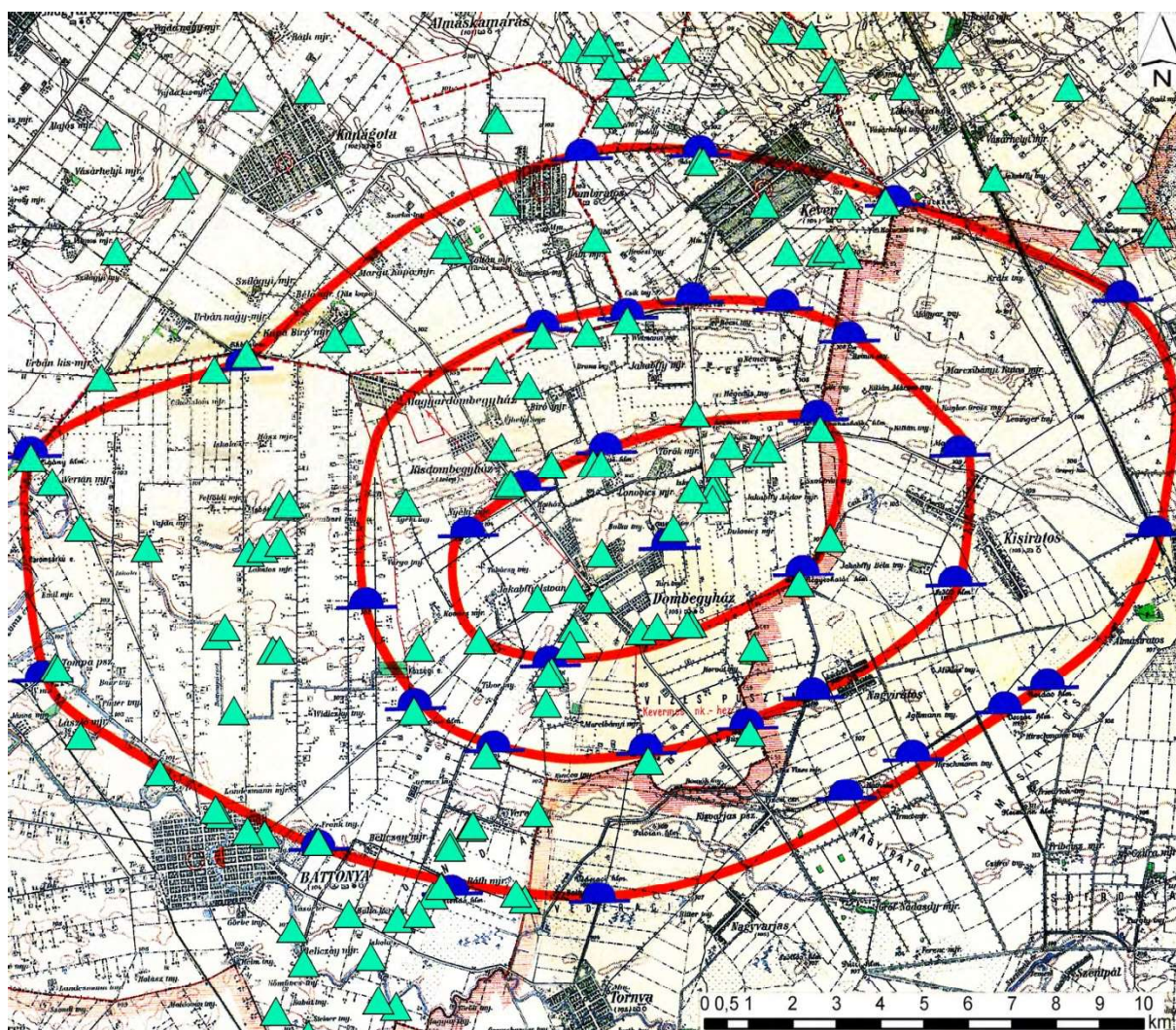


Figure 4. The ‘peacock-eye kurgan formation’ near Dombegyház appeared several times in publications; the existence of this formation was clearly refuted by our topographical investigation (on the map the semicircular sings: kurgans based on Szelekovszky 2005; the triangles: kurgans surveyed by us)

4. ábra A szakirodalomban többször megjelent dombegyházi „pávaszemes kunhalom-alakzat”, amelynek létezését topográfiai vizsgálatunk egyértelműen megcáfolta (a félkörrel jelölt halmok Szelekovszky 2005 alapján; az általunk felmért halmok háromszöggel jelölve)

The morphometrical data (height and diameters) of the kurgans are fully consistent with other mounds’ size in the central part of the Tiszántúl region (Bede 2014).

The vegetation valuable from floristical aspects on the mounds could have subsisted because, owing to their size, steepness or boundary marking, isolated location, they could not be ploughed. The most dangerous issue to the most significant mounds is often not cultivation, but bush-growing, weeding, as well as presumably fertilizers seeping into the soil.

In spite of their small size mounds are often particularly rich habitats with regard to vascular plant species. The concentration of rare weed species (partly archaeophytes) on the kurgans is also of outstanding importance; in addition to the presence of dry, more open surfaces, the probably relative poverty of the barrows in pesticides may also contribute to the presence of these species.

It is noteworthy that in the case of *Glaucium corniculatum*, which was discovered during our survey as well, a 19th-century source points out that the Barta-halom (Jankó 1887) is the only site where the species can be found in the vicinity of Tótkomlós (Figure 1).

In 2013, Ottó Merkl and his research team carried out a beetle fauna study on a few kurgans of the Csanádi-hát region. Several rare forest steppe beetle species were attested in

these small habitats (Merkl et al. 2014). Their results confirm that mounds can play a significant role in the conservation of fauna as well.

An issue that directly affects the mounds is the conservation and practical protection of the loess grasslands along the country border. With the accession of Romania to the European Union, the state border band has lost its strategic importance in some degree. On the Partium side, several kilometres of the valuable grasslands are ploughed to benefit from the thin but long land. Without the control of the authorities, serious damage has already occurred in a short time (within a few years) due to abuses. Another problem is that previously there had been regular mowing along the state border so that shrubs and trees (e.g. *Prunus spinosa*, *Robinia pseudoacacia*, *Lycium barbarum*) do not hinder visibility and field control. Mowing has now become irregular or even abandoned. In addition, the negative effects of the current migration pressure (treading, littering, installing sentry boxes, etc.), and the possible establishment of a fence would lead to unpredictable damage to nature. All these problems also occur in the entire Békés County – and certainly in the other – sections of the border. Therefore, nature conservation authorities must take action to save loess vegetation of the borderline, which is still in good condition and that represents one of the longest contiguous Pannonian loess meadow steppe remains in the world. It is imperative to have legal, territorial protection through the designation of the most important sections as protected natural areas of national importance and provide Natura 2000 status for them (Csathó 2009, Bede 2014).

Despite the fact that nature and heritage protection laws provide national conservation for these kurgans, the practical operation of the legislative is not solved. For the long-term conservation of the special vegetation of kurgans it would be required to take out the entire surface of the most valuable mounds from agricultural production and maintain their habitat management.

The long-term preservation of ploughed mounds would be ensured the best way by the intentional or spontaneous regeneration of grassland with methodical annual reaping (Tóth 1988, Kiss 1999, Csathó 2005, Valkó et al. 2018). An important practical step forward was the introduction of a system of cross-compliance for land-based subsidies in 2010 (common agricultural policy of European Union; cross compliance system; GAEC: Good Agricultural and Environmental Condition), which allowed the removal of certain major barrows from cultivation (Árgay et al. 2013, Rákóczi and Barczy 2014). As a result of the regulation 47 mounds were withdrawn from intensive cultivation on the Csanádi-hát region, with an average of 22 m radius and 0.1380 ha area per mound (based on Rákóczi 2016). The system of requirements provides another opportunity for the long-term preservation of the condition of the kurgans and for the regeneration of their surface and vegetation to some level (Rákóczi and Barczy 2017, Botos et al. 2019).

Acknowledgements

Here we would like to say special thank for the help to András János Csathó, András Jánosné Csathó, László Tirják, Péter Bánfi, János Greksza, Judit Sallainé Kapocsi, László Bozó, Attila Barczy, and Attila Rákóczi, furthermore for the support to the Körös-Maros National Park Directorate (Szarvas) and the scholarship (PD 121126) of the National Research, Development and Innovation Office (Budapest).

References cited

- Árgay Z., Balczó B., Tóth P. 2013: A kunhalmok megőrzésének hagyományos és új módjai, szereplői. [Traditional and new methods and stakeholders in conservation of kurgans.] *A Falu* 28(1): 69–80.
- Bálint A. 1938: A kaszaperi középkori templom és temető: Das Gräberfeld und die Kirche von Kaszaper aus dem Mittelalter. *Dolgozatok* 14: 139–190.
- Bálint A. 1939: Csanádapácai ásások: Die Ausgrabungen in Csanádapáca. *Dolgozatok* 15: 179–182.

- Bálint A. 1941: Csanád, Arad, Torontál k. e. e. vármegyék régészeti katasztere. Csanád vármegyei Könyvtár 37. A Csanád vármegyei Történelmi és Régészeti Társulat kiadványa 5. Csanád Vármegye Közönsége, Makó. p. 36.
- Banner J. 1926: A nagykamarási leletek. [Die funde von Nagykamarás.] Dolgozatok 2: 136–143.
- Banner J. 1927: Ásatás a Bánkút–Rózsamajor melletti halomban. [Grabung im auf der Meierei Bánkút–Rózsa befindlichen Hügel.] Dolgozatok 3: 219–221.
- Barczy A. 2003: Kunhalmok, mint a vegetációtörténet és a talajfejlődés őrei. In: Penksza K., Korsós Z., Pap I. (eds.): III. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium. 2003. október 28–30. Előadások összefoglalói. Magyar Mezőgazdasági Múzeum, Budapest. pp. 5–15.
- Barczy A. 2016: Kunhalmok eltemetett talajainak vizsgálata. Szent István Egyetem Egyetemi Kiadó, Gödöllő. p. 179.
- Bede Á. 2014: A tiszántúli halmok régészeti geológiai és környezettörténeti szempontú vizsgálati lehetőségei. [Geoarchaeological and environmental historical survey prospects on kurgans in the eastern part of the Great Hungarian Plain.] PhD dissertation, Szeged. p. 177.
- Botos Á., Tóth Cs. A., Novák T. J. 2019: Tiszántúli kunhalmok talajának változásai művelés felhagyását követően. [Changes in soil characteristics after abandonment of cultivation on the mounds of Tiszántúl.] Tájökológiai Lapok 17: 23–31.
- Bozó L. 2018: Dél-Békés természeti értékei. Saját kiadás/Private edition, Kevermes. p. 199.
- Csathó A. I. 2008: Ősi sztyeppre maradvány a medgyesegyházi temetőben. In: Korsós Z., Gyenis Gy., Penksza K. (eds.): A Magyar Biológiai Társaság XXVII. Vándorgyűlése. 2008. szeptember 25–26. Magyar Biológiai Társaság, Fővárosi Állat- és Növénykert, Budapest. pp. 19–25.
- Csathó A. I. 2009: A mezsgyék természetvédelmi jelentősége és védelmük időszerűsége: [Significance and timeliness for nature conservation of the verges.] Természetvédelmi Közlemények 15: 171–181.
- Csathó A. I. 2011: Az elsődleges és másodlagos mezsgyék növényzetének összehasonlító vizsgálata a battonyai Gránic és Csárda-dűlő példáján. [Differences between the vegetation of primary and secondary verges – examples of the Gránic and Csárda-dűlő, Battonya.] Tájökológiai Lapok 9: 345–356.
- Csathó A. [J.] 1986: A battonya–kistompapusztai löszrét növényvilága. Környezet- és Természetvédelmi Évkönyv 7: 103–115.
- Csathó A. J. 2005: A battonya–tompapusztai löszpuszтарét élővilága. Új-Battonya sorozat [12]. Without publisher [Népek Barátsága Közművelődési és Iskolai Könyvtár], Battonya. p. 128.
- Deák B. 2018: Természet és történelem. A kurgánok szerepe a sztyeppi vegetáció megőrzésében. Ökológiai Mezőgazdasági Kutatóintézet, Budapest. p. 150.
- Deák, B., Tóthmérész, B., Valkó, O., Sudnik-Wójcikowska, B., Moysiyenko, I. I., Bragina, T. M., Apostolova, I., Dembicz, I., Bykov, N. I., Török, P. 2016: Cultural monuments and nature conservation: A review of the role of kurgans in the conservation and restoration of steppe vegetation. Biodiversity and Conservation 25: 2473–2490.
- Détár L. 2012: Botanikai vizsgálatok Szarvas környéki kunhalmokon. In: Csengeri E., Szító J. (eds.): Válogatott tudományos diákköri munkák 2011-ben. Agrártörténeti füzetek 33. Szent István Egyetem Gazdasági, Agrár- és Egészségtudományi Kar, Tessedik Öreggazdász Egyesület, Békéscsaba–Szarvas–Gyula. pp. 11–50.
- Dövényi Z. (ed.) 2010: Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest. Második, átdolgozott és bővített kiadás. p. 876.
- Ecsedy, I. 1979: The People of the Pit-Grave Kurgans in Eastern Hungary. Fontes Archaeologici Hungaricae. Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 1–85.
- ELTE 2001: Kunhalom és földvár kataszter. Manuscript. Körös-Maros National Park Directorate (Szarvas), archives.
- Gazdag L. 1960: Régi vízfolyások és elhagyott folyómedrek Orosháza környékén. [Alte wasserläufe und verlassene flussbetten in der umgebung von Orosháza.] A Szántó Kovács Múzeum Évkönyve 1960: 257–306.
- Gazdag L. 1964a: A Száraz-ér vízrendszere. Földrajzi Értesítő 13: 367–374.
- Gazdag L. 1964b: Battonya régi térképei. Battonyai füzetek 3. Battonyai Községi Tanács V. B., József Attila Művelődési Otthon Helytörténeti Szakköre, Battonya. p. 30.
- Gerling, C., Bánffy, E., Dani, J., Köhler, K., Kulcsár, G., Pike, A. W. G., Szeverényi, V., Heyd, V. 2012: Immigration and transhumance in the Early Bronze Age Carpathian Basin: the occupants of a kurgan. Antiquity 86: 1097–1111.
- Google Earth: Google Earth Pro online GIS application, 28/2/2019.
- Gyucha A. 2000: Elek határának régészeti emlékei és történeti vázlata az őskortól a késő középkorig. In: Havassy P. (ed.): Tanulmányok Elek történetéhez I. Eleki évszázadok 1. Elek Város Önkormányzata, Elek. pp. 33–40.

- Herczeg, E., Barczy, A., Penksza, K. 2006: Examinations on plants soil and in grasslands of South-East Hungary (Floristical summary and the vegetation of Sap kurgan). [Dél-tiszántúli kunhalmok botanikai és talajtani vizsgálatai (Florisztikai összefoglaló, Sáp-halom vegetációja)]. Tájékológiai Lapok 4: 95–102.
- Hévvízi S. 1980: A Békés megyében megindult helynévgyűjtésről és az eddig megjelent névtani munkákról. Névtani Értesítő 3: 84–86.
- Hévvízi S. 1993: Medgyesegyháza külterületének történeti helynevei. In: Szabó F. (ed.): Medgyesegyháza. 1893–1993. Tanulmányok a nagyközséggé alakulás centenáriuma tiszteletére. Nagyközségi Önkormányzat, Medgyesegyháza. pp. 147–160.
- Hévvízi S. 2006: Battonya helynevei. A Szántó Kovács Múzeum Évkönyve 8: 343–357.
- Horváth, T. 2011: Hajdúnánás–Tedej–Lyukas-halom – An interdisciplinary survey of a typical kurgan from the Great Hungarian Plain region: a case study. (The revision of the kurgans from the territory of Hungary). In: Pető, Á., Barczy, A. (eds.): Kurgan Studies. An environmental and archaeological multiproxy study of burial mounds in the Eurasian steppe zone. British Archaeological Reports International Series 2238. Archaeopress, Oxford. pp. 71–131.
- Jankó J. 1887: Tót-Komlós. A Békésmegyei Régészeti és Mivelődéstörténelmi Társulat Évkönyve 12 (1885–1886): 57–91.
- T. Juhász I. 1974: Freilegung der Arpadenzeitlichen Kirche in Dombegyház-Vizesmonostor. A Móra Ferenc Múzeum Évkönyve 1971/2: 183–186.
- Kispál Z. 2004: A Mindszenti és szentesi kunhalmok természetvédelmi-botanikai vizsgálata. In: Tóth A. (ed.): A kunhalmokról – más szemmel: [Kurgans]. Alföldkutatásért Alapítvány – Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Kisújszállás–Debrecen. pp. 71–79.
- Kiss Cs. 1999: A kunhalmok védelme és megmentésük lehetőségei. A Puszta 16: 240–287.
- Kiss, T., Sümeghy, B., Sipos, Gy. 2014: Late Quaternary paleodrainage reconstruction of the Maros River alluvial fan. Geomorphology 204: 49–60.
- Kunhalom-program 2002: Országos kunhalom-kataszter és adatbázis. Kézirat. Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium Természetvédelmi Hivatala, Alföldkutatásért Alapítvány, Budapest–Kisújszállás. Körös-Maros Nemzeti Park/Körös-Maros National Park Directorate (Szarvas), Archivum/Archives.
- Lakatos P. 1972: Adatok Békés megye délkeleti részének településtörténetéhez a honfoglalás koráig, különös tekintettel Nagykamarás és Medgyesegyháza községekre. Békési Élet 7: 33–46.
- Lakos J. (ed.) 1976–1979: A Magyar Országos Levéltár térképeinek katalógusa 1. Kamarai térképek I–III.: Katalog der Kartensammlung des Ungarischen Staatsarchivs 1. Die Karten des Statthaltereiarchivs I–III. Magyar Országos Levéltár, Vízgazdálkodási Tudományos Kutató Központ (Intézet), Budapest. p. 271, p. 392, p. 289.
- Lakos J., Dóka K. (eds.) 1978–1988: A Magyar Országos Levéltár térképeinek katalógusa 2. Kamarai térképek I–III.: Katalog der Kartensammlung des Ungarischen Staatsarchivs 2. Die Karten des Ungarischen Kameralarchivs I–III. Magyar Országos Levéltár, Vízgazdálkodási Tudományos Kutató Intézet. Budapest. p. 217, p. 276, p. 293.
- Merkel O., Ködöböcz V., Deli T., Danyik T. 2014: Bogárfaunisztikai adatok a Dél-Tiszántúlról (*Coleoptera*): Faunistic data to the beetles from the south-eastern Great Hungarian Plain (*Coleoptera*). Crisicum 8: 99–152.
- MOL: National Archives of Hungary (Budapest).
- MOL térképtára I–II. 2006: A Magyar Országos Levéltár térképtára I. Kamarai térképek (1747–1882). II. Helytartótanácsi térképek (1735–1875). DVD-ROM. Magyar Országos Levéltár, Arcanum Kiadó, Budapest.
- MRT 10: Jankovich B. D., Medgyesi P., Nikolin E., Szatmári I., Torma I. 1998: Békés megye régészeti topográfiája IV/3. Békés és Békéscsaba környéke. Magyarország régészeti topográfiája 10. A Magyar Tudományos Akadémia Régészeti Intézetének kiadványai. Akadémiai Kiadó, Budapest. p. 953.
- Nagy K. 1968: Alakos kályhacsempék Kevermesről: Ofenkacheln von Kevermes. A Móra Ferenc Múzeum Évkönyve 1968: 91–98.
- Pelle F. 1965: Általános történet. In: Pelle F. (compiled): A 150 éves Kevermes község története. Kevermes község tanácsa, Kevermes. pp. 15–97.
- Pelle F. 1978: Régészeti leletek Kevermesen és környékén. A Békés megyei múzeumi szervezet múzeumpedagógiai füzetek [5]. Without publisher, Békéscsaba. p. 10.
- Pelle F. 1981: Kevermes község és határának földrajzi nevei és azok rövid története. Kézirat/Manuscript. 68 p. Museum of Ethnography (Budapest), EA 21428.
- Pelle F. 2011: Beszélő halmok. Földrajz, történelem és csillagászat egy adott Békés megyei területen. Kézirat. Békéscsaba. p. 26. Móra Ferenc Museum (Szeged), Archaeological Repository 6420-2014.
- Penksza K., Kapocsi J. 1998: A Maros-völgy edényes növényei I.: [Vascular plants of Maros-valley I.] Crisicum 1: 35–74.

- Pető, Á., Barczy, A. (eds.) 2011: Kurgan Studies. An environmental and archaeological multiproxy study of burial mounds in the Eurasian steppe zone. *British Archaeological Reports International Series 2238*. Archaeopress, Oxford. p. 350.
- Pesty F. 1983: Békés megye Pesty Frigyes helynévgyűjtésében. Pesty Frigyes helynévtárából. *Forráskiadványok a Békés Megyei Levéltárból 11*. Békés megyei Tanács V. B. Tudományos-Koordinációs Szakbizottsága, Békéscsaba. p. 230.
- Radnai M. 1967: Göncöl-szekér elhelyezkedésű halomcsoport a békésmegyei kétegyházi réten. Csóvás halmok Dombegyház határában. Manuscript. Békéscsaba. p. 6. Munkácsy Mihály Museum (Békéscsaba), Archaeological Repository 432/1967.
- Radnai M. 1981: A dombegyházi Attila-hagyomány új megvilágításban. Békés Megyei Tanács V. B., Békéscsaba. p. 249.
- Rákóczi A. 2016: A közös agrárpolitika tájvédelmi előírásainak hatásai a Békés megyei kunhalmok állapotára [The effect of the scenery protection regulations of Common Agricultural Policy on the condition of Cumanian mounds in Békés County.] PhD dissertation. Gödöllő. p. 165.
- Rákóczi A., Barczy A. 2014: Védett tájlemek az Európai Unióban, a 73/2009 EK rendelet hatásai a magyar kunhalmok állapotára. [Protected landscape elements in the European Union and the hungarian effects of the regulation in the look of the kurgans.] *Tájökológiai Lapok 12*: 95–105.
- Rákóczi A., Barczy A. 2017: A kunhalmok védelmét szolgáló intézkedések gazdálkodói megítélésének vizsgálata. [The protection of cumanian mounds examination of the smallholder judgement of measure.] *Tájökológiai Lapok 15*: 1–7.
- Sallainé Kapocsi J., Jakab G., Csathó A. I., Penksza K., Tóth T. 2012: A Dél-Tiszántúl növényfajainak Vörös Listája. In: Jakab G. (ed.): *A Körös-Maros Nemzeti Park növényvilága. A Körös-Maros Nemzeti Park természeti értékei 1*. Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság, Szarvas. pp. 380–399.
- Sudnik-Wójcikowska, B., Moysiyenko, I. I., Zachwatowicz, M., Jabłońska, E. (2011): The value and need for protection of kurgan flora in the anthropogenic landscape of steppe zone in Ukraine. *Plant Biosystems 145*: 638–653.
- Szabó J. J. 1978: Battonya határának településtörténeti képe az újkőkortól az Árpád-korig. Manuscript. p. 206. *Battonyai Helytörténeti Gyűjtemény*.
- Szatmári I. 2005: Békés megye középkori templomai: [Mediaeval Churches in Békés County]. Békés Megyei Múzeumok Igazgatóság, Békéscsaba. p. 214.
- Szatmári I., Vágó Cs. 1993: Medgyesegyháza területének településtörténete az őskortól a törökvilág végéig. In: Szabó F. (ed.): *Medgyesegyháza. 1893–1993. Tanulmányok a nagyközséggé alakulás centenáriuma tiszteletére*. Nagyközségi Önkormányzat, Medgyesegyháza. pp. 8–66.
- Szelekovszky L. (ed.) 1996: *Dombegyház kunhalmjai*. Békés Megyei Önkormányzat, Békéscsaba. p. 56.
- Szelekovszky L. 1999: Békés megye kunhalmjai. *Körös-Maros Nemzeti Parkért Egyesület*, Békéscsaba. p. 64.
- Szelekovszky L. 2005: Közös kultúrtörténeti emlékeink a kunhalmok: [Movilele cunice – valori culturale comune.] *Dombegyház Nagyközség Önkormányzata, Dombegyház*. p. 109.
- Szeverényi, V., Czukor, P., Priskin, A., Szalontai, Cs. 2017: Recent work at Late Bronze Age fortified settlements in southeast Hungary. In: Heeb, B. S., Szentmiklósi, A., Krause, R., Wemhoff, M. (eds.): *Fortifications: The rise and fall of defended sites in Late Bronze and Early Iron Age of South-East Europe*. Staatliche Museen zu Berlin Preussischer Kulturbesitz, Berlin. pp. 145–158.
- Thaisz L. 1902: Florisztikai adatok Csanádvármegyéből. *Növénytan Közlemények 1*: 61–63.
- Thaisz L. 1905: Csanád vármegye flórájának katalógusa. Manuscript. Hungarian Natural History Museum, Research Historical Collection. p. 464.
- Tóth A. 1988: Szolnok megye tiszántúli területének kunhalmjai: [Die Kurgane des Komitats Szolnok im Gebiet Links der Theiss.] *Zounek 3*: 349–410.
- Tóth A. 1996: A kunhalmokról mai szemmel. *Természetbúvár 51(1)*: 32–34.
- Tóth A. (ed.) 2004: A kunhalmokról – más szemmel: [Kurgans.] *Alföldkutatásért Alapítvány, Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Kisújszállás–Debrecen*. p. 192.
- Tóth, A. 2011: Requiem for kurgans. In: Pető, Á., Barczy, A. (eds.): *Kurgan Studies. An environmental and archaeological multiproxy study of burial mounds in the Eurasian steppe zone*. *British Archaeological Reports International Series 2238*. Archaeopress, Oxford. pp. 1–5.
- Tóth, Cs. A., Rákóczi, A., Tóth, S. 2018: Protection of the state of prehistoric mounds in Hungary: law as a conservation measure. *Conservation and Management of Archaeological Sites 20*: 113–142.
- Tóth T. 2012: A Dél-Tiszántúl növényzetének kutatói. In: Jakab G. (ed.): *A Körös-Maros Nemzeti Park növényvilága. A Körös-Maros Nemzeti Park természeti értékei 1*. Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság, Szarvas. pp. 58–69.
- Valkó, O., Tóth, K., Kelemen, A., Migléc, T., Radócz, Sz., Sonkoly, J., Tóthmérész, B., Török, P., Deák, B. 2018: Cultural heritage and biodiversity conservation – plant introduction and practical restoration on ancient burial mounds. *Nature Conservation 24*: 65–80.

- Virágh, D. 1979: Cartographical data of the kurgans in the Tisza Region. In: Ecsedy, I. (ed.): The People of the Pit-Grave Kurgans in Eastern Hungary. *Fontes Archaeologici Hungaricae*. Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 119–148.
- Virók V. 2006: A békés–csanádi hát flórájának kutatása Kitaibeltől napjainkig: [The research of the flora of the ridge in Békés–Csanád from Kitaibel up to now.] *A Szántó Kovács Múzeum Évkönyve* 8: 77–87.
- Vona M., Penksza K. 2004: A szentesi Kántor-halom vegetációjának változása és ennek összefüggése a talaj vízháztartásával. [Change of the vegetation on the Kántor kurgan and its relation with the soil water regime.] *Tájökológiai Lapok* 2: 341–348.
- Zólyomi B. 1969: Földvárak, sáncok, határmezsgyék és a természetvédelem. A Csörsz-árok és az Alföld ősi növényzete. *Természet Világa* 100: 550–553.

A CSANÁDI-HÁT HALMAINAK KOMPLEX JELLEMZÉSE

BEDE Ádám¹, CSATHÓ András István²

¹Szegedi Tudományegyetem, Természettudományi és Informatikai Kar, Földtani és Őslénytani Tanszék
6722 Szeged, Egyetem utca 2–6.

²Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság, 5540 Szarvas, Anna-liget 1.

Kulcsszavak: halmok (kurgánok, kunhalmok), tájrégészeti, Alföld, lőszvegetáció, botanikai felmérés

Összefoglalás: A Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság működési területén található halmok (kurgánok, kunhalmok) kataszterezése és felmérése közben a csanádi-háti kurgánok komplex jellemzésére is sor került. Elsősorban a katonai felmérések és a 18–19. századi kéziratos térképek alapján felkerestünk minden fennálló és már elpusztított régészeti korú halomsírt (a kurgánok többségét a Jamnaja-entitás közösségei emelték a késő rézkorban). A teljes felszínükön szántottak kivételével az összes halomról a hajtásos növények tekintetében teljességre törekvő flóralista készült. A felmért 21 települése összkiterjedése 1039,41 km². Összesen 254 kurgánt dokumentáltunk. Ezek közül 64-et már elszántottak vagy elhordtak (ez az összes halom 25,2%-át jelenti). A Csanádi-hát halmi legnagyobb számban és sűrűségben következetesen a nagyobb vizek mentén, valamint a hosszan elnyúló oromvonulatokon található. Elvégeztük a ma is létező 190 kurgán állapotfelmérését (ez az összes halom 74,8%-a). Ezek közül 96 (a regisztrált halmok 37,8%-a) teljes területét szántóföldként hasznosítják, ezért ezek a részletesebb növényntani vizsgálatokra alkalmatlanok voltak. 94 halmon (a regisztráltak 37,0%-án) azonban az évenként változó agrárkultúrákon kívül egyéb növényzetet is dokumentáltunk (erdősávot, fasort, földútszél, csatornapartot, tanyatelket, háromszögelési betonpontot, temetőt stb.). Több halom a mai napig őrzi az ősi lősznövényzet fragmentumait. Néhány természetvédelmi vagy florisztikai szempontból értékes előkerült növényfaj: taréjos búzafű (*Agropyron cristatum*), szennyes ínfű (*Ajuga laxmannii*), horgas bogács (*Carduus hamulosus*), halvány zanót (*Chamaecytisus virescens*), vörös szarumák (*Glaucium corniculatum*), nagy varjúbab (*Hylotelephium maximum*), hengeres peremisz (*Inula germanica*), nyúlánk sárma (*Ornithogalum pyramidale*), korcs mák (*Papaver hybridum*), macskahere (*Phlomis tuberosa*), selymes boglárka (*Ranunculus illyricus*), parlagi rózsza (*Rosa gallica*), vetővirág (*Sternbergia colchiciflora*), pusztai meténg (*Vinca herbacea*). A halmok megőrzéséhez hosszú távú természetvédelmi stratégia szükséges (például a művelés felhagyása, élőhely-kezelés). Az Európai Unió közös agrárpolitikájában megvalósított kölcsönös megfeleltetés bevezetése is egy ilyen előremutató, gyakorlati kezdeményezésként értékelhető.

A DUNA–IPOLY NEMZETI PARK ÉGHAJLATI SÉRÜLÉKENYSÉGÉNEK VIZSGÁLATA

BUZÁSI Attila, DAJKA Fanni

Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Környezetgazdaságtan Tanszék
1117 Budapest, Magyar tudósok körútja 2. e-mail: buzasi@eik.bme.hu, fannidajka1994@gmail.com

Kulcsszavak: klímaváltozás, kitétttség, érzékenység, adaptáció, védett természeti terület, természetvédelem

Összefoglalás: A klímaváltozás jövőbeli hatásai, illetve kockázatai szempontjából a Kárpát-medence a legsérülékenyebb régiók közé tartozik Európában. Az éghajlatban bekövetkező változások az egyéb antropogén tevékenységekkel (pl. élőhelyek átalakítása, természeti erőforrások túlzott használata) együtt alapvetően veszélyeztetik hazánk európai szinten is kiemelkedő biodiverzitását, s ennek következtében nélkülözhetetlenek a klímaváltozás természetes ökoszisztémákra gyakorolt hatásainak megismerését, valamint a káros hatásokhoz való alkalmazkodás elősegítését célzó kutatások és intézkedések. Jelen tanulmány célja az éghajlati sérülékenység vizsgálatának IPCC által javasolt módszerét alapul véve számszerű értékelést adni hazánk egyik legváltozatosabb védett természeti területének, a Duna–Ipoly Nemzeti Parknak éghajlatváltozással szembeni veszélyeztetettségére. Mindemellett a vizsgálathoz felhasznált indikátorok összegyűjtésével és értelmezésével célunk egy olyan, jelenleg kevésbé alkalmazott módszertan bemutatása, amely kiindulási alapot nyújthat a védett természeti területek éghajlati sérülékenységét, illetve azok ilyen irányú összehasonlítását célzó további kutatásokhoz. Összesen 12, a nemzeti park természeti, ökológiai jellemzőire fókuszáló mutatószám segítségével mértük a terület kitétttségét, érzékenységét, valamint alkalmazkodóképességét. Ez utóbbi mutató esetében abból a célból, hogy a kis adaptációs képesség magasabb sérülékenységhez vezessen, az alkalmazkodás helyett annak hiányát számszerűsítettük. Ezek mindegyikét úgy határoztuk meg, hogy értékük a 0 és 1 közötti tartományba essen, s ezáltal a végső sérülékenységi mutató is 0 és 1 közötti értéket vegyen fel. A skála értelmezése szerint minél nagyobbak az egyes sérülékenységi komponensek értékei, annál jelentősebb a nemzeti park kitétttsége, érzékenysége, alkalmazkodásának hiánya, következésképpen a klímaváltozással szembeni sérülékenysége is. Az elemzés során a kitéttésre két regionális klímamodell eredményeiből kiindulva 0,56 (ALADIN-Climate), illetve 0,54 (RegCM), az érzékenységre 0,25, az alkalmazkodás hiányára pedig 0,23 érték adódott. A számított értékekből megállapítható, hogy a Duna–Ipoly Nemzeti Park a Magyarországon 2021–2050-re prognosztizálható átlagos éghajlati változások skáláján közepes mértékű kitéttséggel, mérsékelt érzékenységgel, valamint magas alkalmazkodási képességgel jellemezhető. A három sérülékenységi komponens átlagolásával kapott sérülékenységi érték 0,35 az ALADIN-Climate, és 0,34 a RegCM regionális klímamodell értékeit felhasználva. Vizsgálatunk szerint a nemzeti park a kevésbé sérülékeny területek közé sorolható a hazai nemzeti parkok viszonylatában.

Bevezetés

Hazánk természeti adottságai és erőforrásai európai szinten is igen sokszínűek és egyedi, azonban a klímaváltozás már ma is érzékelhető hatásai rávilágítanak természeti rendszereink és az azok által biztosított ökoszisztéma-szolgáltatások sérülékenységére. Regionális klímamodellek eredményei alapján (Bartholy et al. 2011, Hlásny et al. 2016, Krüzselyi et al. 2010, Pieczka et al. 2011) a Kárpát-medence térségében a globálisnál nagyobb átlaghőmérséklet-emelkedés, valamint az éghajlati szélsőségek gyakoriságának és intenzitásának jelentős növekedése várható. E jövőbeli tendenciák, valamint hazánk két életföldrajzi övezet (mérsékeltövi lombhullató erdő és mérsékeltövi füves puszt) közötti határhelyzetének következményeként élőhelyeink nagy része várhatóan különösen érzékenyen fog reagálni az éghajlati övek eltolódására. A hazai természetes és természetközeli élőhelyek többségét, mintegy 80%-át veszélyezteti a klímaváltozás (NÉS 2017). Az ezekben keletkező károk az ökoszisztéma-szolgáltatások romlásán keresztül kihatnak a társadalmi-gazdasági rendszerünk egészére (Mika és Farkas 2017), ennek következtében a természeti környezet az

egyik olyan kulcsfontosságú beavatkozási terület a közpolitikában, amely egy adott térség vagy ágazat éghajlatváltozáshoz való alkalmazkodását alapvetően befolyásolja.

Az éghajlati alkalmazkodás természetvédelemmel kapcsolatos feladatainak kereteit a Nemzeti Természetvédelmi Alapterv (NTA), a végrehajtásakor követendő fő cselekvési irányokat pedig a Nemzeti Éghajlatváltozási Stratégia (NÉS) tartalmazza. A második NÉS (2017–2030) hosszú távú cselekvési irányként az éghajlatváltozás – mint peremfeltétel – természetvédelmi szakpolitikába való teljes integrálását jelöli ki, amelyhez rövid távon számos további célkitűzés kapcsolódik. Az egyik legfontosabb feladat a klímaváltozás hazai élőhelyekre gyakorolt hatásait vizsgáló, és a hatások mérséklését, az alkalmazkodás lehetőségét megalapozó éghajlati sérülékenységi elemzések készítése.

Figyelembe véve a Magyarországra vonatkozó éghajlati prognózisokat (Bartholy et al. 2009) kijelenthető, hogy a különböző társadalmi-gazdasági célú elemzések mellett a hazai ökoszisztémákra, s különösen azok legértékesebb képviselőire, a védett természeti területekre irányuló sérülékenység-vizsgálatok elengedhetetlenek, hiszen ezen élő rendszerek jelentős biológiai sokféleségükkel és különféle szolgáltatásaikkal felbecsülhetetlen módon járulnak hozzá társadalmi-gazdasági életünk megfelelő, eddig megszokott működéséhez. Ennek ellenére a védett természeti területekre irányuló éghajlati sérülékenység-vizsgálatok témája a nemzetközi és a hazai szakirodalomban egyaránt gyéren kutatott területnek mondható.

Jelen tanulmány keretein belül fő célunk egy olyan éghajlati sérülékenység-vizsgálat lefolytatása, amely számszerű értékelést ad hazánk egyik legváltozatosabb, természeti értékekben igen gazdag védett természeti területének, a Duna–Ipoly Nemzeti Parknak éghajlatváltozással szembeni veszélyeztetettségére. Mindemellett a vizsgálathoz felhasznált indikátorok összegyűjtésével és értelmezésével célunk egy olyan, természeti rendszerekre jelenleg kevésbé alkalmazott módszertan bemutatása, amely kiindulási alapot nyújthat a védett természeti területek éghajlati sérülékenységét, illetve azok ilyen irányú összehasonlítását célzó további kutatásokhoz. Mindehhez az Éghajlatváltozási Kormányközi Testület ajánlásán alapuló (IPCC 2007), a CLAVIER nemzetközi klímakutatási projekt keretében kidolgozott CIVAS keretrendszer (Climate Impact and Vulnerability Assessment Scheme) vettük alapul (Pálvölgyi és Czira 2011).

Anyag és módszer

A vizsgált terület bemutatása

A komplex éghajlati sérülékenység-vizsgálat által elemzett terület a 603,14 km² kiterjedésű Duna–Ipoly Nemzeti Park (DINP) országos jelentőségű, egyedi jogszabállyal védett természeti területe, amely nem egyezik meg a Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság teljes működési területével (Füri 2012). Ez utóbbi több mint egymillió hektáron magában foglalja Pest, Fejér és Komárom-Esztergom megyék területét, illetve kis területen érinti Nógrád megyét is.

A Duna–Ipoly Nemzeti Park hazánk egyik legváltozatosabb nemzeti parkja, ahol öt kisebb tájegység (Pilis, Visegrádi-hegység, Börzsöny, Ipoly-völgy és az Alföld egy Duna menti darabja) „találkozik”. E speciális helyzet következtében a terület természeti értékekben rendkívül gazdag, amely a tájkép, a földtani-felszínalaktani viszonyok, az élőhelyek, valamint a flóra és a fauna sokszínűségében egyaránt megnyilvánul (Füri 2010). Működési területén több mint 400 barlang található, melyek túlnyomó része a karbonátos kőzetekből felépülő Pilisben található (Füri et al. 2009).

A nemzeti park területe a pannon vegetációrégió része (Fekete et al. 2017). Növényzetében a sokszínűség mellett az átmeneti jelleg figyelhető meg. Ennek egyik oka az alapkőzet változatossága, ugyanis nagy különbség van a Pilis mészkővonulata, valamint a Börzsöny és a

Visegrádi-hegység andezitje között. A jellemző klímazonális erdőtársulások, a cseres-tölgyesek és a gyertyános-tölgyesek hasonlóak, de a ritkább, általában extrazonális előforduló társulásokban eltérések tapasztalhatók (Füri 2010). A másik ok a hegységeket érő eltérő klimatikus hatás: a Pilis és a Visegrádi-hegység növényvilágában inkább a Dunántúli-középhegységben domináló szubmediterrán klímahatás, míg a Börzsöny flórájában az Északi-középhegységet jellemző kontinentális klímahatás figyelhető meg. A növényzet összetettségét bizonyítja, hogy a nemzeti park területén mintegy 34 természetvédelmi szempontból jelentős élőhely fordul elő. Kiemelendők a nemzeti park nagyarányú erdőszűléséhez leginkább hozzájáruló cseres-kocsánytalan tölgyesek, gyertyános-kocsánytalan tölgyesek és bükkösök, a Duna és az Ipoly árterében még nyomokban fennmaradt értékes vizes élőhelyek (pl. fűz-nyár ártéri erdők, mocsárrétek), a hegyek meredek déli oldalain található nyílt szárazgyepek (pl. mészkedvelő nyílt sziklagyepek), és az északi hegyoldalokon jellemző zárt szárazgyepek (Füri 2010). A nemzeti park területén körülbelül 160 védett és 18 fokozottan védett növényfaj állománya ismert, melyek között több olyan is található, amely csak a Kárpát-medencében vagy kifejezetten csak a nemzeti park területén honos. A rendkívül változatos élőhelyek következtében sok védett és fokozottan védett endemikus, reliktum és unikális faj él a nemzeti park területén (Füri 2010).

Az élőhelyek sokszínűségének köszönhetően a nemzeti park állatvilága is igen változatos képet mutat, annak ellenére, hogy a terület nem mentes az emberi zavarástól. A nemzeti parkban előforduló védett és fokozottan védett állatfajok száma meghaladja az 500-at (Füri 2010).

Összegezve, a Duna–Ipoly Nemzeti Park természeti értékei hazai és nemzetközi viszonylatban is kiemelkedő változatosságúak, s mindez a tájak, az élőhelyek és a különböző fajok szintjén egyaránt megmutatkozik. A nemzeti park kimagasló természetvédelmi jelentőségét jelzi, hogy több része nemzetközileg is kiemelt jelentőségű terület (pl. Pilisi Bioszféra Rezervátum, Ipoly-völgye ramsari terület).

Az éghajlati sérülékenység-vizsgálat általános koncepciója

Az elmúlt évtizedekben számos kutatás célozta az éghajlatváltozás káros következményeinek megismerését és megértését, melyek közös pontja, hogy a klímaváltozás területi és társadalmi-gazdasági kérdéseket figyelmen kívül hagyva az élet minden területén kifejti hatását, ugyanakkor nem egyenlő mértékben. Hasonlóképpen a természetes ökológiai rendszerek esetében sem azonos az egyes területek, életközösségek érintettsége. Ennek alapvetően három oka van. (1) A klímaváltozás közvetlen következményei (pl. hőmérséklet- és csapadékváltozás) minden földrajzi pontban más és más. (2) Ezen éghajlati változásokra az egyes régiók, társadalmi szektorok, csoportok, vagy élőhelyek eltérő mértékben érzékenyek. (3) Az egyes régiók, szektorok, csoportok, élőhelyek eltérő mértékben képesek alkalmazkodni a klímaváltozás negatív hatásaihoz. E három tényező elválasztása és megértése lehetővé teszi az egyes társadalmi csoportok, társadalmi-gazdasági ágazatok, vagy földrajzi helyek éghajlatváltozás általi érintettségének, fenyegetettségének, azaz sérülékenységének (vulnerability) meghatározását (Czucz 2010). Ez a szemlélet tükröződik az IPCC által alkalmazott definícióban is, miszerint a sérülékenység „a káros éghajlati hatásokkal szembeni érzékenységnek, sebezhetőségnek, illetve az alkalmazkodás hiányának a mértékét fejezi ki, amely egyaránt függ a rendszert érő éghajlati változások jellegétől és mértékétől, a rendszer érzékenységétől, illetve alkalmazkodóképességétől” [IPCC (2007) 89. oldal].

A Duna–Ipoly Nemzeti Park – mint természeti rendszer – éghajlati sérülékenységét a CLAVIER nemzetközi klímakutatási projekt keretében kidolgozott CIVAS keretrendszer segítségével becsüljük, amely felépítésében tükrözi az IPCC definíciójának három fő elemét: egy adott terület éghajlatváltozással szembeni sérülékenységét az éghajlati kényszereknek

való kitettség (exposure), a vizsgált objektumok (hatásviselő rendszer) éghajlat-érzékenysége (sensitivity), továbbá az objektumok nem klimatikus tényezőkből fakadó alkalmazkodóképessége (adaptive capacity) határozza meg (Czúcz 2010, Selmeczi et al. 2016). Ehelyütt eltekintünk a fogalmak értelmezési lehetőségeinek ismertetésétől (Buzási 2017), azonban röviden bemutatjuk az általunk elfogadott és használt keretrendszert. Az itt bemutatott fogalmi lehatárolásokat a különböző ágazati sérülékenységi elemzések (Czúcz 2010, Lankao és Qin 2011, Turner 2016, Apreda et al. 2019, Dogru et al. 2019, Li et al. 2019) által használt koncepciók összefoglaló, szintetizáló értelmezése után alakítottuk ki. Kitettség alatt az adott rendszert érő éghajlati változások jellegét és mértékét értjük. Ez a tényező tehát független a vizsgált rendszer belső tulajdonságaitól, kizárólag a földrajzi elhelyezkedés függvénye. Az érzékenység annak a mértéke, hogy a bekövetkező éghajlati változások milyen mértékben érintik a vizsgált rendszert. Az érzékenységet függetlennek tekintjük az éghajlatváltozástól, elsősorban a hatásviselő rendszerre jellemző paraméter. A kitettség és az érzékenység eredője a várható hatás, amely az éghajlatváltozás vizsgált rendszerre gyakorolt potenciális hatása az alkalmazkodás lehetőségeinek figyelembevétele nélkül, azaz a rendszer potenciális veszélyeztetettsége. Ez a faktor tehát egyaránt függ a földrajzi helytől, illetve a hatást viselő rendszer belső tulajdonságától, az érzékenységtől is (Czúcz 2010, Selmeczi et al. 2016). Az alkalmazkodóképesség annak lehetősége, hogy a vizsgált rendszer működésének módosításával mérsékli a hatások káros következményeit, alkalmazkodik hozzájuk, vagy esetleg előnyére fordítja őket (Czúcz 2010). Megállapítható tehát, hogy egy adott rendszer sérülékenységét alapvetően a várható hatások, valamint az adaptációs képesség határozzák meg (Selmeczi et al. 2016).

A természeti rendszerek éghajlati sérülékenység-vizsgálata

A nemzetközi és a hazai szakirodalomban egyaránt szép számban találunk a fennálló társadalmi-gazdasági rendszerekre vonatkozó sérülékenység-vizsgálatokat, azonban az ökológiai rendszerek jellemzése már jóval gyéribb irodalmi bázissal rendelkezik. Ez utóbbi vizsgálatok némileg eltérnek a hagyományosnak tekintett társadalmi-gazdasági fókuszú sérülékenység-elemzések módszertanától. Alapvető különbség az ökológiai és a társadalmi-gazdasági célú elemzések között az úgynevezett referenciakritériumok kérdése, azaz, hogy hogyan definiáljuk az elkerülendő veszteségeket. Míg a társadalmi-gazdasági célú elemzések esetén az, hogy az éghajlatban bekövetkező változások mennyire károsak a vizsgált objektumra, rendszerre, általában a GDP-n keresztül ragadhatók meg, addig a természetes ökoszisztémákra fókuszáló vizsgálatok esetén leginkább a biológiai sokféleség megőrzése a kritérium (Czúcz 2010). További fontos eltérés az alkalmazkodóképesség értelmezésében rejlik. A társadalmi-gazdasági elemzések esetén az alkalmazkodás általában egy tudatos, (szak)politikai döntéseken alapuló folyamat (tervezett adaptáció), és a vizsgált rendszerek változó körülményekhez való spontán alkalmazkodása (autonóm adaptáció) nem különül el lényegesen ettől. Ezzel szemben az ökológiai rendszerekben a tervezett- és az autonóm adaptáció élesen elválik egymástól, és a kettő közül várhatóan az autonóm adaptációnak lesz kulcsfontosságú szerepe, hiszen a tervezett adaptáció (pl. fajok áttelepítése) lehetőségei az ágazat specifikus jellegéből fakadóan igen korlátozottak (Czúcz 2010).

A természeti rendszerekre végzett éghajlati sérülékenység-vizsgálatok csekély száma ellenére módszertanuk igen széles skálán mozog (Amberg et al. 2012), hiszen a megfelelő elemzési eszköz, illetve megközelítés számos tényezőtől függ, többek között a földrajzi léptéktől, a rendelkezésre álló adatoktól és időtől, vagy a szakértelem fokától (Stein et al. 2014).

A kutatás során alkalmazni kívánt módszertan meghatározása érdekében első lépésben áttekintettük a relevánsnak ítélt nemzetközi és hazai szakirodalmat. Megállapítható, hogy

leggyakrabban különböző éghajlati és ökológiai modelleket (pl. a fajok, élőhelyek jelenlegi elterjedése és az ott tapasztalható környezeti viszonyok alapján készített térbeli modellek), szakértői véleményeket, valamint sérülékenységi mutatókat, illetve ezek kombinációját alkalmazzák a természeti rendszerek sérülékenységeinek meghatározására. Figyelembe véve a rendelkezésünkre álló korlátos adatforrást, a sérülékenységi mutatók, indikátorok módszere bizonyult számunkra alkalmazhatónak. Az elemzések alapegységeiket tekintve alapvetően faj-, élőhely-, ökoszisztéma-, vagy földrajzi hely alapú, illetve multiszektorális (társadalmi-gazdasági célú elemzéssel kiegészített) vizsgálatok lehetnek. Legtöbbjük faj- és élőhelyalapú elemzés, míg a konkrét földrajzi helyekre (például nemzeti parkokra) végzett vizsgálatokból jóval kevesebb található a szakirodalomban (Stein et al. 2014). Jelen tanulmányban – célkitűzésünknek megfelelően – helyalapú éghajlati sérülékenység-elemzést végzünk, amely általában a faj-, az élőhely- és az ökoszisztéma-alapú értékelési módszerek kombinációját alkalmazza, és olykor tartalmazhat társadalmi-gazdasági, vagy kulturális erőforrásokra összpontosító megközelítéseket is (Stein et al. 2014).

A következőkben az áttekintett hazai és nemzetközi irodalmak rövid összefoglalója olvasható. A hazai szakirodalomban egyelőre a faj-, illetve az élőhely szintű éghajlati sérülékenység-vizsgálatok is igen korlátozott számban állnak rendelkezésre. Kiemelendő az első Nemzeti Éghajlatváltozási Stratégia egyik háttér tanulmánya, Czucz és munkatársainak (2007) Éghajlatváltozás és biológiai sokféleség: elemzések az adaptációs stratégia tudományos megalapozásához című kutatási jelentése, melynek negyedik fejezete élőhelyalapú éghajlati sérülékenység-elemzés keretében nyújt számszerű értékelést Magyarország élő természeti környezetének éghajlatváltozás általi sebezhetőségére. Az elemzés egyik legizgalmasabb eleme az alkalmazkodóképesség becslése volt, melyet két élőhelyre végeztek el, három tényező figyelembevételével: az élőhelyek természeti állapotát, a környezet menedékszolgáltató képességét („menedékelvű adaptáció”), valamint a fajok mozgási lehetőségeit és képességét („vándorláselvű adaptáció”) egyaránt vizsgálták. A természeti állapot hatását az élőhelyek módosított Németh–Seregélyes-féle természetességével (mNST) becsülték, míg a másik két alkalmazkodási lehetőség figyelembevételére egy-egy tájindexet használtak: a menedékelvű adaptáció lehetőségének becslésére a természeti tőke diverzitás indexet (NCDI) alkalmazták, a vándorláselvű adaptáció lehetőségét pedig a közelségi index (proximity index) egy módosított, diszkretizált változatával (pixelwise proximity index, PWPI) vizsgálták. A hazai szakirodalomból az előbbi kutatáson túl a Nemzeti Alkalmazkodási Térinformatikai Rendszer (NATÉR) egyik háttér tanulmányát, Somodi és munkatársai (2016) Természetes ökoszisztémák éghajlati sérülékenységeinek elemzése című kutatását emeljük ki, melyben éghajlati sérülékenység-értékelést készítettek hazánk leginkább klímaérzékeny természetes és természetközeli élőhelyeire. Az értékelés első lépéseként bioklimatikus modellek segítségével felderítették a magyarországi élőhelyek klímaérzékenységet, s ennek alapján kiválasztották a leginkább klímaérzékeny területeket, így lehatárolásra került Magyarország éghajlati szempontból legsérülékenyebb 12 élőhelye. Ugyanezen élőhelyek alkalmazkodóképességének számításához Czucz és munkatársai (2011) elméleti modellje alapján három indikátorcsoportot számszerűsítettek minden egyes élőhelytípusra és területre. Az első a természeti tőke index, amely az élőhelyek jelenlegi természetességével kapcsolatos, azaz a helyben maradáshoz szükséges ellenálló képességet becsli. A második indikátor a menedékelvű alkalmazkodást hivatott kifejezni, amely becslésére a szerzők a (Shannon-féle) diverzitási indexet választották, hiszen minél heterogénebb a táj, ez az alkalmazkodási forma annál sikeresebb. A harmadik indikátor a vándorláselvű alkalmazkodáshoz kapcsolódik, melyet a táj összekötöttsége határoz meg, így ennek számszerűsítéséhez az azonos élőhelyfoltok közelségén alapuló indexet használtak.

Az előbbieken csak röviden bemutatott két, részben átfedő módszertan nagy mennyiségű adatszükségletük okán jelen tanulmányban nem volt alkalmazható, azonban az

alkalmazkodóképesség becslésére vonatkozó elméleti modelljük hasznos koncepciót nyújtott indikátorkészletünk kialakításához. Az éghajlati sérülékenység társadalmi-gazdasági jellegű kihívásait a megváltozó klimatikus, területhasználati viszonyok, valamint a tovagyrúzó hatások feltérképezése útján mutatták be Malatinszky és munkatársai (2013) a Balaton-felvidéki Nemzeti Park példáján keresztül. A jellemzően leíró jelleggel bíró tanulmány nagy hangsúlyt fektet a különböző érdekelt felek szempontjából kritikus változásokra, egyben kijelöli a beavatkozási irányokat és a lehetséges konfliktusokat is. Ugyancsak a stakeholderek megváltozó klimatikus körülményekhez való hozzáállását és előfeltételezéseit vizsgálta Malatinszky (2016) a Körös–Maros Nemzeti Park példáján keresztül. Az utóbbi két tanulmány rávilágított a környezeti rendszerek, valamint a megváltozó éghajlati paraméterek és a társadalmi-gazdasági rendszerek sérülékenysége közötti, sokszor csak közvetett módon értelmezhető hatásokra.

Látható tehát, hogy a meglévő hazai elemzésektől tanulmányunk az alkalmazni kívánt indikátorok elérhetőségében és azok értelmezésében is eltér, s kifejezetten adathiányos területen kívánunk olyan módszertani támpontot nyújtani, mely az éghajlati sérülékenység becslését – a jelölt módszertani határokat szem előtt tartva – megvalósíthatóvá teszi.

A rövid hazai szakirodalmi áttekintést követően a következő fejezetben a legfontosabb nemzetközi szakirodalmak összefoglaló eredményei olvashatók. A hivatkozott tanulmányok legnagyobb része az Egyesült Államokból származik, amely azzal magyarázható, hogy – felismerve a nemzeti parkok éghajlatváltozással szembeni fenyegetettségét – 2010-ben az amerikai National Park Service (NPS) a klímaváltozás természeti és kulturális értékekre gyakorolt hatásainak alaposabb megértése és kezelése céljából stratégiát dolgozott ki (Hansen et al. 2014). Hameed és munkatársai (2013) a Point Reyes National Seashore védett természeti területére készítettek négyféle módszer segítségével sérülékenységi elemzést: szakértői kérdőívvezetés, a vegetáció jövőbeli terjedési lehetőségeinek modellezése, az élettelen fizikai környezetben fellépő változások ökológiai rendszerekre gyakorolt hatásainak modellezése, valamint egy komplex éghajlati sérülékenységi mutató kialakítása is a módszertani megoldások között szerepelt. Halofsky és munkatársai (2011) az Olympic National Forest és az Olympic National Park területére végeztek sérülékenység-vizsgálatot. Ennek során éghajlati modellek alapján meghatározták a terület éghajlatváltozással szembeni kitettségét, ezt követően szakértői vélemények alapján, kvalitatív módon meghatározták négy fókuszterület (utak és vizek, halak, növényzet, állatok) érzékenységet, majd az aktuális menedzsment eszközök áttekintését követően minden egyes fókuszterületre, szintén szakértői vélemények alapján felállították a lehetséges jövőbeli adaptációs lehetőségeket. A kutatás végső terméke (adaptációs lehetőségek) alapján tehát a kutatás az alkalmazkodási-, és nem a sérülékenységi elemzések módszertanába sorolható. A Badland National Parkra végzett kutatásban (Amberg et al. 2012) már megjelenik az általunk is követett IPCC keretrendszer három sérülékenységi komponense, azonban oly módon, hogy a vizsgált természeti és kulturális értékek (pl. növényközösségek, fajok, őslénytani értékek) sérülékenységének meghatározására olyan változókat választottak, amelyek mindegyike bizonyos mértékben lefedi a kitettséget, az érzékenységet és az adaptációs képességet is. Mindegyik változót a rendelkezésre álló adatok, valamint szakértői vélemények alapján 1-től 5-ig pontozták, illetve korrigálták a pontozás során felmerült bizonytalanság fokával, s így megkapták az egyes vizsgált tényezők sérülékenységét. Stroh és munkatársai (2016) *Vulnerabilities of National Parks in the American Midwest to Climate and Land Use Changes* című tanulmánya az amerikai egyesült államokbeli Közép-Nyugaton 60 nemzeti park természeti rendszereinek éghajlatváltozással, valamint földhasználati változásokkal szembeni sérülékenységének meghatározását tűzte ki célul, melyhez az IPCC kitettség–érzékenység–alkalmazkodóképesség hármasszerét követve készítettek sérülékenységi vizsgálatot. Az itt megismert indikátorok specifikusan olyan területeken alkalmazhatók nagy

hatékonysággal, ahol a földhasználat megváltoz(tat)ása nem jellemző, vagyis a lehatárolt mutatószámok természetközeli élőhelyekre specializáltak. Az áttekintett szakirodalmak közül ez utóbbi tanulmány helyalapú, indikátorokat használó módszertana illeszkedik leginkább az általunk vizsgált témakörhöz, ezért a jelen tanulmányban használt indikátorok egy részét, illetve a sérülékenység kiszámításának módszerét e kutatásra alapoztuk.

Felhasznált módszertan

A szakirodalmi bázisra alapozva a klímaváltozás Duna–Ipoly Nemzeti Parkra gyakorolt hatását a földrajzi hely alapú, indikátorokra épülő éghajlati sérülékenység-vizsgálat módszerével kívántuk feltárni. Az elemzés első lépése a komplex éghajlati probléma, valamint a hatásviselő rendszer meghatározása volt (Pálvölgyi és Czira 2011). Komplex éghajlati problémaként a biológiai sokféleség csökkenését, s különösen a természetvédelmi oltalom alatt álló területek veszélyeztetettségét jelöltük meg. Ebből következően a vizsgálat referenciakritériumaként a biológiai sokféleség megőrzését vesszük figyelembe, azaz minden olyan változás káros, következésképp a terület sérülékenységét növeli, amely a biodiverzitás csökkenésének, s ezáltal az ökoszisztéma-szolgáltatások romlásának irányába hat (Czucz 2010). A vizsgálat tárgyául szolgáló hatásviselő rendszer esetünkben a Duna–Ipoly Nemzeti Park, mint természetes, illetve természetközeli ökoszisztéma. Az elemzés során a rendelkezésre álló adatok függvényében 12 indikátort jelöltünk meg, melyek a terület természeti, ökológiai jellemzőire fókuszálnak – a társadalmi-gazdasági jellegű indikátorok ehelyütt nem kerültek az elemzési körbe. Az indikátorválasztás során elsődleges szempont volt az adatok elérhetőségének kérdése, mely természetesen olyan kritérium, mely meghatározza az elemzés alkalmazhatósági határait. Ahogy a korábbi szakirodalmi áttekintésben is említettük, jelen vizsgálat célja bemutatni, hogy a rendelkezésre álló, gyakran esetleg csak becült értékek figyelembe vétele mellett az alkalmazott sérülékenységi koncepció még mindig működőképes lehet.

A kitétség számszerűsítéséhez 6 meteorológiai indikátort alkalmaztunk, melyek kiválasztásakor Kovács-Láng és munkatársai (2008) munkáját vettük figyelembe. Véleményük szerint a különböző éghajlati hatások közül az általános melegedést, a telek enyhülését, a szárazodást, az aszályosodást, valamint az éves csapadékeloszlás változását érdemes kiemelni a természetvédelem szempontjából. A meteorológiai változók átlagértékeit a Nemzeti Alkalmazkodási Térinformatikai Rendszer (NATÉR) éghajlatra vonatkozó térképi adatbázisából származtattuk, amely a már megfigyelt változásokra vonatkozóan (1961–1990) homogenizált meteorológiai mérésekből szabályos rácsra interpolált CarpatClim-Hu adatokat, a jövőre nézve (2021–2050 és 2071–2100) pedig két regionális klímamodell, az ALADIN-Climate (10 km-es horizontális felbontás) és a RegCM (25 km-es horizontális felbontás) modellek egy-egy projekciójából származó, az 1961–1990-es bázisidőszakhoz viszonyított értékeket jelenít meg. Mivel a klímamodellek, s ezáltal azok eredményei is bizonytalansággal terheltek, mindkét elérhető modell adatait felhasználtuk, hogy minél pontosabb képet nyerjünk a terület jövőbeli éghajlati változásairól. A terület kitétségi viszonyait a 2021–2050-es időszakra vonatkozóan vizsgáltuk, melynek oka a bizonytalanság tényezőjének csökkentése. Ugyanis, egyrészt a XXI. század végére vonatkozó éghajlati projekciók már jóval nagyobb bizonytalansággal terheltek, mint a század közepére vonatkozó előrejelzések, másrészt, míg a sérülékenység komponensei közül a kitétség a nemzeti park jövőbeli állapotára ad becslést, addig az érzékenység és az alkalmazkodás a terület jelenlegi helyzetére értelmezhető. Mindebből az következik, hogy minél inkább a távoli jövőre vonatkozó kitétségi értékeket használunk fel a sérülékenység becsléséhez, annál nagyobb lesz annak bizonytalansága. Stroh és munkatársai (2016) módszertanához hasonlóan lineáris transzformáció segítségével (0, 1) intervallumra skáláztuk át az éghajlati mutatók nemzeti

parkra vonatkozó értékeit, azaz ezen értékeket teljes Magyarország hasonló értékeinek minimumához és maximumához viszonyítottuk, s ezáltal elhelyeztük a területet a hazánkban 2021 és 2050 között várható éghajlati változások mértékének skáláján. Az így kapott hányadosok 0 és 1 közötti értéket vesznek fel, s minél nagyobbak ezen értékek, annál nagyobb a nemzeti park éghajlatváltozással szembeni kitettsége, s ezáltal sérülékenysége. A szakirodalomban több olyan, különböző ágazatokra vonatkozó elemzés is található (Dunford et al. 2015, Juhola és Kruse 2015, Varadan és Krumar 2015, Nguyen et al. 2016, Simane et al. 2016), amely az eltérő mértékegységgel, értékkészlettel és értelmezési tartománnyal rendelkező adatokat a lineáris transzformáció módszerével kezeli, aminek segítségével dimenzió nélküli, (0, 1) intervallumra vonatkoztatott értékeket kapunk.

Az érzékenység becsléséhez három indikátort képeztünk, melyek a nemzeti park olyan belső tulajdonságait hivatottak kifejezni, melyek a jövőben várhatóan befolyással lesznek a terület klímaváltozással szembeni stressztűrő képességére. A három mutatószám a védett és a fokozottan védett fajok sűrűsége, a fokozottan védett területek aránya, illetve az élőhelyek klímaérzékenysége. E mutatók esetében a Magyarországra vonatkoztatott minimum és maximum értékek nem bizonyultak megfelelő viszonyítási alapnak, hiszen az érzékenység kifejezetten a hatásviselő rendszer klímaközpontú „viselkedését” hivatott feltárni, így ebben az esetben a természetes és a természetközeli területek ide vonatkozó értékei megfelelőbb támpontot adtak, mint az országos eredmények. Ennek következtében a relatív érzékenységi mutatók kialakításához hazánk másik 9 nemzeti parkjának hasonló értékeit használtuk fel referenciaként. Az érzékenységet függetlennek tekintjük az éghajlatváltozástól, elsősorban a hatásviselő rendszerre jellemző paraméter (Czucz 2010). Az érzékenység becsléséhez lehatárolt három indikátor a Duna–Ipoly Nemzeti Parkra jellemző olyan tulajdonságokat vesz figyelembe, amelyek közvetlen vagy közvetett kapcsolatban állnak a klímaváltozás által indukált hatásokkal. Az értékelésbe vont indikátorok között megjelenik egy olyan mutató is – a fokozottan védett területek aránya – mely önmagában közvetlen módon nem jelzi a hatásviselő rendszer viselkedését, mivel az egy társadalmi döntés eredménye. Közvetett módon azonban a fokozottan védett területek esetén feltételezhetjük, hogy a státusz megszerzése már egy önmagában jelen lévő érzékenységet jelez. Kiindulási alapelvnek vettük, hogy az éghajlatváltozás természetvédelmi hatásait tekintve pozitív változásokról jellemzően nem beszélhetünk. A természetvédelem elsődleges célja a természeti értékek megóvása, konzerválása a természeti környezet által nyújtott szolgáltatások hosszú távú megőrzése végett. Ebből a szempontból a meglévő természeti értékekben bekövetkező minden változás többé-kevésbé káros, s nem lehet pozitív hatása semmilyen nagymértékű tájtalakulásnak (Kovács-Láng et al. 2008). Az első két indikátor e hipotézisre próbál reflektálni, s a nemzeti park ilyen módon értelmezett érzékenységét az egységnyi területre eső védett és fokozottan védett fajok számával, illetve a fokozottan védett területek arányával közelítettük. A módszertan szerint minél több védett faj, illetve fokozottan védett terület található egységnyi területen, az adott nemzeti park éghajlatváltozással szembeni érzékenysége is annál magasabb lesz. A mutatók értéke ebben az esetben is 0 és 1 közé esik, ahol a nagyobb érték a nemzeti park klímaváltozással szembeni nagyobb érzékenységét jelöli. Az érzékenységet meghatározó harmadik mutató a nemzeti park területén található élőhelyek klímaérzékenysége reagál, melyhez a Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság által szolgáltatott becült területi adatokat, valamint Czucz és munkatársainak (2007) munkáját használtunk fel. Tanulmányukban a legfontosabb természetközeli élőhelyekre bioklimatikus modellezéssel kapott éghajlati érzékenységi értékek 1-től 5-ig terjednek, ahol az 1-es pontszám az éghajlatváltozással szemben legkevésbé, az 5-ös pedig a kritikusan veszélyeztetett élőhelyeket jelölik. Ezen érzékenységi értékeket felhasználva pontosítottuk a Duna–Ipoly Nemzeti Park legfontosabb természetes és természetszerű élőhelyeit, majd a kapott pontszámokat súlyoztuk az egyes élőhelytípusok becült területével. Az így kapott

értékek összegzésével 1-től 5-ig terjedő skálán megkaptuk a nemzeti park természetes, illetve természet szerű élőhelyeinek összesített érzékenységi pontszámát, melyet ezt követően a 0 és 1 közötti tartományra skáláztunk át.

Annak érdekében, hogy a sérülékenység mindhárom komponensének magasabb értéke nagyobb sérülékenységet jelöljön, hasonlóan a nemzetközi szakirodalomban is felbukkanó módszertani megoldáshoz (Joakim et al. 2015, Pandey és Bardsley 2015, Stroh et al. 2016), az alkalmazkodóképesség helyett annak hiányát számszerűsítettük. A Duna–Ipoly Nemzeti Park alkalmazkodóképességét, illetve annak hiányát három mutatóval kíséreltük meg számszerűsíteni, melyek a természetes ökológiai rendszerek alkalmazkodóképességének Czucz (2010) által megfogalmazott három, különböző tér- és időbeli léptékű tényezőjét követik. A megfogalmazott elmélet szerint a klímaváltozás kezdeti szakaszában a jobb természeti állapotban lévő ökoszisztémák bizonyos mértékű zavarásoknak ellen tudnak állni nagymértékű változás vagy (helyzet)változtatás nélkül, vagyis ellenálló képességükre, esetleg rugalmas alkalmazkodóképességükre támaszkodnak. A zavarások azonban elérhetnek egy olyan szintet, amikor egyes fajok számára a környezeti körülmények már nem megfelelőek, ezért azok vándorlásba kezdenek annak érdekében, hogy olyan életteret találjanak, amely az alkalmazkodási határértékeiken belül helyezkedik el. Ez alapvetően két tényezőtől függ: a megváltozott élettér, élőhely környezetének menedékszolgáltató képességétől, illetve a természetes élőhelyeket körülvevő tágabb (kultur)táj fajok számára való átjárhatóságától. Az éghajlatban bekövetkező változások előrehaladtával tehát egyes fajok vagy 1) számukra alkalmas menedékhelyekre, úgynevezett refúgiumokba vonulnak vissza, vagy 2) elvándorlással reagálnak és maguk keresik fel a számukra megfelelő klimatikus viszonyokat kínáló élőhelyeket. Előbbi esetben menedékelvű, utóbbi esetben pedig vándorláselvű adaptációról beszélhetünk (Czucz 2010, Kovács-Láng et al. 2008).

Az első adaptációs indikátorban a nemzeti park élőhelyeinek természetességét kíséreltük meg számszerűsíteni. Ehhez Janata Károly, a Duna–Ipoly Nemzeti Park nyugalmazott természetvédelmi őrének szakértői becslését is felhasználtuk, aki az egyes élőhelyek természetességét az Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (2011) természetességi kategóriáit figyelembe véve pontozta. Ez a szempontrendszer számos tényezőt (pl. fajkészlet, strukturális tulajdonságok, termőhelyi tulajdonságok, táji környezet, tájhasználat) figyelembe véve értékeli az élőhelyeket a teljesen leromlottól (1-es pontszám) a specialista, kísérő és termőhelyjelző fajokban gazdag, szentély értékű kategóriáig (5-ös pontszám). Módszertani megjegyzés, hogy bár a MÉTA program során előálltak az egyes élőhelytípusok előfordulásaihoz és a hozzájuk tartozó feltételekhez kapcsolódó Németh–Seregélyes-féle természetességi értékek, azonban az egyszerűbb számíthatóság érdekében a korábban bemutatott indikátor használatát preferáltuk. Az így kapott természetességi pontszámokat a Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság által szolgáltatott adatok alapján az adott élőhelyek becsült területi arányával súlyoztuk, majd az így kapott, 1 és 5 közé eső értéket a többi mutatóhoz hasonlóan 0 és 1 közötti tartományra skáláztuk át. Mivel a terület alkalmazkodóképességének hiányát szerettük volna kifejezni, ezért a kapott értéket kivontuk 1-ből.

Az adaptációt, illetve annak hiányát leíró második mutatóban a menedékelvű alkalmazkodás lehetőségét vizsgáltuk, mely értelmében az egyes élőhelyek fajainak annál nagyobb esélye van egy közeli menedékhely megtalálására, minél nagyobb és minél természetesebb élőhelyek találhatók azok közvetlen környezetében (Czucz 2010). Ezt a tényezőt az élőhelyek fragmentációjával közelítettük, ugyanis az élőhelyek darabolódásával többek között csökken azok kiterjedése, szerkezetük átalakul, fajok tűnnek el és megváltoznak a mikroklimatikus körülmények is. Vagyis az élőhely-fragmentáció kihat az élőhelyek nagyságára és természetességére, s ezáltal közvetve egy adott terület menedékszolgáltató képességére is. Számszerűsítésével közvetett úton képet nyerhetünk az adott terület

élőhelyeinek állapotáról, s egyben a klímaváltozással szembeni alkalmazkodóképességéről (illetve annak hiányáról), hiszen az egymástól elszigetelt élőhelyek sokkal kevésbé képesek adaptálódni a megváltozó klíma hatásaihoz. A Duna–Ipoly Nemzeti Park határain belül a települési belterületek és a mezőgazdasági területek nagysága szerencsére elhanyagolható, ezért az adaptációs indikátor kialakításához az utak élőhely-fragmentáló hatását vizsgáltuk a nemzeti park útsűrűség értéke alapján. Ehhez QGIS térinformatikai szoftver segítségével az OpenStreetMap adatokra épülő, Magyarország úthálózatát tartalmazó téradatállományból leválogattuk az élőhelyek fragmentálásában jelentős szerepet játszó útkategóriákat, így az autópályákat, az első-, a másod-, és a harmadrendű utakat, a belterületi utakat, valamint az egyéb két nyomon járható (pl. földút, erdészeti feltáróút) utakat, majd ezek összhosszának meghatározása után kiszámítottuk a nemzeti park 1 km²-ére jutó utak hosszát, vagyis az útsűrűséget (km/km²). Mivel a többi hazai nemzeti park határaitra vonatkozó téradatok nem álltak rendelkezésre, ezért viszonyítási alapként a nemzeti parkok méretéhez nagyságrendileg hasonló járási szintet választottuk, így meghatároztuk a magyarországi járások útsűrűségi értékeit is. A nemzeti parkjaink területével legalább részben átfedő járások értékei közül meghatároztuk a minimum és maximum értékeket, majd a korábbiakhoz hasonló módon meghatároztuk a DINP ezekhez viszonyított relatív útsűrűségét.

A harmadik adaptációs indikátor célja a vándorláselvű alkalmazkodás számszerű közelítése. Az élővilágnak a megváltozó éghajlathoz ilyen módon való alkalmazkodása során szembe kell néznie a vándorlást leginkább befolyásoló tényezővel, a természetes tájak ember általi átalakításával, feldarabolásával. E szempontból tehát a fajok mozgásában, kihalásában, illetve új fajok megjelenésében az éghajlatváltozás hatása nem választható el az egyéb antropogén hatásoktól (Kovács-Láng et al. 2008). Mindezt figyelembe véve a vándorláselvű adaptáció becsléséhez a következő gondolatmenetet követtük: a nemzeti park egyes fajai annál nagyobb eséllyel képesek elvándorolni, s ezáltal annál nagyobb az alkalmazkodás esélye, minél kisebb az antropogén átalakítás mértéke a nemzeti park tágabb környezetében. Ehhez a DINP határaitól számított 5 km-es övezetben az Európai Környezetvédelmi Ügynökség Corine Land Cover felszínborítási adatbázisa alapján (<https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover>), QGIS térinformatikai szoftver segítségével határoztuk meg a természetes és a mesterséges felszínborítási kategóriák arányának változását az elérhető legnagyobb időintervallumban, azaz 1990 és 2012 között. Míg 1990-ben körülbelül 131 929,08 hektár természetes, és 35 446,20 hektár mesterséges felszínborítási kategóriába tartozó terület volt a nemzeti park 5 km-es pufferében, addig 2012-ben ugyanezen két érték rendre 126 295,36 és 37 909,12 hektár volt. A természetes és a mesterséges felszínborítás arányát mindkét évre meghatároztuk, majd e két érték egymáshoz viszonyított arányát kivontuk 1-ből. Az így kapott érték megmutatja, hogy 1990 és 2012 között milyen mértékben csökkent az egységnyi mesterséges felszínre jutó természetes felszínnek nagysága a nemzeti park határaitól számított 5 km-es övezetben. Minél nagyobb az így kapott arány, annál nagyobb mértékben nőtt a mesterséges felszínnek nagysága a természetes felszínhez képest, s ezáltal annál nagyobb az alkalmazkodás hiánya is a nemzeti parkra nézve.

A kitérttség, az érzékenység és az alkalmazkodás hiányára vonatkozó mutatókat egyaránt úgy alakítottuk ki, hogy értékük 0 és 1 közötti tartományba essen, ezáltal a végső sérülékenységi mutató is 0 és 1 közötti értéket vegyen fel. Minél nagyobbak az egyes sérülékenységi komponensek értékei, annál nagyobb a nemzeti park kitérttsége, érzékenysége, alkalmazkodásának hiánya, s ezáltal a klímaváltozással szembeni sérülékenysége is. Stroh és munkatársainak (2016) módszeréhez hasonlóan a kitérttségi, az érzékenységi és az alkalmazkodás hiányát kifejező részmutatók átlagolásával megkaptuk az egyes sérülékenységi komponensek értékeit, külön-külön csoportosítva a kitérttségnél bemutatott két regionális klímamodell esetén. A kitérttségi, az érzékenységi, valamint az alkalmazkodás hiányára

vonatkozó értékek egyszerű számtani átlagolásával kiszámítottuk a Duna–Ipoly Nemzeti Park végső sérülékenységi értékét. Látható, hogy a kompozit indikátorok megalkotásánál nem alkalmaztunk súlyozási eljárást, ezzel is csökkentve a szubjektivitásból eredő torzítást, valamint ezzel is megkönnyítve a későbbi alkalmazási lehetőségeket.

1. táblázat A Duna–Ipoly Nemzeti Park éghajlati sérülékenység-vizsgálatához felhasznált indikátorok és adatforrásaik

Table 1. Indicators and their sources for climate change vulnerability assessments of the Danube–Ipoly National Park

Mutató	Adat forrása
Kitettség (-)	
Éves átlaghőmérséklet-változás (°C)	NATÉR térképi adatbázisa (https://map.mbfisz.gov.hu/nater/) http://map.mfgi.hu/arcgis/services/nater_klima/homerseket/MapServer/WmsServer http://map.mfgi.hu/arcgis/services/nater_klima/csapadek/MapServer/WmsServer
Téli átlaghőmérséklet-változás (°C)	
Nyári átlaghőmérséklet-változás (°C)	
Átlagos évi csapadékösszeg változása (mm)	
Átlagos éves klimatikus vízmérleg változása (mm)	
30 mm-t meghaladó csapadékos napok átlagos évi számának változása (napok száma)	
Érzékenység (-)	
Védett- és fokozottan védett fajok sűrűsége (db/ha)	Nemzeti Park Igazgatóságok szóbeli közlése, honlapja, éves jelentése
Fokozottan védett területek aránya (%)	
Élőhelyek klímaérzékenysége (-) (R _f = [1; 2; ... ; 5])	Czucz et al.(2007) (4.4-2. táblázat, p. 151.), Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság által közölt adatok
Alkalmazkodóképesség hiánya (-)	
Élőhelyek természetessége (-) (R _f = [1; 2; ... ; 5])	ÁNER (2011) (pp. 9-10.), Janata Károly nyugalmazott természetvédelmi őr szakértői becslése
Relatív útsűrűség (km/km ²)	BME Fotogrammetria és Térinformatika Tanszék és a Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság számított téradatai
Mesterséges és természetes felszínborítás arányának változása 1990 és 2012 között (ha)	Európai Környezetvédelmi Ügynökség (Corine Land Cover European seamless vector database, v. 18.5. dated 02/2016) és a Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság számított téradatai

Eredmények

Kitettség

Az éghajlati sérülékenység-vizsgálat komponensei sorrendjének megfelelően először a kitettség értékeit ismertetjük (2. táblázat), melyek a Duna–Ipoly Nemzeti Park területére vonatkozó éghajlati változások jellegét és mértékét hivatottak kifejezni. Megállapítható, hogy az egyes meteorológiai változókhoz tartozó relatív kitettségi értékek igen különböznek a két modell esetében, azonban az ezek átlagolása után kialakított végső kitettségi értékek már közel azonos, közepes mértékűnek mondható változást feltételeznek a DINP területére a Magyarországon 2021–2050-re várható átlagos éghajlati változásokhoz képest. Az ALADIN-Climat modell eredményeire támaszkodva 0,56, a RegCM modell szerint pedig 0,54 a nemzeti parkra vonatkozó végső relatív kitettségi érték.

2. táblázat Az ALADIN-Climate és a RegCM regionális klímamodellek alapján hat meteorológiai változó értékében várható átlagos abszolút változás a 2021-2050 időszakban (az 1961–1990 bázisidőszakhoz viszonyítva), valamint az ezekből a Duna–Ipoly Nemzeti Parkra képzett relatív kitétségi értékek

Table 2. Mean absolute value of six meteorological variables under ALADIN-Climate and RegCM regional climate models for the period 2021–2050 (relative to 1961–1990), and relative exposure values for the Danube–Ipoly National Park

	Duna–Ipoly NP		Országos minimum		Országos maximum		Kitétség [-]	
	ALADIN-Climate	RegCM	ALADIN-Climate	RegCM	ALADIN-Climate	RegCM	ALADIN-Climate	RegCM
Éves átlaghőmérséklet-változás (°C)	1,75	1,25	1	0,5	2	1,5	0,75	0,75
Téli átlaghőmérséklet-változás (°C)	1,25	1,25	1	1	1,5	2	0,50	0,25
Nyári átlaghőmérséklet-változás (°C)	2,25	0,75	1,5	0	3	1	0,50	0,75
Átlagos évi csapadékösszeg változása (mm)	-12,5	-62,5	25	25	-75	-125	0,38	0,58
Átlagos éves klimatikus vízmérleg változása (mm)	-75	-87,5	-25	0	-150	-175	0,40	0,50
30 mm-t meghaladó csapadékos napok átlagos évi számának változása (napok száma)	0,75	0,25	-0,5	-0,5	1	1,5	0,83	0,38
Átlag							0,56	0,54

Érzékenység

A sérülékenység-elemzés második komponense az érzékenység, amely azt hivatott kifejezni, hogy a bekövetkező éghajlati változások milyen mértékben érintik a vizsgált rendszert. A kitétségi mutatókkal szemben itt értelemszerűen nem szolgálhatott viszonyítási alapként az ország teljes területe, a Duna–Ipoly Nemzeti Park értékeit hazánk másik 9 nemzeti parkjának adataihoz viszonyítottuk (3. táblázat). Annak ellenére, hogy a Duna–Ipoly Nemzeti Park természeti értékekben igen gazdag nemzeti parkunk, a kapott értékek alapján mégis a „mezőny” kevésbé érzékeny tagjai közé tartozik, az egységnyi területre jutó védett és fokozottan védett fajok száma alapján 0,26, míg az egységnyi területre jutó fokozottan védett területek nagysága alapján kialakított mutató szerint 0,25 érzékenységi értéket kaptunk.

3. táblázat A hazai nemzeti parkok két érzékenységi indikátor eredményei
Table 3. Two sensitivity indicator values of the Hungarian national parks

	Terület (ha)	Védett- és fokozottan védett fajok száma (db)	Védett- és fokozottan védett fajok sűrűsége (db/ha)	Érzékenység	Fokozottan védett területek nagysága (ha)	Fokozottan védett területek aránya (%)	Érzékenység [-]
DINP	60 314,30	700	0,0116	0,26	8 417,00	13,96	0,25
ANP	20 183,67	565	0,0280	1	4 738,25	23,48	0,64
BFNP	57 019,00	871	0,0153	0,43	10 471,00	18,36	0,43
BNP	43 169,00	n.a.			6 010,00	13,92	0,25
DDNP	49 752,00	600	0,0121	0,28	15 004,00	30,16	0,92
FHNP	23 880,16	n.a.			7 659,46	32,07	1
HNP	79 459,00	471	0,0059	0	8 715,00	10,97	0,13
KNP	50 523,00	878	0,0174	0,52	12 778,00	25,29	0,72
KMNP	51 333,37	486	0,0095	0,16	6 499,95	12,66	0,2
ÖNP	44 048,00	589	0,0134	0,34	3 502,00	7,95	0

Az élőhelyek klímaérzékenységre számított érték 0,25-nek adódott, melynek oka feltételezhetően a melegkedvelő élőhelyek jelentős kiterjedésében rejlik. A nemzeti park végső érzékenységi értéke 0,25, melyet a kialakított mutatók átlagolásával kaptunk meg (4. táblázat). Ez alapján a Duna–Ipoly Nemzeti Park a többi hazai nemzeti parkhoz viszonyítva a kevésbé érzékeny területek közé tartozik a klímaváltozás szempontjából.

4. táblázat A Duna–Ipoly Nemzeti Park egyes érzékenységi mutatók alapján számított végső klímaérzékenységi értéke

Table 4. Overall climate sensitivity value of Danube–Ipoly National Park

Indikátor	Duna–Ipoly Nemzeti Park érzékenysége
Védett- és fokozottan fajok sűrűsége	0,26
Fokozottan védett területek aránya	0,25
Élőhelyek klímaérzékenysége	0,25
Átlag	0,25

Alkalmazkodóképesség hiánya

Annak érdekében, hogy az alacsony alkalmazkodási képesség magasabb sérülékenységhez vezessen, az alkalmazkodás helyett annak hiányát becsültük, ezáltal a kitérttség, az érzékenység, valamint az alkalmazkodás hiányának magasabb értéke egyaránt nagyobb sérülékenységet jelöl. A DINP élőhelyeinek természetességére épülő, a terület éghajlatváltozással szembeni alkalmazkodóképességének hiányát kifejező mutató értéke 0,19, ami alapján a klímaváltozás kezdeti szakaszában – így napjainkban is – a nemzeti park igen jelentős alkalmazkodóképessége feltételezhető, hiszen területének túlnyomó részét kedvező állapotú természetes, illetve természetközeli élőhelyek foglalják el.

Az alkalmazkodás hiányát a menedékelvű alkalmazkodáson keresztül kifejező mutató értéke a Duna–Ipoly Nemzeti Parkra vonatkozóan 0,40, vagyis az élőhelyek fragmentációja viszonylag mérsékelt, s a terület ilyen tekintetben (még) a nagyobb alkalmazkodóképességgel rendelkező területek közé tartozik hazánkban.

A Duna–Ipoly Nemzeti Park vándorláselvű alkalmazkodási értéke 0,10-nek adódott, azaz 22 év alatt csak kis mértékben csökkent az egységnyi mesterséges felszínre jutó természetes felszín nagysága. Igaz, hogy a 2012 óta eltelt időszakban valószínűsíthetően némileg nőtt ez az arány, azonban nagyságrendileg jól látszik, hogy a nemzeti park 5 km-es környezetében viszonylag kismértékű az antropogén eredetű felszín-átalakítás, s ezáltal a Duna–Ipoly Nemzeti Park jelenleg jelentős alkalmazkodóképességgel rendelkezik a vándorláselvű adaptáció lehetőségének tekintetében.

A kialakított három mutató értéke alapján a Duna–Ipoly Nemzeti Park végső, az alkalmazkodás hiányát kifejező értéke 0,23 (5. táblázat). Ez alapján feltételezhető, hogy a jelenlegi viszonyok szerint a nemzeti park kedvező alkalmazkodási lehetőségekkel rendelkezik a klímaváltozás szempontjából.

5. táblázat A Duna–Ipoly Nemzeti Park egyes adaptációs mutatók alapján számított végső, az alkalmazkodóképesség hiányát kifejező értéke

Table 5. Overall value of constraints on adaptive capacity for the Danube–Ipoly National Park

Alkalmazkodóképesség hiányát kifejező mutatók	Duna–Ipoly Nemzeti Park alkalmazkodóképességének hiánya
Élőhelyek természetessége	0,19
Relatív útsűrűség	0,40
Mesterséges és természetes felszínborítás arányának változása 1990 és 2012 között	0,10
Átlag	0,23

A korábbi mutatókhoz hasonlóan kutatásunk legfőbb fókuszja, a komplex éghajlati sérülékenységi indikátor is 0 és 1 közötti értéket vesz fel: minél nagyobb ez az érték, annál magasabb az adott terület éghajlatváltozással szembeni sérülékenysége. A 0 és 1 közötti tartományt öt részre osztottuk az eredmények érzékeltetése céljából – az áttekintett nemzetközi és hazai szakirodalomban talált gyakorlatokat is felhasználva –, így megkülönböztethetünk a klímaváltozás 2021–2050-re várható hatásai szerint nem sérülékeny (0–0,19), gyengén sérülékeny (0,20–0,39), mérsékelten sérülékeny (0,40–0,59), fokozottan sérülékeny (0,60–0,79), valamint kiemelten sérülékeny (0,80–1) kategóriákat. A kitétségi, az érzékenységi, valamint az alkalmazkodás hiányára vonatkozó értékek átlagolásával meghatároztuk a Duna–Ipoly Nemzeti Park végső éghajlatváltozással szembeni sérülékenységi jellemzőjét. Mivel a kitétség két regionális klímamodell eredményére támaszkodva is kiszámításra került, ezért a nemzeti park sérülékenysége is két értéket kaptunk. Az ALADIN-Climate modell esetén 0,35, a RegCM modell felhasználásával pedig 0,34 sérülékenységi értékek adódtak, azaz mindkét klímamodell eredménye alapján a Duna–Ipoly Nemzeti Park a gyengén sérülékeny kategóriába sorolható. Ez alapján megállapítható, hogy a kétféle klímamodell nem befolyásolta jelentősen a kapott értéket, melynek oka, hogy a modellek értékei a közelebbi jövőre (2021–2050) vonatkozóan nem különböznek jelentősen.

Az eredmények bemutatása során meg kell jegyezni, hogy a természetes ökoszisztémák komplexitásából eredő kutatási nehézségek, bizonytalanságok, a kutatásokhoz szükséges megfelelő módszertan, adatmennyiség és indikátorkészlet hiánya mind-mind nehezítették munkánkat, egyben egyszerűsítésekhez vezettek. A kapott eredmények nagyrészt összhangban vannak a Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság egyik természetvédelmi őrének véleményével, aki szerint a terület éghajlatváltozással szembeni sérülékenysége a kapott értéknél kicsit magasabbra becsülhető, s a mérsékelten sérülékeny kategóriába sorolható, melynek oka az olyan nehezen számszerűsíthető, de a területre jelentős befolyást gyakorló tényezők, mint a turizmus, vagy a különböző sporttevékenységek. Eredményünket összevetettük Csorba és munkatársainak (2018) a hazai növénytakaróra vonatkozó éghajlati sérülékenység-elemzésével, amely az itt tárgyaltnál egy szinttel részletesebb területi besorolást alkalmaz. Az elért eredmények némileg korrelálnak jelen tanulmány végső értékével, azonban meg kell jegyezni, hogy az eltérő indikátorkészlet és területi fókusz ebben az esetben például a Visegrádi-hegység, a Börzsöny, vagy éppen a Szentendrei-sziget esetében erősebb sérülékenységet jeleztek.

Megvitatás

A Duna–Ipoly Nemzeti Park éghajlati sérülékenységének számítását 12 indikátor segítségével végeztük, melyekkel a kitétséget, az érzékenységet és az alkalmazkodási képesség hiányát széles körben elérhető, vagy könnyen származtatható adatok értékelésén keresztül láttattuk. Az alkalmazott módszertan és a fogalmi összefüggések lényegében az IPCC korábban hivatkozott sérülékenység-definíciójához csatlakozott, ám a szakirodalmi áttekintésből láthattuk, hogy az általunk alkalmazott mutatók nemzeti parki léptékben még hiányoztak a hazai szakirodalomból. Az elvégzett elemzés természetesen elrejt olyan összefüggéseket, amelyeket az élőhelyek alapos ökológiai értékelése felfedne, azonban célunk nem egy teljesen unikális módszertan megalkotása, hanem a meglévő, részletes analízisekből építkező, általános áttekintő képet adó metodika kidolgozása volt. Az indikátorválasztás esetén ezért kénytelenek voltunk olyan kompromisszumokat kötni, melyek adathiányos területen is alkalmazhatóvá teszik az egyes lépéseket a hazai nemzeti parkok éghajlati sérülékenységének átfogó megértéséhez. A kiválasztott mutatók közül a legnagyobb magyarázó erővel az érzékenységi és az adaptációs indikátorok bírtak, mivel a kitétségi értékek lényegében a teljes ország területén majdhogynem közel azonosnak tekinthetők. Az érzékenységet leíró

mutatószámok között alkalmaztunk proxy típusú indikátort is, ezzel is érzékeltetve, hogy nem csak és kizárólag a közvetlen kapcsolatokat leíró mutatók alkalmazása járhat sikerrel egy természetes vagy természetközeli terület sérülékenységi viszonyait leíró elemzésben. Egyszerűen meghatározható indikátorok kiválasztásával megpróbáltunk reflektálni a menedék- és vándorláselvű adaptáció mérhetősége jelentette kihívásokra. A sérülékenység harmadik komponensét adó alkalmazkodási képességet jelen tanulmányunkban éppen annak hiányával számszerűsítettük. A módszertani kihívások okozta leegyszerűsítések és esetleges pontatlanságok kiküszöbölhetővé válnak az egy területi szinttel lejjebb végzendő, részletesebb, és jelentős adathalmazt igénylő, élőhelyeket célzó sérülékenységi elemzéssel, melyek csekély száma hozzájárult a megoldandó számítási problémák tág köréhez.

Vizsgálatunk során azzal szembesültünk, hogy a klímaváltozás problémája jelenleg – számos ok miatt – kívül esik a hazai természetvédelem látókörén, melyet a hiányzó széles hazai szakirodalmi bázis és az elérhető indikátorok köre is alátámasztott. Ennek ellenére a Kárpát-medence kiemelkedő biodiverzitásának hosszú távú fennmaradása érdekében az éghajlatváltozás ökológiai hatásainak vizsgálata, s a káros következményekre való felkészülés, a változásokhoz való adaptáció elengedhetetlen. Mindehhez a hazai tudományos szakembereknek segíteniük kell a természetvédelem ilyen irányú kutatási feladatait, s többek között részt kell venniük hazánk természetvédelmi szempontból fontos tájegységeinek klímaváltozással szembeni sérülékenységének vizsgálatában, illetve a klímaváltozáshoz való adaptáció érdekében a természetvédelem jelenlegi módszereinek, eszközeinek áttekintésében, az esetleges módosítások kidolgozásában.

Köszönetnyilvánítás

A tanulmány alapjául szolgáló kutatást az Emberi Erőforrások Minisztériuma által meghirdetett Felsőoktatási Intézményi Kiválósági Program támogatta, a BME FIKP-VÍZ tématerületi programja keretében.

Irodalom

- Amberg, S., Kilgus, K., Gardner S., Gross J. E., Wood M., Drazkowski, B. 2012: Badlands National Park: Climate change vulnerability assessment. Natural Resources Report NPS/BADL/NRR - 2012/205. National Park Service, Fort Collins, Colorado. p. 304
- anonymus: Duna–Ipoly Nemzeti Park. A Duna–Ipoly Nemzeti Park honlapja <https://www.dunaiopoly.hu/hu/helyek/vedett-terulet/Duna-Ipoly-nemzeti-park> Letöltés ideje: 2019. 03.10.
- Apreda, C., D'Ambrosio, V., Di Martino, F. 2019: A climate vulnerability and impact assessment model for complex urban systems. *Environmental Science and Policy*, 93: 11–26.
- Bakó G. 2018: Az erdők és a gyepterületek klímaszerepe. *National Geography* 2018. február. <http://www.ng.hu/Fold/2018/02/04/Az-erdok-es-a-gyepterulet-klimaszerepe> Letöltés ideje: 2019.03.13.
- Bartha D., Esztó P. 2001: Az Országos Erdőrezervátum-hálózat bemutatása az Országos Erdőállomány-adattár alapján. *ER, Az erdőrezervátum-kutatás eredményei* 1(1): 21–44.
- Bartholy J., Bozó L., Haszpra L. (szerk.) 2011: KLÍMAVÁLTOZÁS – 2011. Klímaszenáriók a Kárpát-medence térségére. Magyar Tudományos Akadémia és az Eötvös Loránd Tudományegyetem Meteorológiai Tanszéke, Budapest. p. 280
- Bartholy J., Pongrácz R., Práger T., Pieczka I., Torma Cs., Kelemen F. 2012: Regionális klímamodellek adaptációja, parametrizációs kísérletei a Kárpát-medence térségére. *Légtér* 57(4): 150–152.
- Bartholy, J., Pongrácz, R., Torma, Cs., Pieczka, I., Kardos, P., Hunyady, A. 2009: Analysis of regional climate change modelling experiments for the Carpathian Basin. *International Journal of Global Warming* 1(1–3): 238–252.
- Buzási A. 2017: Klímaváltozáshoz való alkalmazkodás és fenntarthatóság városi területeken. Doktori értekezés. Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Budapest. p. 124.
- Csorba P., Ádám Sz., Bartos-Elekes Zs., Bata T., Bede-Fazekas Á., Czúcz B., Csima P., Csüllög G., Fodor N., Frisnyák S. et al. 2018: Tájak. In: Kocsis K. (főszerk.): Magyarország nemzeti atlasza 2. kötet. Természeti környezet. MTA CSFK Földrajztudományi Intézet, Budapest, pp. 112–129.
- Czúcz B. 2010: Az éghajlatváltozás hazai természetközeli élőhelyekre gyakorolt hatásainak modellezése. Doktori értekezés. Budapesti Corvinus Egyetem, Budapest. p. 164.

- Czúcz B., Cseceserits A., Botta-Dukát Z., Kröel-Dulay Gy., Szabó R., Horváth F., Molnár Zs. 2011: An indicator framework for the climatic adaptive capacity of natural ecosystems. *Journal of Vegetation Science* 22(4): 711–725.
- Czúcz B., Kröel-Dulay Gy., Rédei T., Botta-Dukát Z., Molnár Zs (szerk.) 2007: Éghajlatváltozás és biológiai sokféleség – elemzések az adaptációs stratégia tudományos megalapozásához. Kutatási jelentés, kézirat. MTA ÖBKI, Vácrátót. p. 278
- Dogru, T., Marchio, E.A., Bulut, U., Suess, C. 2019. Climate change: Vulnerability and resilience of tourism and the entire economy. *Tourism Management* 72: 292–305.
- Dövényi Z. (szerk.) 2010: Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest. p. 876.
- Dunford, R., Harrison, P.A., Jager, J., Rounsevell, M.D.A., Tincis, R. 2015: Exploring climate change vulnerability across sectors and scenarios using indicators of impacts and coping capacity. *Climatic Change* 128: 339–354.
- Fekete G., Király G., Molnár Zs. 2016: Delineation of the Pannonian vegetation region. *Community Ecology* 17(1): 114–124.
- Füri A. 2010: A Duna–Ipoly Nemzeti Park. In: Cseke L. (szerk.): Visegrád ezer éve. Visegrád város önkormányzata, Visegrád. p. 503.
- Füri A., Janata K., Teszáry K. 2009: A Dunakanyar természetvédelmének hatvan éve. In: Kézdy P., Kövári A. (szerk.): Nemzeti Park a Dunakanyarban – A Duna–Ipoly Nemzeti Park. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest. p. 104.
- Füri A. 2012: Jelentés a Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság 2011. évi tevékenységéről. Budapest. p. 78.
- Halofsky, J. E., Peterson, D. L., O'Halloran, K. A., Hawkins Hoffman, C. (eds.) 2011: Adapting to climate change at Olympic National Forest and Olympic National Park. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-844. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, Oregon. p. 130.
- Hameed, S. O., Holzer, K. A., Doerr, A. N., Baty, J. H., Schwartz, M. W. 2013: The value of a multi-faceted climate change vulnerability assessment to managing protected lands: Lessons from a case study in Point Reyes National Seashore. *Journal of Environmental Management* 121: 37–47.
- Hannah, L., Bird, A. 2018: Climate Change and Biodiversity: Impacts. *Encyclopedia of the Anthropocene* 3: 249–258.
- Hansen, A. J., Piekielek, N., Davis, C., Haas, J., Theobald, D. M., Gross, J. E., Monahan, W. B., Olliff, T., Running, S. W. 2014: Exposure of U.S. National Parks to land use and climate change 1900–2100. *Ecological Applications* 24(3): 484–502.
- Hlásny, T., Trombik, J., Dobor, L., Barcza, Z., Barka, I. 2016. Future climate of the Carpathians: climate change hot-spots and implications for ecosystems. *Regional Environmental Change* 16(5): 1495–1506.
- IPCC 2007: Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R. K., Reisinger, A. (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland. p. 104.
- IPCC 2014: Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R. K., Meyer, L. A. (eds.)]. IPCC, Genf. p. 151.
- Joakim, E.P., Mortsch, L., Oulahan, G. 2015. Using vulnerability and resilience concepts to advance climate change adaptation. *Environmental Hazards* 14(2): 137–155.
- Juhola, S., Kruse, S. 2015. A framework for analysing regional adaptive capacity assessments: challenges for methodology and policy making. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 20: 99–120.
- Kovács-Láng E., Kröel-Dulay Gy., Czúcz B. 2008: Az éghajlatváltozás hatásai a természetes élővilágra és teendők a megőrzés és kutatás területén. *Természetvédelmi Közlemények* 14: 5–39.
- Krüzselyi I., Szépszó G., Szabó P., Horányi A. 2010: A magyarországi éghajlatváltozásról modellező szemmel. *Légekör* 55(2): 57–61.
- Lakatos M., Bihari Z., Hoffmann L., Izsák B., Kircsi A., Szentimrey T. 2018: Éghajlatváltozás, Megfigyelt változások, Magyarország. http://www.met.hu/eghajlat/eghajlatvaltozas/megfigyelt_valtozasok/Magyarorszag/ Letöltés ideje: 2019.03.05.
- Lakatos M., Bihari Z., Szentimrey T. 2014: A klímaváltozás magyarországi jelei. *Légekör* 59(4): 158–163.
- Lankao, P.R., Qin, H. 2011: Conceptualizing urban vulnerability to global climate and environmental change. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 3(3): 142–149.
- Li, L., Cao, R., Wei, K., Wang, W., Chen, L. 2019: Adapting climate change challenge: A new vulnerability assessment framework from the global perspective. *Journal of Cleaner Production* 217: 216–224.
- Malatinszky Á. 2016: Stakeholder Perceptions of Climate Extremes' Effects on Management of Protected Grasslands in a Central European Area. *Weather, Climate and Society* 8: 209–217.

- Malatinszky Á., Ádám Sz., Falusi E., Saláta D., Penksza K. 2013: Climate change related land use problems in protected wetlands: a study in a seriously affected Hungarian area. *Climatic Change* 118: 671–682.
- Mika J., Farkas A. 2017: A hazai vízkészletek, természetes növények és a mezőgazdaság érzékenysége az időjárás szélsőségeire és a klímaváltozásra. *Tájökológiai Lapok* 15(2): 85–90.
- NÉS 2017: A 2017-2030 közötti időszakra vonatkozó, 2050-ig tartó időszakra is kitekintést nyújtó második Nemzeti Éghajlatváltozási Stratégia. Nemzeti Fejlesztési Minisztérium, Budapest. p. 219.
- Nguyen, T.T.X., Bonetti, J., Rogers, K., Woodroffe, C.D. 2016: Indicator-based assessment of climate-change impacts on coasts: A review of concepts, methodological approaches and vulnerability indices. *Ocean & Coastal Management* 123: 18–43.
- Pandey, R., Bardsley, D.K. 2015: Social-ecological vulnerability to climate change in the Nepali Himalaya. *Applied Geography* 64: 74–86.
- Pálvölgyi T., Czira T. 2011: Éghajlati sérülékenység a kistérségek szintjén. In: Tamás P., Bulla M. (szerk.): Sebezhetőség és adaptáció. A reziliencia esélyei. MTA Szociológiai Kutatóintézet, Budapest. pp. 237–251.
- Piaczek I., Pongrácz R., Bartholy J. 2011: Comparison of simulated trends of regional climate change in the Carpathian Basin for the 21st century using three different emission scenarios. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 7: 9–22.
- Rakonczai J. 2013: A klímaváltozás következményei a dél-alföldi tájon (A természeti földrajz változó szerepe és lehetőségei). Akadémiai doktori értekezés, Szeged. p. 167.
- Selmeczi P., Pálvölgyi T., Czira T. 2016: Az éghajlati sérülékenységvizsgálat elemzési-értékelési módszertanai. In: Pálvölgyi T., Selmeczi P. (szerk.): Tudásmegosztás, alkalmazkodás és éghajlatváltozás. A Magyar Földtani és Geofizikai Intézet kutatási-fejlesztési eredményei a Nemzeti Alkalmazkodási Térinformatikai Rendszer létrehozására. Magyar Földtani és Geofizikai Intézet, Budapest. pp. 25–29.
- Simane, B., Zaitchik, B.F., Foltz, J.D. 2016: Agroecosystem specific climate vulnerability analysis: application of the livelihood vulnerability index to a tropical highland region. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 21: 39–65.
- Somodi I., Bede-Fazekas Á., Lepesi N., Czúcz B. 2016: Természetes ökoszisztémák éghajlati sérülékenységének elemzése. In: Pálvölgyi T., Selmeczi P. (szerk.): Tudásmegosztás, alkalmazkodás és éghajlatváltozás. A Magyar Földtani és Geofizikai Intézet kutatási-fejlesztési eredményei a Nemzeti Alkalmazkodási Térinformatikai Rendszer létrehozására. Magyar Földtani és Geofizikai Intézet, Budapest. pp. 57–63.
- Stein, B. A., Glick, P., Edelson, N., Staudt, A. (eds.) 2014: *Climate-Smart Conservation: Putting Adaptation Principles into Practice*. National Wildlife Federation, Washington, D.C. p. 264.
- Stroh, E. D., Struckhoff, M. A., Shaver, D., Karstensen, K. A. 2016: Vulnerabilities of National Parks in the American Midwest to Climate and Land Use Changes. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2016–5057., Reston, Virginia. p. 19.
- Turner, M. D. 2016: Climate vulnerability as a relational concept. *Geoforum* 68: 29–38.
- Varadan, R.J., Kumar, P. 2015. Mapping agricultural vulnerability of Tamil Nadu, India to climate change: a dynamic approach to take forward the vulnerability assessment methodology. *Climatic Change* 129: 159–181.
- Walsh, B., Parratt, S., Hoffmann, A., Atkinson, D., Snook, R., Bretman, A., Price, T. 2019: The impact of climate change on fertility. *Trends in Ecology & Evolution* 34(3): 249–259.
- Wuebbles, D. J., Fahey, D. W., Hibbard, K. A., DeAngelo, B., Doherty, S., Hayhoe, K., Horton, R., Kossin, J. P., Taylor, P. C., Waple, A. M., Weaver, C. P. 2017: Executive Summary. In: Wuebbles, D. J., Fahey, D. W., Hibbard, K. A., Dokken, D. J., Stewart, B. C., Maycock, T. K. (eds.): *Climate Science Special Report: Fourth National Climate Assessment, Volume I*. U.S. Global Change Research Program, Washington, D.C. pp. 12–34.

CLIMATE CHANGE VULNERABILITY ASSESSMENT OF THE DANUBE–IPOLY NATIONAL PARK

A. BUZÁSI, F. DAJKA

Budapest University of Technology and Economics, Department of Environmental Economics
1117–Budapest, Magyar tudósok körútja 2. e-mail: buzasi@eik.bme.hu, fannidajka1994@gmail.com

Keywords: climate change, exposure, sensitivity, adaptive capacity, protected natural areas, conservation

In terms of future effects and risks of climate change, the Carpathian Basin is one of the most vulnerable regions in Europe. Climate change with other anthropogenic activities (e.g. habitat transformations, overuse of natural resources) threaten the extremely high biodiversity of Hungary. Therefore it is necessary to understand the effects of climate change on natural ecosystems, and to conduct to studies and acts helping the ecosystem's adaptation to the harmful impacts. The aim of this study is to provide a numerical evaluation of the climate vulnerability of one of the most diverse protected natural areas of Hungary, the Danube–Ipoly National Park. Current study is based on the IPCC's climate change vulnerability assessment method. By collecting and interpreting indicators for our study, our aim was to present a rarely applied methodology that can provide a base for further research related to vulnerability and comparability of protected natural areas. We quantified the vulnerability of the national park by an ecological climate vulnerability assessment, using a total of 12 indicators to determine the area's exposure, sensitivity and constraints on adaptive capacity to climate change. We created our indicator values in the range of 0 to 1, so that the final vulnerability index also falls in this range. According to our scale, higher values of each vulnerability components represent higher exposure, sensitivity, constraints on adaptive capacity of the national park, and consequently its vulnerability to climate change. Based on the results of two regional climate models we received 0,56 (ALADIN-Climate) and 0,54 (RegCM) values for the exposure, 0,25 for the sensitivity and 0,23 for the constraints on adaptive capacity. Based on the calculated values we conclude in this study that the Danube–Ipoly National Park can be described with medium exposure, moderate sensitivity and high adaptive capacity relative to the average climate changes predicted for Hungary for the time period 2021–2050. By averaging the values of the three components, the overall vulnerability value equals 0,35 using the ALADIN-Climate and 0,34 with the RegCM regional climate model. In comparison to other national parks in Hungary, the Danube–Ipoly National Park can be classified as a low vulnerable area.

NÉGY ZAVARÁSTŰRŐ LÁGYSZÁRÚ FAJ MAGBANKJÁNAK JELLEMZÉSE – EGY 19 ÉVIG TARTÓ ELTEMETÉSES KÍSÉRLET EREDMÉNYEI

CSONTOS Péter¹, KALAIPOS Tibor², TAMÁS Júlia³

¹Agrártudományi Kutatóközpont, Talajtani és Agrokémiai Intézet
1022 Budapest, Herman Ottó út 15. e-mail: cspeter@rissac.hu

²ELTE, Biológiai Intézet, Növényrendszertani, Ökológiai és Elméleti Biológiai Tanszék
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány. 1/c.

³Magyar Természettudományi Múzeum, Növénytár
1087 Budapest, Könyves Kálmán körút. 40.

Kulcsszavak: *Cardamine impatiens*, *Geum urbanum*, magtúlélési kísérlet, perzisztens magbank, *Rumex sanguineus*, üvegházi hajtatas, *Verbascum austriacum*

Összefoglalás: Jelen dolgozatunkban négy erdei lágyszárú, Simon természetvédelmi-érték besorolása szerint zavarástűrő faj: a *Cardamine impatiens* L., a *Geum urbanum* L., a *Rumex sanguineus* L. és a *Verbascum austriacum* Schott talajmagbankjának tulajdonságairól számolunk be. Az említett fajok magtúlélési képességét eltemetési kísérletben vizsgáltuk. Frissen gyűjtött magvaikat sterilizált homokkal elkeverve, majd agyagcserepekbe töltve 0,65 m mélyen eltemettük, tíz ismétlésben, esetenként 100-100 magot felhasználva. Fajonként 1-1 százmagos tételt ástunk elő az eltemetést követő 1., 2., 3., 4., 6. és 19. évben, majd azokat üvegházi körülmények között csíráztattuk. A *C. impatiens* magbankja rövid távú perzisztensnek bizonyult. Ennél a fajnál ez feltehetőleg két ellentétes hatás eredőjeként jött létre, mivel az erdei környezet inkább a tranziens magbank típusnak, ugyanakkor a faj kétéves életformája és a bolygatottabb élőhelyeken való előfordulása viszont inkább a hosszú távú perzisztens magbank típusnak kedvezne. A *G. urbanum* esetében hosszú távú perzisztens magbankot igazoltunk, ami az első ilyen közlés a fajra vonatkozóan. Megjegyzendő, hogy a lapos és megnyúlt magvú fajok esetében az ilyen magbank típus viszonylag ritka, tehát a *G. urbanum* kivételes viselkedésének mondható. A *V. austriacum* magbankja, más, korábban vizsgált ökörfarkkóró fajokéhoz hasonlóan kitűnő magtúlélő képességet mutatott, a 19. évben is gyakorlatilag az első évvel megegyező arányban csírázott. A *R. sanguineus* esetében a szakirodalomban mindhárom fő magbank típusra nézve találunk közléseket. Eredményeink szerint ez a faj egyértelműen képes fenntartani hosszú távú perzisztens magbankot a talajban. Magvai 19 év elteltével is 43 százalékban csíráztak. Dolgozatunkban mérlegeljük még az eltemetési magbank vizsgálatok használhatóságát a fajok magbank típusának feltárása szempontjából.

Bevezetés

A természetes magbank, ezen belül is a perzisztens típusú talajmagbank (Thompson 1993) fontosságát a növények életében nem nehéz felismerni. A magvas növényfajok (*Spermatophyta*) igen jelentős hányada esetében a magbankban eltöltött életszakasz a legalkalmasabb arra, hogy segítségével a növény átvészelve a kedvezőtlen időszakokat, illetve azok elmúltával megújítsa állományát (Luzuriaga et al. 2005, Kiss et al. 2018). Erre lehet példa a faj egyes állományainak lokális pusztulása szélsőséges időjárási viszonyok miatt, amire egyre gyakrabban számíthatunk, mivel az utóbbi évtizedekben az éghajlat-ingadozások mértéke fokozódni látszik, és a közeli jövőben is ez a tendencia valószínűsíthető (Trnka et al. 2014, Mika és Farkas 2017).

Jelentőségénél fogva a talajmagbank tudományos vizsgálata már a múlt század közepén elindult, eleinte inkább a megművelt területekre fókuszálva (Champness és Morris 1948, Bencze 1956). Szélesebb körű kutatása – különösen ha a vegetációtudomány szemszögéből nézzük – nagyjából Thompson és Grime 1979-es cikke megjelenésének idejére tehető. Ezután már egyre több talajmagbank vizsgálattal találkozhatunk, melyeknek egy átfogó összegzése is megjelent a 20. század utolsó éveiben (Thompson et al. 1997). Már az eddigi évtizedekben is a legjellemzőbb vizsgálati módszer az üvegházi hajtatas volt, háttérbe szorítva (véltetően annak időigényessége miatt) az eltemetési vizsgálatokat (Thompson et al. 1997, Csontos

2000a,b).; és ez a viszony a két módszer között minden bizonnyal a jövőben is megmarad. Ennek ellenére az eltemetéses kísérletek nagyon hasznos információt szolgáltatnak a fajok magtúlélési képességéről, mivel ismert számú mag ismert időtartamú vizsgálatát teszik lehetővé.

Jelen munkánkban négy erdei, erdőszéli, Simon (1992) szerint zavarástűrő lágyszárú faj eltemetéses magbank vizsgálatáról számolunk be. A négy fajt többféle, magbank-ökológiában érvényes szabály tesztelésének céljával választottuk ki, az alábbiak szerint:

- 1) Ismert, hogy a lapos és megnyúlt magalakkal bíró fajok jóval ritkábban tartanak fenn perzisztens magbankot a talajban, mint a kicsiny és gömb alakú maggal rendelkezők (Thompson et al. 1993). Azonban a zavarástűrő fajok általában jó magbank képességekkel bírnak. A *Geum urbanum* L. kiválasztásával arra kerestünk választ, hogy vajon a megnyúlt és lapított egymagvú termés alakja, vagy a zavarástűrő ökológiai jellem nyomja rá inkább bélyegét e faj magbankjának típusára?
- 2) A kétéves (*Hemitherophyta*) fajok életükben csak egyszer hoznak termést, ahogyan az egynyári növények, ehhez azonban két szezonon át kell növekedniük, így sikeres magtermésük az egynyáriakénál is bizonytalanabb kimenetelű. Ezzel is összefügghet, hogy több képviselőjük esetében (pl. *Arctium lappa* L., *Verbascum thapsus* L., *Onopordon acanthium* L.) hosszú távú perzisztens magbankot találtak (Toole és Brown 1946, Thompson et al. 1997, Csontos 2001). A felsorolt fajok azonban nyitott, szélsőségeknek kitett élőhelyek növényei, ami az életformától függetlenül is előtérbe hozhatja a tartós magbank kialakításának képességét. Ezért érdemesnek találtuk egy kiegyenlítettebb, erdei környezetben élő kétéves faj, a *Cardamine impatiens* L. magtúlélési képességének vizsgálatát.
- 3) A *Verbascum* nemzetség több fajáról kimutatták az extrém hosszú ideig kitartó perzisztens magbankot (Telewski és Zeevaart 2002). Az eddig vizsgált fajok azonban kétévesek voltak, így az élethossz és a magbank építő képesség között fennálló fordított összefüggés miatt, esetükben nem meglepő a hosszú távú perzisztens magbank megléte (Csontos 2006a, 2010). Kérdéses viszont, hogy milyen magbankot találunk egy évelő ökörfarkkóró, a *Verbascum austriacum* Scott esetében?
- 4) Thompson és mtsai (1997) adatbázisa nyolc *Rumex*-fajról tartalmaz magbank típus adatokat. Ezek között több fajjal kapcsolatban igen hosszú, 20, 40, sőt 80 évig elhúzódó magtúlélésre vonatkozó adatok is szerepelnek. A *Rumex sanguineus* L.-t négy alkalommal vizsgálták különböző kísérletekben, amelyek közül a leghosszabb magtúlélést (ahol 5 év után a vetett mennyiség 2,5%-a csírázott) Roberts és Neilson (1980) közölték, míg két másik esetben csak rövid távú perzisztenciát tudtak kimutatni. Feltételezésünk szerint, a nemzetség többi fajához hasonlóan, a *R. sanguineus* is képes lehet az eddig tapasztaltaknál hosszabb idejű magtúlélésre, ezért ezt a fajt is bevontuk a kísérletsorozatunkba.

Anyag és módszer

A *Geum urbanum*, a *Cardamine impatiens*, a *Verbascum austriacum* és a *Rumex sanguineus* tesztfajok magvait az 1992-es vegetációs időszakban gyűjtöttük be (1. táblázat), és november 26-ig papírzacsókban, szobahőmérsékleten (20–21 °C-on) tároltuk. A *G. urbanum* esetében az egymagvú termésekkel dolgoztunk, a csoportos aszmag terméseket (Penksza 2018) külön kezelve, mivel ez képezi a faj terjesztőképletét, de a könnyebbség érdekében a továbbiakban minden faj esetében egységesen a mag megnevezést használjuk. November 26-án fajonként 11 ismétlésben 100-100 magot tartalmazó mintákat különítettünk el. Fajonként 1-1 százmagos mintát rövid hidegkezelésnek tettünk ki az alábbi módon: nov. 28-tól dec. 1-ig, +10 °C; dec. 1-től 1993. jan. 31-ig, +5 °C; jan. 31-től febr. 1-ig, +10 °C. Ezután a magokat laboratóriumi

körülmények között csíráztattunk (fény, 28 °C, 12h / sötét, 23 °C, 12h) az életképesség ellenőrzése céljából. A többi százmagos mintát 1992. november 26-án sterilizált homokkal elkeverve, 10 ismétlést kialakítva, virágcserepekben helyeztük el, melyeket – a talajlakó állatok távoltartása érdekében – sűrű szövésű műanyag hálózattal zártunk le. A cserepeket 1992. december 7-én, 0,65 m mélyre elástuk a Budakeszihez tartozó Makkosmária római katolikus templomának kertjében (a minták elásásának napja egy korábbi közleményben - Csontos 2004 - hibásan szerepel; a helyes dátum az itt közölt 1992. december 7.). Ez az elásási mélység alkalmas arra, hogy a magvak nyugalmi állapotát előidézzék, illetve fenntartsa (Fenner 2000).

Az egyes ismétlések előásására 1993-tól 1996-ig évente, valamint még 1998-ban és 2011-ben, tavaszi időpontokban került sor a 2. táblázatban feltüntetett napokon. Az elővételi alkalmak így az elásástól számítva, rendre 1, 2, 3, 4, 6, és 19 év elteltével történtek. Megjegyezzük, hogy 2000. március 24-én a mintákat tartalmazó ládát (egy hamarosan kezdődő tereprendezés miatt) ki kellett emelnünk a makkosmáriai templomkertből. A ládára a kiemelés után fekete nejlonzsákot húztunk, majd másfél óra szállítás után (eközben a külső léghőmérséklet kb. 15 °C volt) az ELTE Növényrendszertani Tanszékén egy hűtőszekrénybe tettük, ahol +10 °C-on tároltuk a rákövetkező napig. Március 25-én a ládát az ELTE Fűvészkert félreeső helyén ismét elástuk. A láda hűtőszekrényből történt elővétele és az új helyen való eltemetése között 1 óra telt el, eközben a külső léghőmérséklet +10 °C volt, ezért úgy gondoljuk, hogy a magtétélek számottevő hőingadozáson – ami érdemlegesen hathatott volna a magnyugalomukra – nem mentek keresztül. A 2011-ben elővett magminták tehát 11 évet már a Fűvészkert talajában töltöttek, szintén 65 cm-es mélységben.

1. táblázat Az eltemetéses kísérlethez felhasznált magminták származása
Table 1. Collection data for seed samples involved in the long term burial experiment

Faj	Gyűjtési hely	Gyűjtés napja
<i>Geum urbanum</i> L.	Budai-hg., Huszonnégyökrös-hegy	1992. július 8.
<i>Cardamine impatiens</i> L.	Visegrádi-hg., Lepence-p. völgye	1992. június 23.
<i>Verbascum austriacum</i> Schott	Visegrádi-hg., Pilisszentlászló	1992. szeptember 12. és 26.
<i>Rumex sanguineus</i> L.	Visegrádi-hegység, Hegytető	1992. augusztus 14.

2. táblázat Az 1992-ben eltemetett magvakkal végzett üvegházi csíráztatási kísérletek ütemezése
Table 2. Timing of the greenhouse germination experiments. Seeds were buried on 7th December, 1992

Év	Elővétel napja	Csíráztatás	
		elindítása	befejezése
1993	április 21.	április 26.	október eleje
1994	április 30.	május 3.	november 23.
1995	március 28.	március 29.	november 9.
1996	március 25.	március 29.	október 1.
1998	április 15.	április 15.	november 6.
2011	március 24.	március 28.	2012. nov. 9.

A kiásást követően, néhány napon belül a magvakat tartalmazó homokot virágföld és perlit 2:1 arányú keverékével 4–5 cm vastagon feltöltött csíráztató ládák felszínén (27×57 cm) terítettük szét. 2011-ben csak bolti virágföldet használtunk, perlit hozzáadása nélkül. A csíráztató ládákat az első öt kísérleti évben az ELTE Fűvészkert üvegházában, 2011-ben pedig az MTA Növényvédelmi Kutatóintézetének üvegházában helyeztük el. Az üvegházi hajtás előnye, hogy a mélyből előhozott magokat jóval nagyobb napi hőingadozás éri, valamint napszakos ritmusban fényt is kapnak, s e két tényező a legtöbb faj esetében a magnyugalom megszűnését, a csírázás megindulását eredményezi (Thompson és Grime 1983, Mojzes és Kalapos 2004, Kovács et al. 2018).

A kísérlethez használt virágföld esetleges gyommagtartalmának ellenőrzése céljából a tesztfajok ládái mellett egy olyan ládát is elhelyeztünk, amelybe csak az adott évben alárétegzéshez használt földet (földkeveréket) tettünk. A ládákat azonos fényviszonyok mellett tároltuk és igény szerint öntöztük (rendszerint napi egy alkalommal). Az üvegházi exponálás az első öt kísérleti évben egy vegetációs időszakig, míg a 2011-es elővétel esetében két vegetációs időszakig tartott (2. táblázat). Eközben a csírázást eleinte hetenként, később kéthetenként regisztráltuk, a már azonosítható példányokat folyamatosan eltávolítottuk (illetve kisebb részben külön cserépbe átültettük). Az itt leírtakhoz hasonló kísérletekről korábban már jelentek meg közlemények, ezekben a magminták eltemetésének és az előásás utáni csíráztatásának a körülményei szintén részletesen ismertetésre kerültek (Csontos 2006 a, b).

Eredmények

Az előzetes, laboratóriumi csíráztatási tesztben – bár különböző mértékben – mind a négy faj jól csírázott. Legnagyobb arányban a *G. urbanum* (80%), legkevésbé a *R. sanguineus* (22%; 3. táblázat). Ez egyben megnyugtató eredmény arra vonatkozóan, hogy életképes magtetelek kerültek eltemetésre. Az üvegházi csíráztatások során a minták mellé elhelyezett kontroll talajokból csak néhány faj, többségükben közönséges gyomnövények csíranövényei bukkantak elő. Ezekről korábban összefoglaló táblázat jelent meg, egy az ittenivel megegyező jellegű kísérlet eredményeinek ismertetésekor (Csontos 2001), ezért a megfigyelt csíranövényeket itt nem listázzuk, de megjegyezzük, hogy azok közül egy sem tartozott a jelen dolgozatunkban elemzett négy fajhoz.

3. táblázat Négy erdei zavarástűrő faj csírázási százaléakai az előzetes csíráztatás (0. év) alkalmával, valamint a különböző előásási időpontokban

Table 3. Germination percentages of four disturbance tolerant forest herb species, during the preliminary test, prior to burial, and after different number of years the seeds spent buried in the soil

Faj	Előzetes csíráztatás	Eltemetve töltött évek száma					
		1	2*	3	4	6	19**
Csírázási százalék (%)							
<i>Geum urbanum</i>	80	68	10	50	34	15	7 (4+3)
<i>Cardamine impatiens</i>	70	35	15	37	28	0	1 (1+0)
<i>Verbascum austriacum</i>	27	9	1	14	7	5	8 (7+1)
<i>Rumex sanguineus</i>	22	70	19	78	94	38	43 (35+8)
Átlagos csírázási százalék	49,75	45,00	11,25	44,75	40,75	14,5	14,75

* A kísérlet második évében egy kora tavaszi hóhullám miatt a csíranövények egy része feltehetőleg még a talajfelszínre bukkánása előtt elpusztult.

** A 19 év eltemetés után elővett magok csírázását két éven át figyeltük. Zárójelben az 1. és a 2. megfigyelési évben regisztrált csíranövények száma szerepel.

A négy faj magteteleinek az eltemetést követő hat különböző előásási időpontban mutatott csírázási százalékeit a 3. táblázat ismerteti. Összességében a négy faj átlagos csírázóképesége az egyéves eltemetés után mutatkozó 45%-ról a 19. évre 15% körüli értékre csökkent. Fontosabbnak tartjuk azonban az egyes fajok egyedi viselkedéséről kapott adatokat. A kezdetben – vagyis egy év eltemetés után – jelentős (68%) csíranövény számot produkáló *G. urbanum* a 19. évre 7%-os csírázásra esett vissza. Az első évben szintén nagyon jól csírázó *R. sanguineus* (70%) az utolsó vizsgálati évben még mindig 43%-os csírázóképeséget mutatott (1. ábra). A *V. austriacum* csíranövényeinek száma végig alacsony értékek körül fluktuált, de lényegében a 19. év után is a kezdeti értékkel azonosnak tekinthető eredményt adott (9% és 8%) (1. ábra). Ennél a fajnál néhány csíranövényt a teljes virágzásig felneveltünk (2. és 3. ábrák). A vizsgált fajok közül a *C. impatiens* az egyetlen, amelynek a csírázóképesége a

kísérlet időtartama alatt megszűnni látszik. Az első évben tapasztalt 35%-hoz képest a negyedik évben mutatott 28%-os teljesítménye még számottevőnek mondható, de az ezt követő, hatodik évi előásás alkalmával már egyetlen csíranövénye sem jelentkezett. A 19. évben ugyan ismét tapasztaltuk 1 db csíranövény megjelenését, de ennek jelentősége megkérdőjelezhető. A vizsgált fajokra vonatkozó korábbi magbank típus besorolásokat (Thompson et al. 1997 munkája nyomán), valamint a jelen kísérlet alapján megállapítható magbank típust a 4. táblázatban foglaltuk össze.

4. táblázat A vizsgált erdei lágyszárúak magbank típusa Thompson et al. 1997 munkája, valamint a jelen vizsgálat adatai alapján. A számértékek az adott besorolásra tett javaslatok számát (gyakorlatilag az adott típust jelző publikációk darabszámát) jelentik az észak- és nyugat-európai fajokra vonatkozó adatbázis szerint.

T = tranziens magbank, SP = rövid távú perzisztens magbank, LP = hosszú távú perzisztens magbank, Pr = kimutatott, de típusba nem besorolható magbank

Table 4. Classification of the studied forest herb species according to soil seed bank types based on the database of the North West European flora (Thompson et al. 1997), and based on the data reported in the present paper.

T = transient seed bank, SP = short-term persistent seed bank, LP = long-term persistent seed bank, Pr = seeds present but cannot be assigned to one of the three seed bank types

Faj	Thompson et al. (1997) adatbázisa nyomán				Jelen vizsgálat alapján
	T	SP	LP	Pr	
<i>Geum urbanum</i>	8	2	-	2	LP
<i>Cardamine impatiens</i>	1	1	-	-	SP
<i>Verbascum austriacum</i>	-	-	-	-	LP
<i>Rumex sanguineus</i>	1	2	1	1	LP



1. ábra Az eltemetett, majd 19 év után előásott magtetelekből fejlődésnek indult, többleveles *Rumex sanguineus* (5 példány) és *Verbascum austriacum* (3 példány) csíranövények az üvegházi hajtás során (Csontos P. felvétele)

Figure 1. Five developing seedlings of *Rumex sanguineus* and three of *Verbascum austriacum* during the greenhouse germination test of the seed samples re-captured after 19 years of intentional burial in soil (photo by P. Csontos)



2. ábra Az eltemetett, majd 19 év után előásott *Verbascum austriacum* magokból kifejlődő egyik növény, teljes virágzásban (Csontos P. felvétele)

Figure 2. A *Verbascum austriacum* specimen in full bloom. The plant was developed from seed exhumed after 19 years of burial (photo by P. Csontos)



3. ábra A talajban 19 évet eltöltött, majd üvegházban csíráztatott magokból kifejlődő egyik *Verbascum austriacum* példány virágzata közelről (Csontos P. felvétele)

Figure 3. Close-up of a flowering *Verbascum austriacum* individual which developed from a seed buried for 19 years in the soil and then germinated in a greenhouse (photo by P. Csontos)

Az eredmények értékelése

A vizsgált fajok összességét tekintve megfigyelhető csökkenő csírázási százalékok a várható eredményt tükrözik. Más szerzők hasonló hosszú távú kísérleteiben is egyértelműen megfigyelhető ez a tendencia (pl. Telewski és Zeevaart 2002). Számunkra azonban fontosabbak az egyes hipotézisek szerint kiválasztott fajok eredményei, így az értékelés során ezek megvitatására fordítunk nagyobb figyelmet.

- 1) A *Geum urbanum* esetében Thompson és mtsai. (1993) megállapításából indultunk ki, mely szerint a lapos, illetve megnyúlt magok esetében a tranziens magbank a valószínűbb. Erre utaló megfigyeléseket később más kutatók is publikáltak (Funes et al. 1999, Cerabolini et al. 2003). Azonban mindhárom idézett elemzés sok faj adatainak együttes vizsgálatán alapult, ami a fajok többségére jellemző tendenciák feltárásának kiváló módszere, ugyanakkor elfedi az átlagtól eltérő (esetleg éppen ellentétesen viselkedő) fajok, vagyis a kivételek meglétét. Egy korábbi hazai vizsgálatban ilyen kivételes viselkedésű fajnak mutatkozott a szíriai selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.; Csontos 2001). Jelen vizsgálatsorozatunk eredménye szerint szintén kivételnek tekinthető fajnak számít a *G. urbanum* is, miután az eltemetést követő 6., sőt a 19. évben is csírázott (15, illetve 7 százalékban). Tehát kissé lapított és emellett jelentősen megnyúlt magjai ellenére hosszú távú perzisztens magbank fenntartására képes, ami azt jelenti, hogy esetében a zavarástűrő életmódhoz illeszkedő magbank jelleg felülírta a mag morfológiája alapján várható viselkedést. Az európai fajok legnagyobb magbank típus adatbázisa a *G. urbanum*-ról főleg tranziens és kisebb részben rövid távú perzisztens magbankra utaló megfigyeléseket közöl (Thompson et al. 1997). A későbbi időszakban megjelent irodalomban sem találtunk ennél hosszabb magtúlélésre utaló adatot, így az itt kimutatott hosszú távú perzisztens magbank a *G. urbanum* esetében első közlésnek tekinthető.
- 2) A *Cardamine impatiens*-t Simon (1992) természetes zavarástűrőnek, Borhidi (1993) tág tűrésű generalistának tekinti. Az ilyen ökológiai jellemmel rendelkező fajok esetében a jól fejlett hosszú távú perzisztens magbank nem volna meglepő. Árnyéktűrő erdei fajként azonban a virágrúgó kakukktorma a gyengén fejlett, esetleg csak tranziens magbankú fajok csoportjába is tartozhatna, mivel nagyon sok zárt erdei lágyszárú faj esetében írták már le a perzisztens magbank hiányát, vagy csak rövid távú perzisztens magbank jelenlétét (Pickett és McDonnell 1989, Csizsár 2004). Korábbi szerzőktől származó két adata is ezt tükrözi: egyik esetben tranziensként, egy másik közleményben pedig rövid távú perzisztens magbankú fajként említik (4. táblázat). Vizsgálataink szerint a *C. impatiens* magbankja tipikusan rövid távú perzisztensnek tekinthető. Az első négy évben magjai jól csíráztak, majd ezt követően elvesztették csírázókéességüket. A 19. évben megfigyelt csíranövény származhatott egy kivételesen hosszan elfekvő magból, de jelen esetben, mivel egyetlen magoncról van szó, a kísérleti hiba sem zárható ki, ugyanis a virágrúgó kakukktorma időnként üvegházi gyomként is előfordulhat. Tehát ebben az esetben úgy látszik, hogy a két ellentétes hatás (zavarástűrő fajhoz illő hosszú távú, ill. erdei fajként csupán tranziens magbank) eredőjeként a *C. impatiens* köztes jellegű magbankkal rendelkezik.
- 3) A W. J. Beal által elindított mag eltemetési kísérletben a *Verbascum blattaria* L. 120 évet elérő perzisztens magbankját igazolták (Telewski és Zeewaart 2002). Toole és Brown (1946) a *Verbascum thapsus* L. magvainak 39 éves túlélőképességéről számoltak be, szintén eltemetési kísérlet alapján. Utóbbi fajra vonatkozóan Odum (1965) 100 évet meghaladó magtúlélési adatokat is közölt, jól datálható archeológiai helyszínekről kiemelt talajminták csíráztatása alapján. A *Verbascum sinaiticum* Benth. esetében 9 évig megmaradó csírázókéesség mutatkozott, bár ezúttal szárazon,

szobahőmérsékleten tárolt magok esetében (Hegazy 2000). Megint csak eltemetéses kísérletben a *Verbascum lychnitis* L. magjai 8 év után 9%-os arányban csíráztak (Csontos et al. 2016). Tehát az eddig megvizsgált ökörfarkkóró fajok a jelek szerint hosszú távú perzisztens magbankot tartanak fenn. Vajon ez alapján általánosíthatjuk-e ezt a magbank stratégiát az egész *Verbascum* nemzetségre? A kérdés szempontjából fontos, hogy a fent ismertetett közlemények egytől egyig kétéves életformájú fajokra vonatkoztak. Viszont a nemzetség évelő, sőt félcserje életformájú fajokat is tartalmaz, márpedig a fajok várható életideje és magbankjuk perzisztenciára való hajlama között fordított összefüggés áll fenn (Csontos 2010). A *Verbascum austriacum*, vagy más évelő ökörfarkkóró hosszú távú perzisztenciájáról közvetlen adatokat a nemzetközi irodalomban nem találtunk. Sendtko (1999) azonban kimutatta felhagyott szőlők talajának mélyebb rétegeiből, ami tartós magtúlélésre utaló jel; továbbá a jelen dolgozatban tárgyalt kísérletsorozat korábbi szakaszáról közölt cikkben már megállapításra került, hogy a *V. austriacum* magbankja képes legalább rövid távú perzisztenciára (Csontos 1998). A jelenlegi adatok az osztrák ökörfarkkóró magjainak 19 éves túlélését bizonyítják, ráadásul az adatsorból az is kitűnik, hogy az eddig eltelt évek alatt a magtélélek csírázási százaléka nem csökkent. Ezáltal a faj hosszú távú perzisztens magbankját igazoltnak látjuk. Az évenként megfigyelt viszonylag alacsony értékek, melyek átlaga 7,3%, nem mondanak ellent a hosszú távú perzisztencia képességének, sőt, bizonyos mértékben inkább megerősítik azt, hogy fajtársaihoz hasonlóan a *V. austriacum* is valószínűleg igen hosszú magtúlélésre képes. Meglehetősen gyakori ugyanis, hogy a hosszú magtúlélést mutató fajok egyben arra is hajlamosak, hogy a kedvező csírázási körülmények ellenére is az adott évben csak magjaiknak egy csekély hányada indul csírázásnak a magbankból (v.ö. „risk spreading” magbank stratégia; Grubb 1988).

- 4) A *Rumex sanguineus* magbank viselkedésére vonatkozóan az irodalmi adatok között mindhárom típusba történt besorolás, az adatok súlypontja pedig a rövid távú perzisztenciára esik. Ugyanakkor a nemzetség más fajai esetében jelentős magtúlélés vált ismertté. *Rumex acetosella* L., >10 év (Madsen 1962); *Rumex crispus* L., 80 év (Kivilaan és Bandurski 1981); *Rumex obtusifolius* L., >39 év (Toole és Brown 1946). Jelen kísérletsorozatban a *R. sanguineus* magjai 19 év után még mindig 43 százalékos csírázóképeséget mutattak. Ez a fajról közölt eddigi leghosszabb magtúlélési adat, és mindenképpen azt jelzi, hogy a *R. sanguineus* magbankja hosszú távú perzisztenciára képes. Így a rokon fajok irodalmi adataira alapozott feltételezésünk beigazolódott.

Eredményeinket az eltemetéses kísérlet, mint vizsgálati mód szempontjából vizsgálva, egyrészt meg kell említeni, hogy egyes szerzők az eltemetéses kísérletekben megállapított magtúlélési adatokat fenntartásokkal fogadják. Kételyeiket egyrészt arra alapozzák, hogy a mesterséges eltemetés túlságosan is kedvező körülményeket biztosít a magtúléléshez (pl. a magpredáció minimalizálásával, vagy a talajfelszínre érő, gyakran szélsőséges körülmények tompításával). Másrészt, arra is van utalás, hogy olyan mélységből, amit a klasszikus eltemetéses kísérletekben alkalmaznak, a természetben csak elenyésző esélye volna egy magnak arra, hogy onnan ismét a felszínre kerüljön (Harper 1977). Mindezek ellenére úgy gondoljuk, hogy az ismert mennyiségben eltemetett magvak, és az eltemetésben eltöltött idő hosszának biztos ismerete olyan előny, ami kompenzálja az előbbieken említett hátrányokat. A magvak mélyebb rétegekből való természetes előkerülése pedig, ha ritkán is, de megtörténik, pl. kotorek ásó állatok, vagy nagy testű giliszták talajmozgatása révén. Emellett a talajmozgással járó árvizek és egyéb szélsőséges természeti események bekövetkezése is okozhatja a magvak felszínre jutását, és nyilvánvalóan mindez bekövetkezhet a mezőgazdasági területeken is (Tóth et al. 2011). Végeredményben, ha egy faj biológiájában kódolt, és a természetben (nem génbanki körülmények között) lehetséges maximális

magtúlélését nézzük, akkor erre vonatkozóan az eltemetési kísérletek érdelemes adatokkal szolgálnak.

Következtetések

A *Geum urbanum* magbank típusának vizsgálatával egy újabb kivételes viselkedésű fajt találtunk, rámutatva arra, hogy a magbank ökológában ismert, és számos faj esetében egyébként érvényesülő szabály, mely szerint a lapos, illetve megnyúlt magvú fajok általában a tranzien magbank típusba tartoznak, nem minden faj esetében érvényesül. A *G. urbanum* bolygatott helyeken előforduló növény, és ez a körülmény feltehetőleg szerepet játszik abban, hogy magjai – hasonlóan más, zavart helyeken élő fajokéhoz – hosszú távú perzisztenciára képesek.

A *Cardamine impatiens* esetében két, a magbank típusra ellentétesen ható körülménnyel kellett számolnunk. Egyrészt a faj kétéves, továbbá kissé bolygatott helyek lakója, amely körülmények a hosszú távú perzisztencia kialakításának kedveznek, másrészt viszont erdei környezetben él, ami sok faj esetében feleslegessé teszi a hosszú távú perzisztenciát, mivel az erdők stabilnak tekinthető miliójében adottak az utód generációk felnövekedéséhez szükséges körülmények. Vizsgálataink a *C. impatiens* rövid távú perzisztens magbankját igazolták, amit a két ellentétes hatás eredőjeként értelmezhetünk.

A *Verbascum austriacum* magbankja esetén kimutatott hosszú távú perzisztencia tovább erősíti e nemzetséggel kapcsolatban azt a feltételezést, hogy az ide tartozó fajok magjai rendkívül hosszú túlélőképességet mutatnak. Figyelemre méltó eredmény az is, hogy az eddig megvizsgált kétéves életformájú ökörfarkkórók mellé most már az élő lágyszárú *V. austriacum*-ot is felsorolhatjuk, mint hosszú távú perzisztens magbankot fenntartó fajt.

A *Rumex sanguineus*-ra nézve a szakirodalomban mindhárom fő magbank típusra vonatkozóan találtunk közleményeket, és ezek súlypontja a rövid távú perzisztenciára esett. Eredményeink alapján ez a faj, bár erdei környezetben fordul elő, mégis képes a talajban hosszú távú perzisztens magbankot fenntartani – hasonlóan más, réti környezetben, vagy éppen ruderalis élőhelyeken előforduló fajtársaihoz. Tehát, némileg az ökörfarkkórókhoz hasonlóan, itt is érzékelhető egy nemzetség szinten megnyilvánuló képesség a hosszú távú perzisztens magbank fenntartására.

Adataink újszerűségével kapcsolatban elmondható, hogy a *G. urbanum* esetében először került közlésre hosszú távú perzisztens magbank típus. A *C. impatiens*-re és a *R. sanguineus*-ra nézve, ahol az irodalmi adatok nem voltak egyértelműek, előbbinél a rövid távú, utóbbinál a hosszú távú perzisztenciára szolgáltatunk pontosan dokumentált adatot. A *V. austriacum*-ról jelen közlés az első olyan irodalmi adat, amely pontosan dokumentált eltemetési kísérleten alapul.

Az eltemetési magbank vizsgálatokat nagyon jó módszernek tekintjük a fajok magbank típusának tisztázására. További ilyen jellegű kísérletek végzése értékes eredményeket szolgáltathat, bár a módszer elterjedését nyilvánvalóan korlátozza annak időigényessége. Végezetül, tisztában vagyunk azzal, hogy a felvetett kérdéseinkre beállított, egy-egy fajra koncentrált kísérleteink eredményeit hasznos volna további fajok bevonásával, hasonló vizsgálatok keretében ellenőrizni.

Köszönetnyilvánítás

Az eltelt évek alatt munkánkat sokan segítették: Ken Thompson (Univ. of Scheffield), Katona Erika (preparátor), Mayer Ilona (laboráns), Jánoska Zsolt (lekipásztor), Palásti Ágnes (ELTE hallgató), Isépy István (fűvészkerti igazgató), Janakidisz Demeter (kertész), Kiss Levente (NKI igazgató), Sándor András (önkéntes kutató); nekik ezúton is hálás köszönetet mondunk. Külön köszönjük Csiszár Ágnes (Sopron) és Penksza Károly (Gödöllő) hasznos megjegyzéseit, javításait a kézirat első változatára vonatkozóan. Kutatómunkánk az Országos Tudományos Kutatási Alapprogramok pályázati rendszerében anyagi támogatást kapott (OTKA-F013260, OTKA-K108572).

Irodalom

- Bencze J. 1956: Szántóföldi gyommagvizsgálatok eredményei Kehida, Mohora és Nagytoldi-puszta erdőtalajain. Agrártud. Egyet. Agron. Kar. Kiadv. 3: 3–22.
- Borhidi A. 1993: A magyar flóra szociális magatartási típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai. [Social behaviour types of the Hungarian flora, its naturalness and relativ ecological indicator values.] A KTM Természetvédelmi Hivatala és a Janus Pannonius Tudományegyetem kiadványa, Pécs. 93 pp.
- Cerabolini, B., Ceriani, R. M., Caccianiga, M., De Andreis, R., Raimondi, B. 2003: Seed size and shape and persistence in soil: a test on Italian flora from Alps to Mediterranean coasts. *Seed Science Research* 13: 75–85.
- Champness, S. S., Morris, K. 1948: The population of buried viable seeds in relation to contrasting pasture and soil types. *Journal of Ecology* 36(1): 149–173.
- Csiszár Á. 2004: Adatok a magyar flóra fajainak magbank típus szerinti minősítéséhez. *Tájökológiai Lapok* 2(2): 219–229.
- Csontos P. 1998: Seed bank behaviour of *Verbascum* L. species. *Studia botanica hungarica* 27–28: 117–121.
- Csontos P. 2000a: A magbank-ökológia alapjai II. A talajminták feldolgozásának módszerei és alkalmazhatóságuk összehasonlító elemzése. [Seed bank ecology II. Technics for estimation of seed bank in soil samples and comparison of methods.] *Acta Agronomica Óváriensis* 42(1): 133–150.
- Csontos P. 2000b: A magbank-ökológia alapjai III. További lehetőségek a magbank és a magtúlélés vizsgálatára. [Seed bank ecology III. Further methods for studying soil seed banks and seed longevity.] *Acta Agronomica Óváriensis* 42(2): 251–259.
- Csontos P. 2001: A számbogáncs (*Onopordum acanthium* L.) és a selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.) magvainak túlélőképessége. *Acta Agronomica Óváriensis* 43(2): 83–92.
- Csontos P. 2004: Három Asteraceae és két Poaceae gyomnövényünk magtúlélése a talajban. *Acta Agronomica Óváriensis* 46(2): 107–117.
- Csontos P. 2006a: A magbank-ökológia alapjai, a hazai flóra magökológiai vizsgálata. Akadémiai doktori értekezés, MTA Kézirattár, Budapest 237 pp.
- Csontos P. 2006b: Gyomnövények, gyepi fajok és erdei lágyszárúak magvainak túlélése a talajban. [Seed longevity studies on species of weedy places, dry grasslands and forests.] *Magyar Gyomkutatás és Technológia* 7(1): 101–112.
- Csontos P. 2010: A természetes magbank, valamint a hazai flóra magökológiai vizsgálatának új eredményei. *Kanitzia* 17: 77–110.
- Csontos, P., Kalapos, T., Tamás, J. 2016: Comparison of seed longevity for thirty forest, grassland and weed species of the Central European flora: results of a seed burial experiment. *Polish Journal of Ecology* 64(3): 313–326.
- Fenner M. 2000 (ed.): *Seeds: the Ecology and Regeneration in Plant Communities*, 2nd edition. CAB International, Wallingford.
- Funes, G., Basconcelo, S., Díaz, S., Cabido, M. 1999: Seed size and shape are good predictors of seed persistence in soil in temperate mountain grasslands of Argentina. *Seed Science Research* 9: 341–345.
- 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. *Annales Zoologici Fennici* 25: 23–36.
- Harper, J. L. 1977: *Population biology of plants*. Academic Press, London. 892 pp.
- Hegazy, A. K. 2000: Intra-population variation in reproductive ecology and resource allocation of the rare biennial species *Verbascum sinaiticum* Benth., in Egypt. *Journal of Arid Environments* 44: 185–196.
- Kiss, R., Deák, B., Török, P., Tóthmérész, B., Valkó, O. 2018: Grassland seed bank and community resilience in a changing climate. *Restoration Ecology* 26(2): 141–150.
- Kivilaan, A., Bandurski, R. S. 1981: The one hundred-year period for Dr. Beal's seed viability experiment. *American Journal of Botany* 68(9): 1290–1292.
- Kovács Zs., Barabás S., Höhn M. 2018: Az óriás útifű (*Plantago maxima* Juss. ex Jacq.) csírázásbiológiai vizsgálata. *Botanikai Közlemények* 105(2): 243–252.

- Luzuriaga, A. L., Escudero, A., Olano, J. M., Loidi, J. 2005: Regenerative role of seed banks following an intense soil disturbance. *Acta Oecologica* 27: 57–66.
- Madsen, S. B. 1962: Germination of buried and dry stored seeds. III. 1934-1960. *Proceedings of the International Seed Testing Association* 27(4): 920–928.
- Mika J., Farkas A. 2017: A hazai vízkészletek, természetes növények és a mezőgazdaság érzékenysége az időjárás szélsőségeire és a klímaváltozásra. *Tájökológiai Lapok* 15(2): 85–90.
- Mojzes A., Kalapos T. 2004: Napi hőmérsékletingadozás hatása öt, eltérő inváziós képességű fűfaj csírázására. *Botanikai Közlemények* 91(1–2): 25–37.
- Ødum, S. 1965: Germination of ancient seeds, floristical observations and experiments with archeologically dated soil samples. *Dansk Botanisk Arkiv* 24(2): 1–70.
- Penksza K. (szerk.) 2018: Általános növénytan (Agrárszakos hallgatók számára). Szent István Kiadó, Gödöllő. Szent István Kiadó. 183 pp.
- Pickett, S. T. A., McDonnell M. J. 1989: Seed bank dynamics in temperate deciduous forest. In: Leck, M. A., Parker, V. T., Simpson, R. L. (eds.): *Ecology of soil seed banks*. Academic Press, New York. pp. 123–147.
- Roberts, H. A., Neilson, J. E. 1980: Seed survival and periodicity of seedling emergence in some species of *Atriplex*, *Chenopodium*, *Polygonum* and *Rumex*. *Annals of Applied Biology* 94: 111–120.
- Sendtko, A. 1999: Die Xerothermvegetation brachgefallener Rebflächen im Raum Tokaj (Nordost-Ungarn) - pflanzensoziologische und populationsbiologische Untersuchungen zur Sukzession. *Phytocoenologia* 29(3): 345–448.
- Simon T. 1992: A magyarországi edényes flóra határozója. Harasztok – virágos növények. Tankönyvkiadó, Budapest.
- Telewski, F. W., Zeevaert, J. A. D. 2002: The 120-year period for Dr. Beal's seed viability experiment. *American Journal of Botany* 89: 1285–1288.
- Thompson, K. 1993: Seed persistence in soil. In: Hendry, G. A. F., Grime, J. P. (eds.): *Methods in comparative plant ecology*. Chapman and Hall, London. pp. 199–202.
- Thompson, K., Bakker, J. P., Bekker, R. M. 1997: *The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity*. Cambridge University Press, Cambridge. 276 pp.
- Thompson, K., Grime, J.P. 1979: Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *Journal of Ecology* 67: 893–921.
- Thompson K., Grime J.P. 1983: A comparative study of germination responses to diurnally-fluctuating temperatures. *J. Appl. Ecol.* 20: 141–156.
- Thompson, K., Band, S. R., Hodgson, J. G. 1993: Seed size and shape predict persistence in soil. *Functional Ecology* 7: 236–241.
- Toole, E. H., Brown, E. 1946: Final results of the Duvel buried seed experiment. *Journal Agricultural Research* 72: 201–210.
- Tóth A., Balogh Á., Wichmann B., Berke J., Gyulai F., Penksza P., Dancza I., Kenéz Á., Schellenberger J., Penksza K. 2011: Gyomvizsgálatok Pest megyei homoki mezőgazdasági területeken (lucernaföldek gyomvizsgálatai) I. *Tájökológiai Lapok* 9(2): 449–461.
- Trnka, M., Rotter, R. P., Ruiz-Ramos, M., Kersebaum, K. C., Olesen, J. E., Zalud, Z., Semenov, M. A. 2014: Adverse weather conditions for European wheat production will become more frequent with climate change. *Nature Climate Change* 4(7): 637–643.

ASSESSMENT OF SOIL SEED BANK TYPE OF FOUR DISTURBANCE TOLERANT HERB SPECIES – RESULTS OF A 19-YEAR-LONG SEED BURIAL EXPERIMENTP. CSONTOS¹, T. KALAIPOS², J. TAMÁS³¹Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry, Centre for Agricultural Research
H-1022 Budapest, Herman Ottó út 15. e-mail: cspeter@rissac.hu²Department of Plant Systematics, Ecology and Theoretical Biology, Institute of Biology, Eötvös Loránd
University

H-1117 Budapest, Pázmány Péter sáteny 1/c.

³Department of Botany, Hungarian Natural History Museum
H-1087 Budapest, Könyves Kálmán körút 40.**Keywords:** *Cardamine impatiens*, *Geum urbanum*, greenhouse germination, persistent seed bank, *Rumex sanguineus*, seed longevity, *Verbascum austriacum*

In this paper, soil seed bank properties are reported for four disturbance tolerant forest herb species: *Cardamine impatiens* L., *Geum urbanum* L., *Rumex sanguineus* L. and *Verbascum austriacum* Schott. We assessed the seed longevity of these species in a seed burial experiment. The freshly harvested seeds were mixed with sterilized sand and then buried in clay pots at a depth of 0.65 m, using multiple replicates of 100 seeds per repeat for each species. For every species, one sample with 100 seeds was exhumed 1, 2, 3, 4, 6 and 19 year after burial, and then seeds were germinated under greenhouse conditions. We found the seed bank of *C. impatiens* to be short-term persistent. For this species, the trait is probably the result of two opposing influences, as the forest environment would support transient soil seed bank, while the biennial life history of the species and its occurrence in disturbed habitats would favour a long-term persistent seed bank. In the case of *G. urbanum*, we found long-term persistent soil seed bank, that is the first data published for this species. It should be noted that for species with flat and elongated seed, this seed bank type is relatively rare, thus *G. urbanum* can be considered as exceptional in this respect. The seeds of *V. austriacum*, like other previously studied mullein species, showed excellent survival: in the 19th year after burial, seeds germinated practically in the same percentage as they did in the first year. For *R. sanguineus*, three different soil seed bank types have been reported in the literature. According to our results, this species can maintain long-term persistent seed bank in the soil as its seeds germinated in 43 percent after 19 years of burial. In our paper, we also discuss the usefulness of seed burial experiments for studying seed longevity of species.

ANALYSIS RESULTS OF IN SITU WATER AND SEDIMENT QUALITY OF ÚJPEST BACKWATER

János GRÓSZ, András SEBŐK, Noémi NAGY, Andrea KOVÁCS, István WALTNER

Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences, Institute of Environmental Science
H-2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1., e-mail: sebok.andras@mkk.szie.hu

Keywords: sediment analysis, water quality parameters, heavy metals, biological water quality, hydrocarbon pollution

Abstract: Water is one of the most significant and vulnerable natural resources. The aim of our study presented here was to assess the sediment and water quality of Újpest backwater and its main influencing factors. The study area is located in the north side of Budapest, a backwater of the Danube river. An industrial region of the city, also serving as recreational area for nearby residents. The average water depth is 4,5 meters and the length of the backwater is 2200 meters. The most significant economic activity is the ship-building and maintenance. In order to assess water and sediment quality, a number of physical, chemical and the microbiological measurements were carried out on both water and sediment samples. The water samples were collected at two dates, while sediments samples were taken at one date in 2015. Sediment analysis included heavy metals (Cu, Zn, Pb, Cd), TPH and PAH measurements. Water quality analysis included chemical (NH₃, NH₄⁺, NO₃⁻, Fe, pH value, conductivity, dissolved oxygen) and microbiological parameters. The results of the study showed that the sediment contained different types of heavy metals and hydrocarbons due to the industrial activities and transportation. During the analyses, we measured high Pb, Cd, Cu, Zn, TPH and PAH concentration in the northern part of the backwater. Possible reasons of the high values include ship maintenance and repairing, ship traffic and road traffic. Measured high Pb, Cd, TPH and PAH concentrations in the sediment might carry environmental risks. Among the general water quality parameters, we found high Fe concentrations most likely connected to railway traffic in the northern part of the sampling area, while microbial analysis showed only acceptable or lower counts.

Introduction

The improvement of the quality of water resources is a key objective of the European Union, being primarily expressed through the Water Framework Directive. However, information about the quality of our water bodies is still relatively scarce and is often not meeting local or regional public demand. The assessment of water resources is a complex concept and task. A number of different tools and methods can be used during the evaluation process (Smakhtin et al. 2004). During a complex environment assessment, the researchers need to implement profound water quality and sediment analyses. Sediment analysis is a particularly important part of the study, because sediments could potentially store harmful organic and inorganic compounds. Water quality itself can refer to the chemical, physical and biological characteristics of water (Padisák 2005).

Heavy metal content can be a significant part of environment contaminants, since metallic elements have a relatively high density and at relatively low concentrations they are potentially toxic or poisonous (Duffus 2002). Based on a number of scientific studies, a large amount of heavy metals derive from anthropogenic sources and discharge into aquatic environment where they are accumulated in sediment and bioaccumulated through the food chain, posing a great ecological risk to living creatures (Yi et al. 2011). Since sediments are a major sink for heavy metals in the aquatic environments, sediment quality is recognized as a significant indicator of water pollution. Furthermore, potential toxic heavy metals are not

constantly bound to sediment particles, and they may be released into to water when the physical conditions of the environment alter (Wu et al. 2014). The most important heavy metals found in road run-off are cadmium (Cd), lead (Pb), copper (Cu) and zinc (Zn) (Davis et al. 2001). Their sources can be very different, but heavy metals in highway, railway and road run-off are typically related to the wear and tear of vehicle parts. As a matter of the occurrence and the behavior, they can be very variable in the environment and depend on the current conditions. Regarding chemical processes, heavy metal components (Zn, Cu, Cd, Pb) are mainly attached to the sediments and the suspended solids (Ciazelaa et al. 2018). Measuring the soluble forms of the heavy metals in the aquatic environment, their dissolved concentration is much lower than in the sediments (Viersa et al. 2009). In urban areas, a significant source of contaminants can be road run-off. Former studies indicated that the main sources of pollutants on urban roads are vehicles, atmospheric deposition and roadway maintenance practices (Barret et al. 2015). Vehicles can contribute to road pollution in two different ways. On the one hand, directly, vehicle contributes to pollution from normal operation. On the other hand, indirect pollutants are solids induced by vehicles for later deposition, during extreme weather condition. (Asplund et al. 1980). With reference to the atmospheric pollutants, they are deposited through wet precipitation or dry precipitation (Winkler 2005).

In this paper we shall examine the sediment and water quality of Újpest backwater, an important area for the residents and industrial sector. The study area is located in Budapest and it is part of the River Danube that is one of the most important rivers in Europe. Within the area, there are many potential sources of pollution. Most significant is likely the ship-building and service industry which is settled around the backwater. The history of the industrial activities was investigated by (Gonda 2011). According to historical records, the ship-building and service industry has started in the 18th century so that it has a long history. However, this is also a recreational area with a number of boat-houses and sport clubs training on the calm water of the backwater.

There are many studies in the world which are dealing with proper techniques of the environmental assessment and analytical methods for the sediment and water quality measurements. Analysis methods for heavy metals in sediments were investigated by (de Groot, Zschuppel and Salomons 1982). Sediments can contain and store many harmful components for the environment and the ecosystem. The relationship between the adsorption of heavy metals and organic matter in sediments was investigated by Lin and Chen (1998). A significant number of geological surveys were implemented by research teams of the former Hungarian Institute of Geology and Geophysics. These studies have included stratigraphic studies, plate tectonics studies and general geological surveys. As a result, numerous geological maps were created about the area and the data showed that the geomorphological conditions of the area are very diversified. Prevalent geological processes were the erosion and accumulation processes. The result of the whole geological survey was published in the Annual Report of the Hungarian Geological Institute of 1987 by the research teams (Nagy and Piros 1987).

A study by Bartram and Ballance (1996) is focusing on proper methods of water quality monitoring. The authors give appropriate protocols and schemes designed for freshwater monitoring programs. Techniques of trend analysis for monthly water quality data were examined by Hirsch et al. (1982). With reference to the water quality, several laboratory measurements were carried out by former studies of Szent István University. During the analysis, the physical and chemical parameters of water quality were examined by Németh (2014). The main measured parameters were NO_2^- , NO_3^- , NH_3 , NH_4^+ , pH, electrical conductivity (EC). According to the thesis, the NH_4^+ concentrations of the samples were higher than the Hungarian regulation, however the other parameters were below the limit.

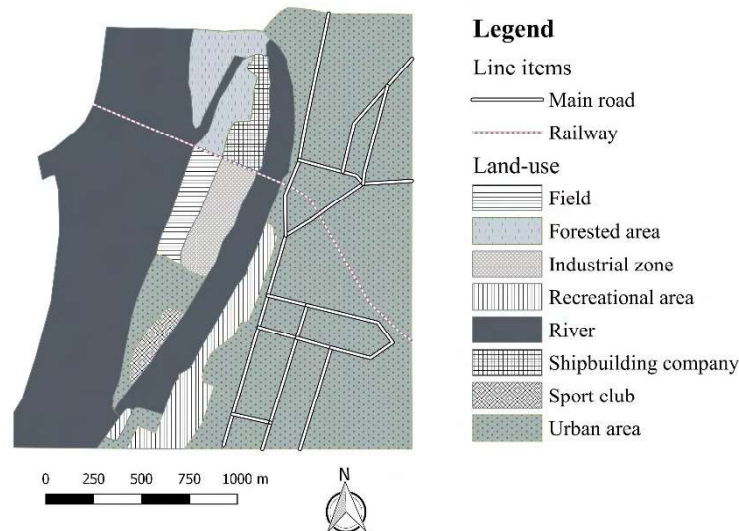


Figure 1.: Land-use map of Újpest backwater
 1. ábra: Az Újpesti-öböl területhasználati térképe

Our study aimed to investigate the sediment and water quality of Újpest backwater and its main influencing factors. Analysis included a number of physical, chemical and the microbiological parameters. Regarding water quality, the focus was on general water quality parameters. The sediment analysis included analysis of:

- heavy metal content;
- total petroleum hydrocarbon (TPH) content;
- polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) content.

Within the framework of the current article the main objectives were the following:

- The design and application of a set of systematic in situ measurements and sampling series of sediment and water quality parameters.
- Analysis of heavy metals, TPH and PAH content of the sediment to evaluate the environmental impact and risk indicated by these parameters.
- Evaluation of local activities affecting the sediment and water quality.

Materials and methods

The study area is the Újpest backwater, located in the north side of Budapest, in the 13th district. It has many significant ecosystem services for nearby residents. From these services, the most important ones are the recreational activities, highlighting the sports. Within this area, there are a number of sports clubs, kayak and canoe training facilities, fishing areas and leisure parks. The average depth of the backwater is between 4 meters and 5 meters and the length is 2200 meter. As for the economic activities, the most significant one is the shipbuilding and maintenance. According to economic indicators, the productivity of the industry has reduced and there are some abandoned factory sites. Nowadays, industrial activities focus on the ship servicing and the seasonal ship storing. In fact, these activities can influence and affect the water quality and the presence of hazardous substances in the sediment. During the preliminary work for the study a land use map of the area was derived, using GIS (Geographic Information System) software - QGIS 2.18. Further application of the GIS software was to create interpolated maps of the heavy metal, PAH and TPH concentration of the sediment in the backwater. Inverse Distance Weighting (IDW) interpolation method was

used during the mapping process. In regard to visualization, a gray-scale classification was applied. The land-use map and element distribution maps can be seen on figures 1, 3, 4 and 5.

The sampling campaign, was divided into two different sections. The first section was focusing water sampling and analysis, while the second part was focusing on sediment sampling. The water samples have been collected at two dates, one in August and one in September of 2015. A key point, was to create a sampling protocol and then to produce a precise documentation about the measurements and environmental conditions. Therefore the designation of sampling points was based on a pre-planned initial field survey. During the planning process, the focus was on the different locations where industrial and non-industrial activities would most likely influence the backwater.

Sediment sampling method

The main objective of the sampling was to collect information about the pollutants accumulated in the sediment. The measurements focus on the heavy metal content, the TPH content and the PAH content of the samples. Sediment grab samples were collected in September 2015. With the average water level of 160 cm in the backwater. Within the study area, ten sampling points have been designated. Fine mud samples were collected from the surface of the river bed (0-10 cm). During the collection process, we followed the ISO 5667-12:1995 (Water quality – Sampling – Part 12: Guidance on sampling of bottom sediments) standard. The location and detailed list of sediment sampling points is presented on the Figure 2 and in Table 1.

Table 1. Sediment sampling point details
1. táblázat Üledékmintavételi pontok részletes adatai

Sampling points	Depth (m)	Dry matter content (%)
Point/Sample 1	2.1	98.8
Point/Sample 2	2.6	98.3
Point/Sample 3	3.2	98.4
Point/Sample 4	3.8	99.5
Point/Sample 5	4.2	98.5
Point/Sample 6	4.6	98.1
Point/Sample 7	4.3	98.9
Point/Sample 8	4.1	98.8
Point/Sample 9	3.8	98.2
Point/Sample 10	3.2	98.9

Water sampling method

Water sample collection was performed in August and September of 2015. The number of samples was different in the two dates. Six samples were collected in August and twelve were collected in September. The reason of the difference was the following: the first occasion was a general sampling, we focused on those points where the risk of pollution could have been higher. By contrast, the second was a more detailed one where we collected data from the surroundings of the risky points. Another reasonable point was that we collected samples from those points where the measured concentration of the parameters were not acceptable during the first sampling time. The water samples were taken at 10 cm below the surface stored in HDPE containers. The location of water sampling points is presented on Figure 2.

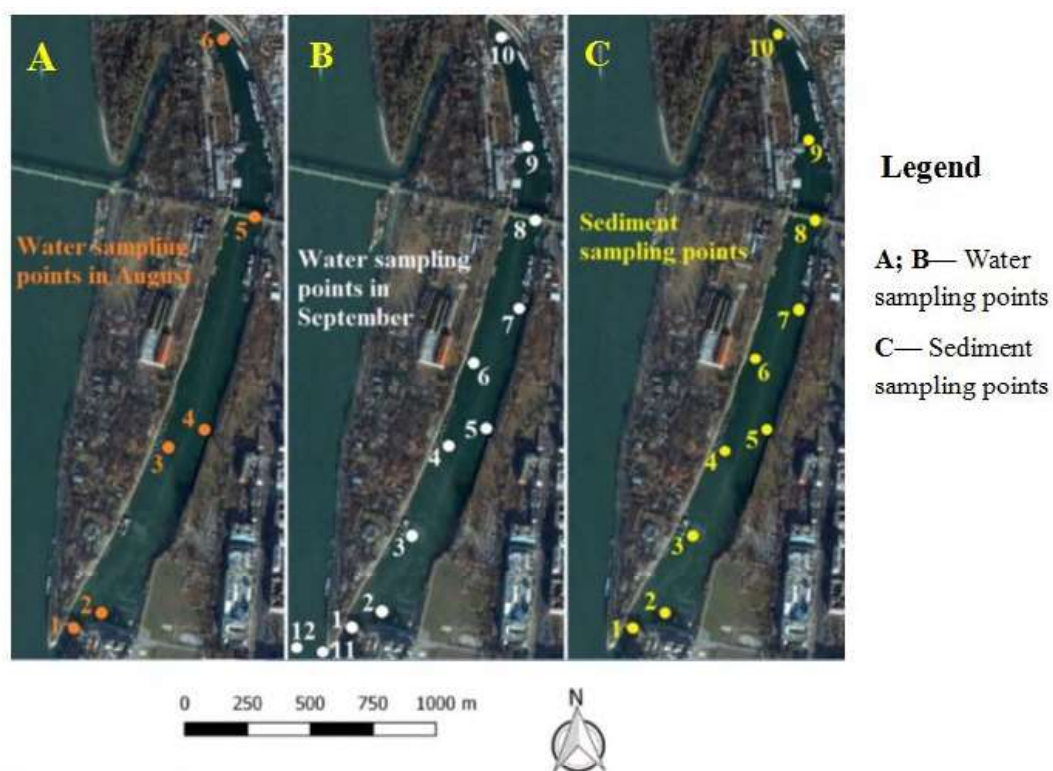


Figure 2. Location of sampling points in the three sampling campaigns
 2. ábra Mintavételi pontok elhelyezkedése a mintavételi időszak alatt

Analysis methods

In-situ and laboratory examinations were the major part of our study. In order to acquire useful data about the water quality and the sediment, we have implemented a number of measurements during the sampling campaign.

Sediment analysis

The main goal of sediment analysis was collect data about the general status of the accumulated pollutants. The most important selected compound groups were the TPH (Total Petroleum Hydrocarbons), PAH (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons). The selection process was based on historical records. During the analysis, we focused on those compound groups that were mostly related to the ship-building and service. Pre-processing of the sediment samples included drying, grinding and drizzling (0,2 mm hole diameter sieve). The investigated parameters, the measurement methods and the instruments can be seen in the Table 2.

Table 2. Sediment investigations
2. táblázat Üledékminta vizsgálatok

	Investigated parameters	Examination methods	Instruments
Elements	Copper (Cu), Zinc (Zn), Lead (Pb), Cadmium (Cd)	MSZ 12739/4-78	Atomic Absorption Spectrometer (AAS, Perkin Elmer AAnalyst 800)
	Extractable Petroleum Hydrocarbons (EPH)	EPH (C ₁₀ -C ₁₂) EPH (C ₁₃ -C ₄₀)	Gas Chromatograph with Flame Ionization Detector (GC-FID, Agilent 6890)
Total Petroleum Hydrocarbon (TPH)	Volatile Petroleum Hydrocarbons (VPH)	Benzene Toluene Ethylbenzene 1,3-Xylene and 1,4-Xylene 1,2-Xylene VAPH (C ₆ -C ₁₂) n-Hexane n-Decane VALPH (C ₅ -C ₉) VALPH (C ₁₀ -C ₁₂) MTBE	MSZ 2184-7:2009, MSZ 21470-94:2009, MSZ 1484-4:1998, MSZ 21471-92:1998, MSZ 21470-105:2009, MSZ EN ISO 9377-2:2001 Gas Chromatography with Mass Spectrometer (GC-MS, Shimadzu GCMS-QP2010)
Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH)		Naphthalene 2-Methyl Naphthalene 1-Methyl Naphthalene Acenaphthylene Acenaphthene Fluorene Phenanthrene Anthracene Fluoranthene Pyrene Benzo [a] anthracene Chrysene Benzo [b] fluoranthene Benzo [k] fluoranthene Benzo [e] pyrene Benzo [a] pyrene Indeno [1,2,3-cd] pyrene Dibenzo [a, h] anthracene Benzo [g, h, i] perylene	MSZ 1484-6:2003, MSZ 21470-84:2002, MSZ 21978-40:1999, MSZ 15527:2009, MSZ 21862-29:1988 Gas Chromatography with Mass Spectrometer (GC-MS, Shimadzu GCMS-QP2010)

Water quality analysis

A key goal of the study was to gain more information about the water quality through general physical, chemical and microbiological parameters. The investigated parameters and the instruments are presented in Table 3.

Table 3. Analyzed parameters of the water samples and used instruments
3. táblázat Vízminőség vizsgálatok és alkalmazott berendezések

Investigated parameters		Measurement location	Instruments
Physical parameters	Water temperature	On-site measurement	ADWA AD630 DO&Temperature
	Secchi depth	On-site measurement	Secchi disk
Chemical parameters	Ammonia	Laboratory measurements	HANNA Instruments HI 83099 photometer
	Ammonium	Laboratory measurements	HANNA Instruments HI 83099 photometer
	Iron	Laboratory measurements	HANNA Instruments HI 83099 photometer
	Nitrate	Laboratory measurements	HANNA Instruments HI 83099 photometer
	pH value	On-site measurement	ADWA AD8000 pH/mV/TDS&Temperature
	Electrical conductivity	On-site measurement	ADWA AD8000 pH/mV/TDS&Temperature
	Dissolved oxygen	On-site measurement	ADWA AD630 DO&Temperature
Microbiological parameter	<i>Escherichia coli</i>	Laboratory measurements	Microplate
	Intestinal <i>Enterococci</i>	Laboratory measurements	Microplate

A number of physical and chemical (pH, EC, DO) parameters were measured on site directly after the samples have been taken. The remaining chemical (NO_3^- , NH_3 , NH_4^+ , Fe) and microbiological analyses were carried out in the laboratory after the sampling. Preservation of the samples were ensured by transporting them in a cooled storage container. Sample preparation included field vacuum filter with 0,45 μm hole diameter filter paper. With reference to the microbiological examination, we measured two microbiological parameters: *Escherichia coli* and intestinal *Enterococci*. The examination steps included creating two dilution series from the samples and adding them into MUG microplates. Samples had been incubated at 44°C for 72 hours. Finally the results were evaluated under 366 nm UV light.

Results

The main purpose of the current study was to create a complex environmental analysis of the backwater. Results had been analyzed and evaluated on the grounds of Hungarian regulations and law. The sediment samples had been assessed on the basis of statute 6/2009 of Ministry of Environment, Ministry of Health and Ministry of Agriculture. The water samples had been evaluated on the score of statute 10/2010 of Ministry of Rural Development and ISO 9308-3:2000, ISO 7899-1:2000.

Evaluation of the sediment measurements

Within the framework of the study, 10 sediment samples were examined. The first parameter cluster was the heavy metal content of the sediment. Zn and the Pb contents were higher than the threshold of Hungarian regulations in a number of sampling points. At sample 9, the Zn concentration was four times higher than the limit. Zn is one of the most commonly used metals in industrial activities. The solubility of the Zn is increasing in acidic environment. According to the results, the biggest difference between the limit and the determined

concentration was in the Pb content. In Sample 8, it was ten times higher than the threshold. The source of Pb pollution is widespread. It can come from the car industry, paint production, battery manufacturing and the transportation. The Cd concentrations of the samples were higher than the limit in every case. In one case (Sample 9) the Cd concentration was twice higher than the Hungarian limit. Cd could pass into the aquatic ecosystem by the wearing of tires and use of diesel oil. In the presence of chloride and sulfate ions, the Cd mobilization processes could occur quickly. Going further among the examined elements, the best results were measured in the Cu examinations as Cu concentrations stayed below the regulation limit. After analysis of the results, a number of sampling points showed significantly higher results than the others. These points were the seventh, the eighth, the ninth and the tenth sampling points. This was the area where the industrial activity was the most prominent. The results of the laboratory examination of sediment can be seen in the Table 4. Interpolated maps of heavy metal concentrations are presented in Figure 3.

Table 4. Results of the sediments analysis
4. táblázat Üledékvizsgálati eredmények

Sediment samples	Concentration (mg kg ⁻¹)			
	Zn	Cu	Pb	Cd
Threshold of Hungarian regulation	200.0	75.0	100.0	1.0
Sample 1	107.9	13.2	34.7	1.0
Sample 2	120.0	22.9	36.2	1.6
Sample 3	85.0	25.1	71.7	1.4
Sample 4	112.0	26.4	67.5	1.3
Sample 5	179.0	42.5	302.0	1.5
Sample 6	127.0	30.1	134.0	1.4
Sample 7	132.0	40.0	347.0	1.1
Sample 8	407.5	47.3	1017.0	1.4
Sample 9	804.0	59.0	436.0	2.1
Sample 10	240.0	38.5	268.5	1.7

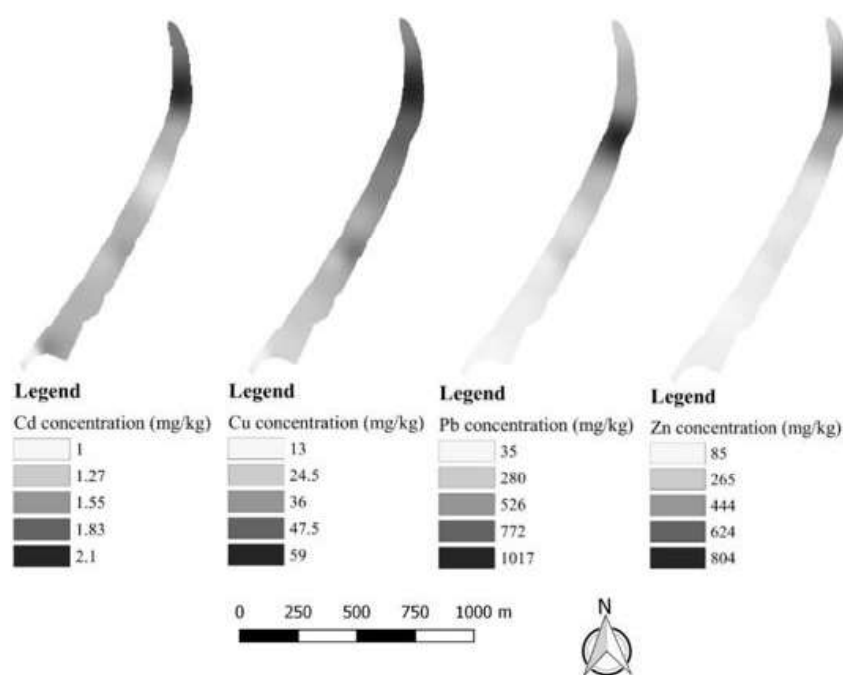


Figure 3. Interpolated maps of heavy metals content of the backwater
3. ábra Nehézfémm tartalom eloszlása az öbölben

The evaluation of the maps suggest the northern section of the backwater was the most polluted, with industrial activities more dominant in the area, as well as due to increased sedimentation due to the specific hydraulics of the backwater. The runoff from railway and road networks could also be responsible for some of the pollutants present. These findings also proved that these industrial activities and traffic-related sources significantly affect the sediments heavy metal content. As it can be seen from the figures, the less affected part of the backwater was the southern region. This is well illustrated by the interpolated maps because the measure concentrations were lower than the other parts. The southern section of the area is mostly surrounded by sports clubs recreational areas.

In order to get more detailed information about the sediment, the second parameter cluster included the TPH and the PAH indicator groups. As in the previous step, interpolated maps had been created regarding the concentration of the two mentioned hydrocarbon groups. The interpolated maps can be seen on Figure 4.

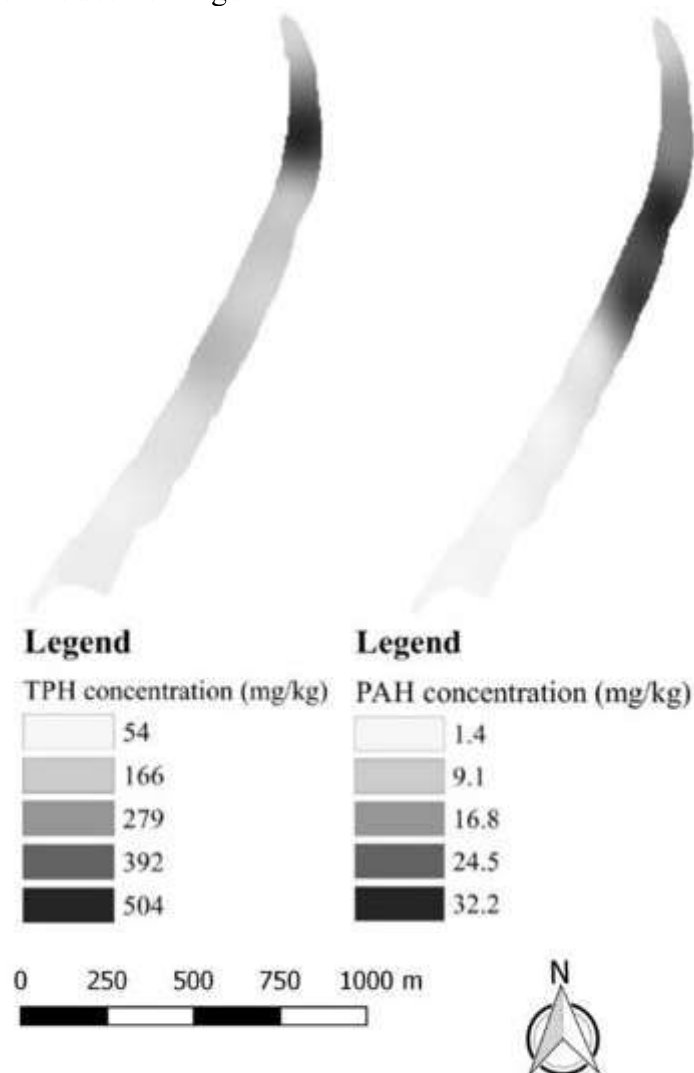


Figure 4. Interpolated maps about the TPH and PAH content of the backwater
4. ábra TPH és PAH származékok eloszlása az öbölben

The figures reveal the same patterns what were present in the case of heavy metals, with the northern section of the area highly affected by the pollutants. In all cases PAH concentrations were above the limit. In addition to this, really high PAH concentrations were

measured in samples 7, 8 and 9. In a prominent case (sample 8), the PAH concentration was more than thirty times higher than the Hungarian threshold. With reference to the results of the TPH measurements, they showed the same patterns. In several cases (Sample 8 and Sample 9), the TPH concentrations were four and five times higher than the limit. Conceivable reason for hydrocarbon pollutants could be the ship repairing and transporting activities and potentially related accidents. The TPH and PAH compounds could get into the water by ship traffic, used diesel oil and hydraulic oil. The human and environmental risk of the parameter groups are very high because of the accumulation process. The results of the TPH and the PAH examinations of the sediment can be seen in the Table 5.

Table 5. Results of the TPH and PAH analysis
5. táblázat TPH és PAH vizsgálatok eredménye

Sediment samples	Concentration (mg kg ⁻¹)	
	TPH	∑ PAH
Threshold of Hungarian regulation	100.0	1.0
Sample 1	57.0	1.6
Sample 2	82.0	1.4
Sample 3	68.0	1.1
Sample 4	107.0	1.5
Sample 5	100.0	1.1
Sample 6	211.0	3.1
Sample 7	144.0	30.0
Sample 8	165.0	32.2
Sample 9	504.0	18.9
Sample 10	435.0	6.5

Evaluation of the water quality measurements

A combined number of 18 water samples were analyzed during the two related sampling campaigns. For water quality analysis, measurements were made in the three parameter clusters: physical, chemical and microbiological parameters. The microbiological evaluation of the samples has been based on MPN (most probable number) method. It involved two microbiological indicators, *Escherichia coli* and *Enterococci*. The results of microbiological measurements of the water can be seen in Figure 5.

According to the results, the majority of the samples were excellent and good, except for one sampling point during the first sampling period in August. This sampling point is located in the main branch of the Danube more precisely at the entrance of the backwater. The *Escherichia coli* MPN value was 969 while the mean MPN value of this sampling period (for all 6 samples) was 28. Results showed the same pattern during the second sampling period in September, with high counts measured at the entrance of thy backwater. In this case, the maximum MPN value was 1116 while it was much lower or zero in the rest of the area. The data would seem to suggest that MPN value of the *Escherichia coli* was higher in the Danube than in the bay. Possible cause of higher value was a probable source of pollutants above or at the entrance of the bay (such as the North-Pest Wastewater Treatment Plant) or the microbiological process was more active in the water of the Danube than in the backwater. Regarding the intestinal *Enterococci* content, the classifications of the results were excellent. The results of microbiological measurements of the water can be seen in the Figure 5.

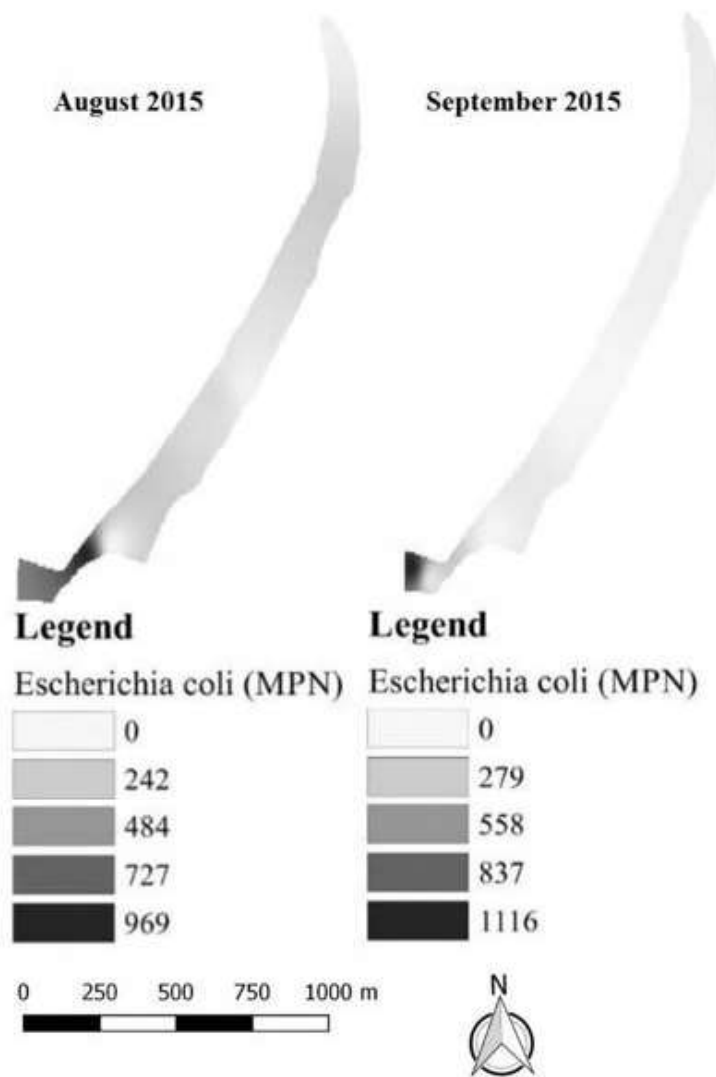


Figure 5. Interpolated maps about the *Escherichia coli* content of the backwater in August and September 2015
5 ábra *Escherichia coli* tartalom eloszlása az öbölben

Further evaluation of the additional water quality parameters showed that the average NH_4^+ concentration was 0.2 mg l^{-1} during the sampling campaign. The average concentration of NO_3^- was 0.7 mg l^{-1} . As a matter of fact, the dissolved oxygen concentrations were low in some cases, with particularly low concentrations at the 7th, the 8th, the 9th and the 10th sampling points. This low dissolved oxygen concentration ranged from 1.5 mg l^{-1} to 2 mg l^{-1} and the temperature of the water samples were $20 \text{ }^\circ\text{C}$. Interesting point of the results was that the 9th and the 10th sampling points with the lowest concentrations were in the end of the backwater. The low dissolved oxygen concentrations could have been due to two reasons: on one hand the currents were really slow in this part of the area with was almost a still water. On the other hand, the activity level of the biological degradation may have been higher than in the other part of the water body. As for the NH_3 content, there were some sampling points where the measured results were higher – around 0.3 mg l^{-1} to 0.37 mg l^{-1} – than the mean concentration ranging from 0.1 mg l^{-1} to 0.15 mg l^{-1} . These mentioned higher concentrations were measured at the 2nd and the 9th and the 10th sampling points. Fishing is a popular activity as well in the area and the fishermen feed the fish in these areas, which might have caused excess nutrient accumulation. Another reason of the higher NH_3 , NH_4^+ and NO_3^- content in the northern part of the bay could be sewage. The Fe content of the water samples was very low. In many cases

the results were under the detection limit or around 0.01 mg l^{-1} . But there was an exception during the examinations. This higher Fe concentration – that was around 0.62 mg l^{-1} - was measured at the 8th sampling point during the second sampling period. There could be two explanations: on the one hand, there was a railway bridge above the sampling point. Higher Fe concentration may have come from the railway traffic. Furthermore, there is a harbor or a kind of storage for those ships that the companies have to repair or renew. This could have been the second reason of the higher Fe concentration. We carried out measurements with Secchi disk and the result was that most of the bay had a turbid water. The average Secchi depth ranged from 30 cm to 40 cm. Measured pH values were between pH 7 and pH 8.

Table 6. Results of the water quality measurements (2015 September)

6. táblázat Vízminőség vizsgálatok eredményei

Water sample	pH	T (°C)	EC ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	DO (mg l^{-1})	NO ₃ -N (mg l^{-1})	NH ₃ -N (mg l^{-1})	NH ₄ ⁺ -N (mg l^{-1})	Fe (mg l^{-1})
1	7.93	20.4	569	4.24	0.0	0.14	0.18	0.00
2	7.16	20.7	583	5.43	1.7	0.37	0.18	0.00
3	7.92	20.4	584	4.58	0.0	0.14	0.17	0.00
4	7.60	18.4	552	4.48	0.0	0.13	0.15	0.00
5	7.57	18.4	571	4.26	1.2	0.12	0.18	0.00
6	7.26	20.0	589	4.01	0.0	0.14	0.12	0.00
7	7.73	20.4	586	2.27	0.7	0.10	0.18	0.20
8	7.81	20.1	641	1.56	5.2	0.18	0.48	0.62
9	7.92	20.2	610	1.85	3.2	0.31	0.40	0.25
10	6.81	20.8	670	1.23	4.6	0.34	0.44	0.00
11	8.04	19.8	615	5.44	1.0	0.18	0.23	0.00
12	7.52	18.3	655	5.95	1.0	0.15	0.25	0.16

Discussion

Our study was focusing on a complex approach to assess and evaluate the water and sediment quality of the study area. The sediment examinations were a very significant part of the study because we investigated many different pollutant components that could have accumulated over the past decades of industrial activity. By and large, the result of the sediment examination was that heavy metals content – particularly Cd, Zn and Pb concentrations – were high in the samples. In some cases, the concentrations of the elements were four times (Zn) and ten times (Pb) higher than the Hungarian regulations. Cd content, it was the worst because the measured concentrations of each sampling points were higher, on average almost twice, than the Hungarian limit. TPH and PAH examinations had shown the same spatial pattern as heavy metal analysis. The TPH and PAH contents of the sediment sample were higher in the northern part of the backwater than in the southern segment. Possible reason of higher values, the economic activities especially the ship maintenance and repairing which could have affected the environment. In point of the ship-building, it has very long history in the area and the pollutants could have accumulated in the sediment during this long period. The ship maintenance and repairing has been going on since the first half of the 19th century. It could have influenced the sediments heavy metal, TPH and PAH contents.

The analysis of water quality focused on the general water quality parameters. Chemical and biological water quality of the bay were good but there were some higher values among the Fe and dissolved oxygen concentration. Possible reason of the high Fe concentration was the busy railway bridge over the sampling area. We measured low dissolved oxygen concentration in the northern side of the bay because the currents were very low and organic matter content could be high. The analysis of the sediment revealed that the Pb, Cd, TPH and

PAH concentrations are posing the higher environmental risk among the measured parameters. The environmental load began in the 19th century when the industrial activities rose. The high Pb and Cd concentration of the sediment have a high human and environmental risk because of the mobilization processes which is driven by the changing chemical and biological conditions. The sediment stored remarkable amount of pollutant due to the past and present industrial and transportation activities. Systematic monitoring could be a very important part for future action because the area has been under constant development in the last decades and the dominance of industrial activities is expected to further shift towards recreational services. Regarding potential further studies, focus should also be on other potential pollutant groups: Polychlorinated biphenyls (PCB) and Polybrominated biphenyls (PBB) which can link or relate to the ship-building and can have a profound impact of the ecosystem. An important future study would be a detailed long-term water quality monitoring, particularly in the light of increasing recreational activities.

Acknowledgements

This publication was supported by the EFOP-3.6.1-16 -2016-0016 project: Improvement of the research and training profile of the SZIU Campus in Szarvas in the themes of water management, hydroculture, precision mechanical engineering, alternative crop production. The underlying research was supported by the Higher Education Institutional Excellence Program (1783-3/2018/FEKUTSRAT) awarded by the Ministry of Human Resources in the framework of water-related research of the Szent István University, Gödöllő (Hungary).

References cited

- Asplund, R., Ferguson, J. F. and Mar, B. W. 1980: Characterization of Highway Runoff in Washington State. Washington State Department of Transportation.
- Barret, M. E., Zuber, R. D. and Collins, E. R. 2015: Review and Evaluation of Literature Pertaining To the Quantity and Control of Pollution From Highway Runoff and Construction. Texas: The University of Texas at Austin. pp. 5–18.
- Bartram, J., Ballance, R. 1996: Water Quality Monitoring: A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes. Conference Record Southcon. UNEP and WHO, E & FN SPON and Chapman & Hall.
- Ciazela, J., Siepak, M. and Wojtowicz, P. 2018: Tracking heavy metal contamination in a complex river-oxbow lake system: Middle Odra Valley, Germany/Poland. *Science of The Total Environment*, 616–617, 996–1006.
- Davis, A. P., Shokouhian, M. and Ni, S. 2001: Loading estimates of lead, copper, cadmium and zinc in urban runoff from specific sources. *Chemosphere*, 44(1): 997–1009.
- Duffus, J. H. 2002: Heavy metals – A meaningless term. *Pure and Applied Chemistry* 5: 793–807.
- Gonda B. 2011: A hajóépítés kezdetei Újpesten. *Újpesti Helytörténeti értesítő* 18(1): 4–6.
- de Groot, A., Zschuppel, K., Salomons, W. 1982: Standardization of methods of analysis for heavy metals in sediments. *Hydrobiologia* 92: 689–695.
- Hirsch, R. M., Slack, J. R., Smith, R. A. 1982: Techniques of trend analysis for monthly water quality data. *Water Resources Research*, 18(1): 107–121.
- Lin, J.-G., Chen, S.-Y. 1998: The relationship between adsorption of heavy metal and organic matter in river sediments. *Environment International*, 24(3): 345–352.
- Nagy, E., Piros, C. 1987: Annual report of the Hungarian Geological Institute of 1987. Budapest.
- Németh N. 2014: Környezeti problémák vizsgálata megváltozott területhasználatú városrészekben. Szent István Egyetem.
- Padisák J. 2005: Általános Limnológia. Budapest: ELTE Eötvös Kiadó.
- Smakhtin, V., Revenga, C., Döll, P. 2004: Taking into Account Environmental Water Requirements in Global-scale Water Resources Assessments. *Water International*. Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture 2, Colombo. p. 24.

- Viersa, J., Dupréa, B., Gaillardetb, J. 2009: Chemical composition of suspended sediments in World Rivers: New insights from a new database. *Science of The Total Environment*, 407(2): 853–868.
- Winkler, M. 2005: The characterization of highway runoff water quality. Graz: Technischen Universität Graz, pp. 207–228.
- Wu, B., Wang, G., Wu, J., Liu, C. 2014: Sources of Heavy Metals in Surface Sediments and an Ecological Risk Assessment from Two Adjacent Plateau Reservoirs. *Online Research, PLoS ONE*, 9(7): e102101.
- Yi, Y., Yang, Z., Zhang, S. 2011: Ecological risk assessment of heavy metals in sediment and human health risk assessment of heavy metals in fishes in the middle and lower reaches of the Yangtze River Basin. *Environmental Pollution* 159: 2575–2585.

AZ ÚJPESTI-ÖBÖL VÍZMINŐSÉGÉNEK ÉS ÜLEDÉKÉNEK VIZSGÁLATA

GRÓSZ János, SEBŐK András, NAGY Noémi, KOVÁCS Andrea, WALTNER István

Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék
2100 Gödöllő, Péter Károly u. 1., e-mail: sebok.andras@mkk.szie.hu

Kulcsszavak: üledék vizsgálatok, vízminőség vizsgálatok, nehézfémek, biológiai vízminőség, szénhidrogén szennyezés

Összefoglalás: Vízkészleteink a legjelentősebb és legsérülékenyebb természeti erőforrások közé tartoznak. Az itt bemutatott tanulmány célja az Újpesti-öböl vízminőségének és üledékének, valamint az azt befolyásoló tényezők vizsgálata volt. A vizsgált terület a Duna egykori mellékága, Budapest északi területén található. Az öböl környékén elsősorban ipari létesítmények találhatók, ám egyben rekreációs, illetve sportolási tevékenységek helyszíne is. Az átlagos vízmélység 4,5 méter, a z öböl hossza 2200 méter. A legjelentősebb gazdasági tevékenység a hajóépítés és karbantartás. A vízminőség, illetve az üledék vizsgálatához különböző fizikai, kémiai és mikrobiológiai paramétereket vizsgáltunk víz- és üledék mintákon. A mintavételezés 2015-ben vízminták esetén két időpontban, üledék esetén egy alkalommal történt. Az üledék vizsgálata kiterjedt azok nehézfém (Cu, Zn, Pb, Cd), valamint a TPH és PAH tartalmára. A vizsgált vízminőségi jellemzők közé tartoztak kémiai és fizikai (NH₃, NH₄⁺, NO₃⁻, Fe, pH, vezetőképesség, oldott oxigén), valamint mikrobiológiai paraméterek. A vizsgálat eredményei kimutatták, hogy az üledék számos helyen tartalmazott nehézfémeket és szénhidrogéneket, melyek összefüggésbe hozhatók az ipari és közlekedési tevékenységekkel. Magas Pb, Cd, Cu, Zn, TPH és PAH koncentrációt mutattunk ki az öböl északi részén, mely valószínűsíthetően összefüggésben áll az ott zajló karbantartási és javítási munkálatokkal, hajóforgalommal, illetve közlekedéssel. A üledékben mért magas Pb, Cd, TPH és PAH tartalom jelentős környezeti veszélyeket hordozhat. A vízminőségi vizsgálatok során mért magas Fe tartalom összefüggésbe hozható az öböl felett áthaladó vasúti forgalommal. A mikrobiológiai vizsgálatok ugyanakkor jellemzően elfogadhatóan alacsony értékeket mutattak.

A ZÖLDINFRASTRUKTÚRA LEHETSÉGES FELMÉRÉSI MÓDSZERE KESZTHELY PÉLDÁJÁN

IVÁNCICS Vera, FILEPNÉ KOVÁCS Krisztina

Szent István Egyetem, Tájépítészeti és Településtervezési Kar, Tájtervezési és Területfejlesztési Tanszék
1118 Budapest, Villányi út 35-43. e-mail: ivancsics.vera@phd.uni-szie.hu

Kulcsszavak: zöldinfrastruktúra, Keszthely, fasor felmérés, módszertan, ökoszisztéma-szolgáltatás

Összefoglalás: A zöldinfrastruktúra (ZI) fogalma egyre fontosabbá vált mind Európában mind hazánkban. A ZI a zöldfelület-rendszer egy sajátos, rendkívül komplex értelmezése. Tanulmányunkban ismertetjük a ZI sajátosságait és Keszthely példáján bemutatjuk értékelésének lehetőségeit. 2016-ban készült el Keszthely zöldinfrastruktúrájának felmérése. A munka során eddig nem alkalmazott mérési módszertant alakítottunk ki az egyes infrastruktúra elemekre. Az ökológiai minőség, esztétikum, ökoszisztéma-szolgáltatások és használhatóság szempontjait értékeltük 1–3-as, illetve 1–5-ös skálán terepi felmérés és különböző indikátorok mentén. Az ökoszisztéma-szolgáltatások esetén olyan csoportosítással éltünk a szakirodalom alapján, mely a társadalmi szereplők számára is értelmezhető, így a különböző egyeztetések során megkönnyítik a közös munkát. A módszertan segítségével felmértük a ZI állapotát Keszthely belterületén. A cikk a módszertant és annak alkalmazott eredményeit mutatja be, mely sikerrel alkalmazható más hazai települések esetében is.

Bevezetés

A zöldinfrastruktúra (ZI) fogalma egyre gyakrabban merül fel a városok fejlesztése során, sok esetben azonban csak egy-egy divatos alkalmazás, például egy zöldtető kialakítása társul hozzá. Jóllehet ezek a fejlesztések is figyelemfelkeltő szereppel bírnak, de igazán hatékonyak akkor lehetnek, ha megfelelő stratégia társul hozzájuk. A nemzetközi gyakorlat számos ilyen stratégiát ismer, és bár Magyarországon is találhatunk jó példákat élen járó önkormányzatoknál, a terület viszonylag gyerekcipőben jár. Munkánkban Keszthely városának példáján keresztül mutatjuk be egy zöld város kialakításának érdekében megfogalmazott javaslatok kidolgozását. Értékelési módszertanunk kidolgozása során építettünk szakmai felmérésre, a nemzetközi gyakorlatra, a hazai ajánlásokra és az önkormányzati igényekre. A létrehozott kataszteri adatbázis továbbfejleszhető, támogatja a város jövőjéről szóló széles körű stratégiai tervezést, fejlesztéseket, melyek az ökológiai minőség javítását és a társadalmi-gazdasági célok elérését egyaránt elősegítik.

A ZI viszonylag új fogalomnak tekinthető, azonban rokon fogalmak a magyarországi szakirodalomban is találhatóak. A zöldfelületi rendszer (Jámbor 1982) fogalma parkok, véderdők, adott területhasználati típusok, térfásítások kategóriáit említi. Almási Balázs (Almási 2007) zöldhálózat fogalma ezt kiegészítve minden, növényzettel borított területet figyelembe vesz. A ZI fogalma a fentiekén túlmutat. A fogalmat itthon Oláh András Béla (Oláh 2012) munkája definiálja elsőként. A ZI pontos meghatározása a hazai Zöldinfrastruktúra fejlesztési- és fenntartási útmutatóban (2016) – a zöld infrastruktúra felmérésének támogatására készült módszertani anyagban – is szerepel [8. oldal, A 28/2015. (VI. 17.) országgyűlési határozat A biológiai sokféleség megőrzésének 2015–2020 közötti időszakra szóló 4 nemzeti stratégiája alapján]: „Zöld infrastruktúrának nevezzük azokat a természetes és félig természetes területeket, valamint egyéb növényzettel fedett és ökológiai funkciót betöltő területeket stratégiaileg megtervezett hálózatát, amelyet úgy terveztek és irányítanak, hogy széleskörű ökoszisztéma-szolgáltatások nyújtására legyen képes. A zöld infrastruktúra gerincét a zöldfelületek/zöldterületek (»zöld« elemek) és a vízfelületek (»kék« elemek) adják. A zöld infrastruktúra kiegészítheti vagy esetenként kiválthatja a műszaki, azaz »szürke« infrastruktúra-elemeket (utak, csatornák, vezetékek és berendezések, épületek stb.). A zöld infrastruktúra – akárcsak más infrastruktúrák – anyagok és energiák áramlását és az

ezekkel való ellátást biztosító hálózatként működik. A zöld infrastruktúra más megközelítésben egy koncepcionális szemléletmód, amely célja, hogy – az ökoszisztéma elemeinek és kapcsolatainak védelmével és fejlesztésével – integrált módon biztosítsa az ökoszisztéma javakat és szolgáltatásokat, csökkentve a környezeti és klimatikus kockázatokat, ezáltal segítve a népesség helyben tartását.”

A nemzetközi szakirodalom is többféle értelmezést alkalmaz, melyek közös pontja, hogy a ZI egy hálózat, amely a természetes és természetközeli területek elemeit (léptéktől függően erdő, rét, víztest, park, fasor, stb.) magukban foglalja. A definíciók többsége kiemeli az ökoszisztéma minőségének fenntartásának szükségességét.

Egyes definíciók multifunkciós erőforrásként tekintenek a ZI-ra, mely – gazdasági megközelítéssel élve – javakat és szolgáltatásokat biztosít. Ezek a javak az életminőségben, környezeti, természeti elemek minőségének fenntartásában, de a munkahelyteremtésben is szerepet játszhatnak. A meghatározások között találunk olyat is, ami kimondottan a mesterséges infrastrukturális elemek természetes helyettesítőjeként, kiegészítőjeként pozicionálja a ZI-t. A város és a vidék közötti kapcsolat és a fenntarthatóság csak néhány definícióban szerepel, holott a ZI jelentősége ebben a tekintetben egészíti ki a korábbi fogalmakat. Az értelmezések között található olyan, mely szerint nem pontszerű elemekről, inkább térben kiterjedt területekről beszélhetünk. A fentiek alapján a zöldfelületi rendszer fogalma nem egyezik a ZI fogalmával. A ZI értelmezése ennél tágabb gondolkodási keretet enged meg a következők miatt:

- Nem az elemekből, inkább az egyes természetközeli területek és társadalom kölcsönhatásának jelentőségéből indulnak ki: szolgáltató képességet, gazdasági jelentőséget is figyelembe vesznek és ebben az értelemben előtérbe helyezik a fenntarthatóságot (McMahon és Benedict 2002, Benedict és McMahon 2006, DCLG 2008a, DCLG 2008b, Natural England 2009, CABE és Natural England 2010, Naumann et al. 2011, EC 2012, EC 2013).
- A növényzeten túl a vizeket/vízfelületeket (kék infrastruktúra), sőt esetenként a mesterséges infrastruktúra elemeket (szürke infrastruktúra) is bevonja vizsgálati körébe (CABE és Natural England 2010, Davies et al. 2010, Naumann et al. 2011, EC 2013).
- A környezeti elemek minősége/állapota (pl. levegőtisztaság, vízminőség, stb.) jelentőségének kiemelése jellemzi (DCLG 2008c, Siemens 2008, Natural England 2009, Siemens 2009).
- A hálózatban pontszerű elemek mellett a kiterjedt területek is fontos szerepet játszanak elhelyezkedésüktől, funkciójuktól függően (Natural England 2009).
- Az egyes elemeket egységként, hálózatként, rendszerként értelmezi, célja a hálózat fejlesztése (McMahon és Benedict 2002, Benedict és McMahon 2006, DCLG 2008a, DCLG 2008b, Natural England 2009, CABE és Natural England 2010, Naumann et al. 2011, EC 2012, EC 2013).

A ZI fogalmával szorosan összefügg az ökoszisztéma-szolgáltatások fogalma, melyek a természet, a biológiai sokféleség által a társadalom számára nyújtott szolgáltatásokat, javakat jelentik. Ezek „többek között az egészséges ételmiszer, a tiszta édesvíz és a tiszta levegő ökológiai alapjait, élőhelyet és gyógyszer-alapanyagot biztosít számunkra, szerepet játszik a katasztrófák, a járványok és betegségek elkerülésében, hatásainak enyhítésében, valamint az éghajlat szabályozásában.” (Biológiai Sokféleségi Egyezmény 2015). Ez a fogalom ökológiai és társadalomtudományi szempontokat egyaránt magában foglal, így az egyes szakpolitikai törekvéseknek kiváló támogatást jelent.

Ahogy az előzőekből is látható, a definíciók tág értelmezési keretet adnak, így a fogalom használatát munkánk céljának figyelembe vételével alakítottuk ki: csak a zöld és kék infrastruktúrát vizsgáltuk. Az elemek azonosítása után a ZI elemeket, mint ökoszisztéma-

szolgáltatókat értelmeztük, értékeltük annak érdekében, hogy a javaslatok a helyben élők környezetének és a település gazdaságának fejlődését egyaránt szolgálhassák. A munkánk során használt fogalmi keret a következők szerint foglalható össze: a ZI egy erőforrás, mely úgynevezett ökoszisztéma-szolgáltatásokat nyújt. Ezek a javak az életminőségben, a környezeti, a természeti elemek minőségének fenntartásában és javításában, de a gazdasági fejlődésben is szerepet játszhatnak. A zöldinfrastruktúra-rendszer elemeinek (lépték, méret, elemek funkciója vagy szerepe szerinti) lehatárolását leginkább a fejlesztési célok határozzák meg. Az elemek hálózattá szerveződnek, amely a természetes vagy a természetközeli területek közötti kapcsolatot biztosítja. A város területén található ZI fejlesztése figyelembe veszi a terület sajátosságait, a helyben élők igényeit, hozzájárul egy fenntarthatóbb környezet kialakításához.

Anyag és módszer

Cikkünk ezen szakaszában a ZI szolgáltatások jellemzésére alkalmas módszertanokat mutatjuk be és vetjük össze. Munkánk során a szakirodalomban elérhető módszertanok mellett figyelembe vettük a ZI akciótervek kidolgozásához készült, 2016 áprilisában megjelent hazai ajánlást, a Zöldinfrastruktúra fejlesztési- és fenntartási útmutatót (2016) is, hogy a kialakított módszertan a nemzetközi gyakorlathoz és a hazai ajánlásokhoz egyaránt illeszkedjen.

A Zöldinfrastruktúra fejlesztési- és fenntartási akcióterv [ZIFFA] alapvető célja, hogy a ZI fejlesztést támogató, azaz a zöld város kialakítását segítő pályázatok megfelelő felmérések és elemzések mentén valósulhassanak meg. Az akcióterv szakmai tartalma 2016 áprilisában (az Önkormányzati Hírlevél 6. számának mellékletében) kiadott Módszertani Útmutató 1.0 változatára épül, azonban a tervezők szakmai megítélésére bízta az kataszterezés és elemzés pontos módszertanát.

A vizsgálatok során a fogalmi keret meghatározását követően Keszthely város közigazgatási területének jellemzőit, majd a megvalósítást támogató intézményi környezetet tekintettük át. Irodalomkutatás nyomán a várossal kapcsolatban rendelkezésre álló szakirodalom áttekintésével listát készítettünk azokról a területekről, melyek hagyományok vagy mindennapi használat szempontjából kiemelt jelentőségűek, vagy további fejlesztésük várható (5t és HÉTFA 2015, Varsás 2017, Koller 2001, Szabó 2013). Ezt követően meghatároztuk azokat a ZI elemeket, melyek a ZI hálózatot alkotják, majd ezen elemeket típus szerint csoportosítottuk (fa, fasor, park és kiterjedt zöldfelület, felszíni vizek és, mint átfogó, párhuzamos elemzés a városi szövet elemei) és Google Earth felvételek és városi alaptérkép segítségével digitalizáltuk térinformatikai (ArcGIS) szoftverben. Terepi bejárást végeztünk 2016 júliusában és augusztusában további azonosított elemek kijelölése és a meglévők pontosítása céljából, illetve beszélgetéseket szerveztünk a témában jártas szakértőkkel, az önkormányzat munkatársaival, a területen élőkkel.

Az alkalmazott értékelés több szempont mentén (ökológiai minőség, esztétika, ökoszisztéma-szolgáltatások és használhatóság) történik, hogy az ökológiai és társadalmi szempontok egyaránt beépüljenek a javaslatokba. Az egyes elemekhez indikátorokat választottunk (1. táblázat), illetve terepi felméréssel értékeltük a vizsgálati szempontokat 1–3 vagy 1–5 skálán (részletes eredménytáblákat lásd a függelékben). Az így kirajzolódó hálózat minőségi jellemzőit értékeltük, majd SWOT elemzésben összegeztük a főbb tapasztalatokat. A javaslatok a SWOT elemzés alapján meghatározott stratégiák, és ennek mentén azonosított beavatkozási eszközök nyomán egyre részletesebb beavatkozásokat foglalnak magukba a ZI hálózaton keresztül egészen a ZI elemekig. A bemutatott értékelési módszertan Keszthely városának későbbiekben elkészült Keszthelyi Zöldinfrastruktúra Fejlesztési- és Fenntartási Akcióterv (HÉTFA Kutatóintézet 2017) alapját jelentette.

ZI vizsgálat lehetőségei

A városok ZI szempontú jellemzésére két módszertani megközelítést azonosítottunk a hozzáférhető szakirodalomban, ezek a zöld és kék infrastruktúra elemeinek vagy ökológiai szolgáltatások minőségének hangsúlyozása, illetve az előbbiek vegyes alkalmazása. A megközelítést további szempontok is árnyalhatják, mint

- zöld és kék infrastruktúra elemeinek jellemzése (ZI elemek) (Jombach 2014):
 - lépték szerint csoportosítva: pl. helyi, városi, regionális (The Landscape Institute 2009);
 - mesterséges és természetes elemek szerint csoportosítva (Naumann et al. 2011);
 - elemek típusai szerint csoportosított: kertek és parkok, kellemes zöld terek, természetes vagy természetközeli városi zöld terek, zöld folyosó, egyéb (közösségi kertek, temetők, templomkertek) (Natural England 2009);
- ökoszisztéma-szolgáltatások minőségének mérése (ZI funkciók) (CABE és Natural England 2010):
 - környezeti tényezők szerint (Siemens 2008, Siemens 2009);
 - ökológiai szolgáltatások előnyeit élvező lakosok, beruházók véleménye alapján (McDonald et al. 2005, Natural England 2011);
 - szolgáltatások forintosítása alapján (Naumann et al. 2011);
- vegyes elemzési rendszerek (McDonald et al. 2005, DCLG 2008c, Natural England 2009, EEA 2014), mint a European Green Capital értékelési rendszer. Ezeknek a lényege, hogy külön szempontok szerint vizsgálja az egyes elemeket, majd az ökoszisztéma-szolgáltatásokat környezeti elemek, humán szempontok vagy a szolgáltatások forintosítása alapján értékeli. Következtetéseket a kétféle rendszer alapján vonnak le.

A fentiek alapján célunk volt olyan módszertan kialakítása, mely egyaránt képes kezelni a ZI elemeket és hálózatot is. Szempont volt, hogy a vizsgálat és elemzés tanulságai nyomán megfogalmazott javaslatok a fenntartás mellett a város stratégiai döntéseinek támogatását is szolgálják és később a településfejlesztés során alkalmazhatók legyenek. A megfogalmazott javaslatok társadalmi hasznosíthatóságát is szem előtt tartottuk, ehhez szükség volt a társadalom és természeti környezet szerves kapcsolatának megjelenítésére az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésekor. Végül olyan, térinformatikai rendszerben is kezelhető adatbázis létrehozása volt a célunk, mely később fejleszhető, illetve városfejlesztési eredmények értékelésére is használható.

A bemutatott módszertanok nyomán munkánk során városi területre optimalizált vegyes rendszert alkalmaztunk, mely megfelelt a ZIFFA útmutató ajánlásainak is. A vegyes rendszer lényege, hogy a ZI elemek minőségét és ökoszisztéma-szolgáltatásait egyaránt figyelembe vettük, emellett kétféle módszert is alkalmaztunk az értékelésre: ZI elemek egyenkénti értékelése és távérzékeléssel a városi tömbjeinek értékelése is elkészült. A minőségi kritériumok, ökoszisztéma-szolgáltatások és funkciók értékelését az egyes ZI elemekre egyenként elvégeztük, majd ennek eredményeinek összegzése alapján értékeltük a ZI hálózat egészét. A minőségi kritériumokra elemcsoportonként (fa, fasor, kiterjedt zöldfelület, felszíni víz, városi szövet) meghatározott módszertan szerint végeztük el.

Az ökoszisztéma-szolgáltatásokat Koschke és társai eredményein alapuló, szintén egyedileg kidolgozott módszertan szerint (Koschke et al. 2011) értékeltük hat funkció meglétét vizsgálva. A hivatkozott cikkben az ökoszisztéma-szolgáltatások hat csoportját a Millenium Ecosystem Assessment (2005), elnevezésű, ökoszisztéma-szolgáltatások felmérésére vonatkozó kutatásából kiindulva alakították ki, úgy, hogy a helyi szereplők és

érdekeltek számára megfogható kategóriák szülessenek. Az előnye, hogy annak ellenére, hogy ez a kategóriarendszer eltér a jól ismert kaszkád modelltől (Haines-Young és Potschin 2009) vagy a Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) rendszertől, a társadalmi szereplők számára könnyen értelmezhető kereteket ad, melyek a zöld város kialakítása során megkönnyítheti a közös munkát. A cikk által kiválasztott indikátorokat mi hazai adatok segítségével helyettesítettük, és átvettük a pontozásos skálán történő értékelést is (lásd részletesen a függelékben). Mindezek alapján elmondható, hogy a kidolgozott módszertan, illetve az alkalmazott vizsgálati és értékelési keretek, különböző szempontok együttes alkalmazásai saját eredmények, melyek a nemzetközi gyakorlathoz, hazai ajánlásokhoz és Keszthely adottságaihoz egyaránt alkalmazkodnak és a különböző szereplők által könnyebben értelmezhető eredményeket hoznak.

ZI módszertanok illesztése Keszthely területéhez

Az azonosított ZI elemeket térinformatikai program (ArcGIS) segítségével digitalizáltuk, hogy később is elemezhető adatállomány jöjjön létre. Az azonosítás során felhasználtuk a városvezetés által átadott, teljes területet tartalmazó térképet, így a digitalizálás során a már meglévő telekfelosztásokat figyelembe vehettük. A különböző ZI elemek csoportosítását a szakirodalmi ajánlások és a város sajátosságaihoz alkalmazkodva a következők szerint végeztük el:

- fa: pontszerű elemek – az önkormányzat munkatársaival folytatott beszélgetések nyomán azonosítottuk a fakataszterre vonatkozó igényt, melynek mentén a fák vizsgálatára és értékelésére is alkalmazható módszertant is beemeltük munkánkba;
- fasor: a ZI lineáris elemei, a ZI hálózat folyosói;
- park vagy kiterjedt zöldfelület: felületek, melyek a ZI központjaiként szolgálhatnak;
- vizes elemek: a kategóriát a felszíni vizekre szűkítettük, melyek lehetnek vonalas (vízfolyások) és felületként értelmezhető elemek (Balaton).

A fentiekkel párhuzamosan elvégeztük a városi szövet elemeinek vizsgálatát is, mely magában foglalja a fent felsorolt elemeket: a ZI hálózat fontos elemeit jelentik a magánkertek, udvarok zöldfelületei is, melyeket csoportosítva az utak mentén kirajzolódó tömbök szintjén azonosítottunk, a belvárosi terület esetében részletesen, külső belterületeken pedig tömbcsoportok szerint.

A vizsgálatot és értékelést minden elem esetében meghatározott szempontok szerint végeztük el, ezt az 1. táblázat ismerteti.

1. táblázat A vizsgálat során alkalmazott lehatárolás és egyes elemek jellemzéséhez használt adatok
Table 1. Applied delineation and data for description of green infrastructure element

ZI elemek	Lehatárolás	Vizsgálat során gyűjtött általános adatok
Fa	Nevezetes fák: helyi védettséget élvező fák, dendromania.hu adatbázisa Kataszteri adatbázis	Elem típusa, helyzete, közterület neve, utolsó ismert fejlesztés éve, faj/fajta azonosítása, fák esetében törzskörméret, koronaátmérő, magasság mérése
Fasor	Védettséget élvező vagy kulturális szempontból kiemelt fasorok, Google Earth felvételek (2016) és terepi bejárás alapján további jelentős fasorok	Elem típusa, helyzete, közterület neve, utolsó ismert fejlesztés éve, jellemző fajok azonosítása
Park vagy kiterjedt zöldfelület	Zöldterületek és Google Earth (2016) felvételek és terepi bejárás alapján további jelentős zöldfelületek	Elem típusa, helyzete, közterület neve, utolsó ismert fejlesztés éve
Vízfelületek	Felszíni vizek az országos vízgyűjtőgazdálkodási tervek alapján	Elem típusa, helyzete, közterület neve, utolsó ismert fejlesztés éve, vízfelületek típusának azonosítása és leírása, integrált állapot, vízgyűjtő terület, infrastrukturális elem jelenléte, várható tervezett beavatkozás
Átfogó vizsgálat során:		
Városi szövet	Belvárosban (un. Városközponti Akcióterületen) tömbök, belterületen tömbcsoportok	Google Earth légifelvételek (2016)

A ZI rendszere rendkívül sokrétűen értelmezhető ezért a ZI elemeket háromféle szempontból értékeltük. A minőség értékelése az egyes elemekkel kapcsolatban árul el információt, viszont ezek az elemek nehezen hasonlíthatók össze eltérő jellegük és az ennek következtében alkalmazott eltérő módszertan miatt. Az ökoszisztéma-szolgáltatások fogalmi kerete ad megfelelő lehetőséget arra, hogy ezen elemeket egymással összehasonlítva is értékelni tudjuk, hiszen ugyanazokat a szolgáltatásokat veszi figyelembe. Az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése ki is egészíti az előbbi, minőségi mutatókat, hiszen az ökológiai minőség mellett a társadalommal, az elemeket használó emberekkel kapcsolatos viszonyra is vonatkozik. A ZI rendszer rendkívül széles skálában nyújt különböző ökoszisztéma-szolgáltatásokat, a kezelhetőség érdekében öt tágabb csoportra fókuszáltuk az értékelést. Az egyes funkciók értékelése már tisztán a használatra vonatkozóan ad bővebb információt, az itt élők, illetve az ide látogatók szempontjait veszi figyelembe az egyes elemeknél. Összefoglalva, az értékelés hármassztruktúrája a következő szempontok megértését segíti:

- minőség: ökológiai állapot, egyedi jellemzők, esztétikum;
- ökoszisztéma-szolgáltatások: ökológiai minőség mellett társadalmi-gazdasági értékesség integrált megközelítése, összehasonlítható jellemzők;
- funkciók: tisztán használati, azaz társadalmi szempontú megközelítés, összehasonlítható jellemzők.

A ZI elemek minőségének egyenként történő értékelése lehetővé teszi az állapotuk megismerését, valamint a fejlesztési javaslatok megfogalmazását. A minőségi értékelés keretei támaszkodnak a hazai gyakorlatban bevett módszertanokra, de egyes elemek esetében a ZI fejlesztése érdekében fontosnak tartott szempontokat saját módszer alapján értékeltük (2. táblázat).

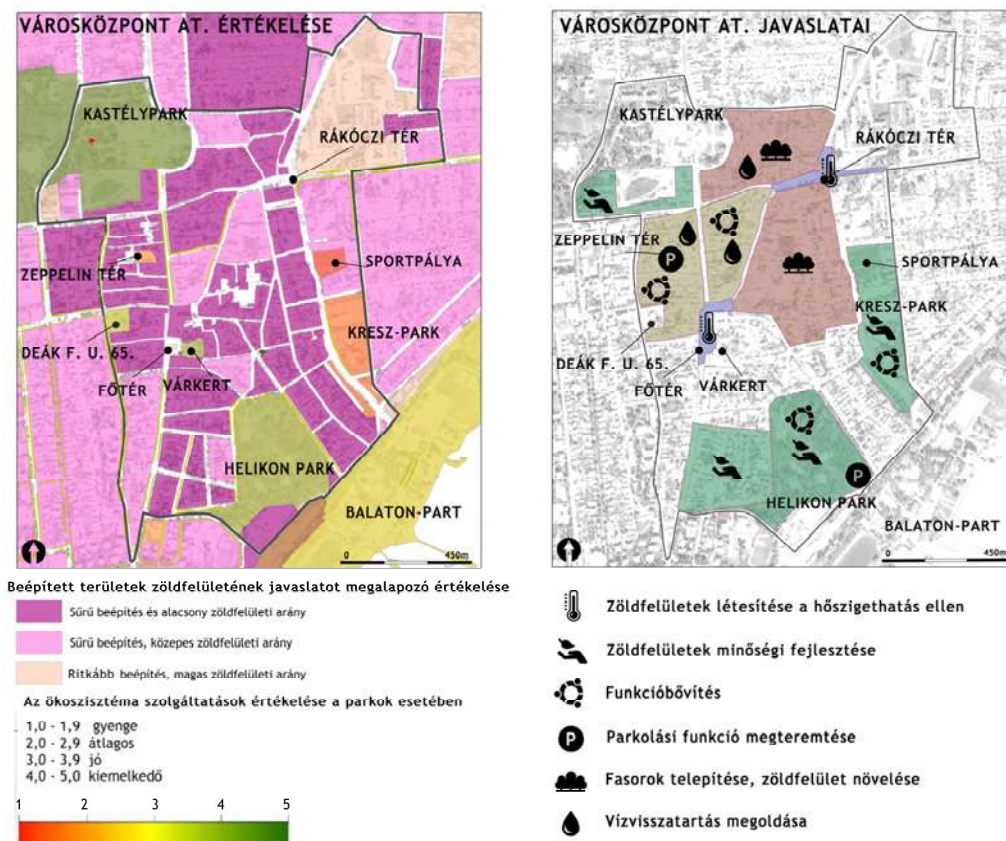
2. táblázat Az értékelés során használt információk az egyes ZI elemek szerint
 Table 2. Information for assessment according to green infrastructure elements

	Minőség értékelése (ökológiai és esztétikai érték)	Ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése	Funkciók (gazdasági érték)
Fa	Szaller 2013 által kialakított állapotfelmérés, védettség (1–5, ahol az 5-ös érték a legjobb)	Koschke et al. 2011 kategorizálása nyomán; Ökológiai integritás: víz és vízháztartás szabályozása, tiszta vízellátás, biodiverzitás; Esztétikai érték: rekreáció és ökoturizmus, esztétika; Egészség és jólét: tiszta levegő ellátás, tiszta víz ellátás, rekreáció és ökoturizmus; Klimaváltozás hatásainak enyhítése: helyi és globális klím szabályozás, víz és vízháztartás szabályozása, talajerózió elleni védelem; Bio-forrás ellátás: élelmiszer és rost, fa- és fűrészárú ellátás; Regionális gazdaság: föld alapú termelésből származó bevétel/hozam, átfogó hozzáadott érték	Kulturális és közösségi rekreáció, üzleti és vállalkozói tevékenységet szolgáló, közlekedési, sport
Fasor	Homogenitás és környezet értékelése, védettség (termeszetvedelem.hu)		
Park és kiterjedt zöldfelület	Fajgazdagság – lágú- és fás szárú növények változatossága, özőnfajok jelenléte, emberi használat és ökológiai minőség egyensúlya, védettség Minőség értékelése a következő szempontok szerint: gyepfelület, burkolat, virágfelület, köztéri alkotások, tisztaság, tájképi megjelenés		
Vízfelületek	Az emberi használat és ökológiai minőség egyensúlya, partmenti növényzet minősége, terhelés forrása (Zala folyó és a Balaton vízgyűjtő-gazdálkodási terve)		
Átfogó vizsgálat során:			
Városi szövet elemei	Beépítettség és zöldfelületek aránya		

A kidolgozott módszertant Keszthely ZI rendszerének értékelésére, hiányosságainak, fejlesztési lehetőségeinek feltárására alkalmaztuk. Keszthely a hazai vidéki városokhoz hasonlóan küzd azért, hogy népességét megtartsa, élhető környezetet biztosítson az itt élők számára. Keszthely arculatának meghatározó eleme a zöld környezet: kulturális örökségükben központi helyet foglal el a Festetics család örökségeként megmarad Kastélypark, a 71-es főútról szembetűnő, különleges fekete fenyő fasor, a Fenyves allé, a Balaton közelsége, vagy a Helikon park, melyek a város szimbólumai. A város fejlesztési stratégiáiban, környezetvédelmi programjában is visszaköszönnek a város értékes zöldfelületei, egyik fontos cél ezen értékek megőrzése. A város Integrált Településfejlesztési stratégiája rögzíti a város középtávú fejlesztési elképzeléseit, azok végrehajtása érdekében pedig akcióterületeket (AT) határolt le. A 2016 tavaszán összeállított Zöld Város kialakítása című TOP 2.1.1.15 felhívásra benyújtott koncepció a Városcopypont Akcióterületen tervez fejlesztéseket végrehajtani.

Eredmények és megvitatásuk

Megállapítottuk, hogy Keszthely kiváló természeti adottságokkal, számos védettséget élvező területtel rendelkezik, azonban gazdasága a turisztikára támaszkodik, így kitett a makrogazdasági hatásoknak. A területre vonatkozó javaslatokat az 1. ábra jobb oldalán foglaltuk össze. A kijelölt területek, tömbök azok a városszöveti elemek, melyekre az egyes javaslatok vonatkoznak, objektum szintű tervezés során ezek figyelembevételével biztosítható a ZI minőségének fejlesztése. A következőkben röviden ismertetjük a ZI elemek háromféle értékelése szerinti eredményeket a Városház utcai Akcióterületen.



1. ábra Városház utcai akcióterületre, mint mintaterületre készített értékelés és ebből következő javaslatok
Figure 1. Assessment and recommendations for City Centre action area

ZI elemek minősége

A nevezetes faegyedek állapota különböző; a platánfák és a páfrányfenyő jó állapota mellett a város talán legidősebb tölgyfája szinte teljesen elhalt. A fasorok környezeti terhelése, különösen a forgalmas utak mentén meglehetősen magas, kivételt jelentenek a Balaton-part közelében található fasorok. A forgalmas utak mentén található és a védett, illetve idős fasorok (Bercsényi utca, 71-es főút, Kastély utca) jellemzően egységesek, pótlásukat azonos fajú, illetve fajtájú egyedekkel végzik el. A Fenyves allé egységességét súlyos hiányok törik meg és az elpusztult egyedek pótlása ezidáig elmaradt. A pótlási munkát nehezíti a fasor különleges, itthoni forgalomban nehezen beszerezhető fajtája (2. ábra).



2. ábra Keszthely területén található kiterjedt zöldfelületek és fasorok értékelése

Az értékek jelentése: 1-2: gyenge, 3: átlagos, 4: jó, 5: kiemelkedő

Figure 2. The assessment of extended green areas and alleys in Keszthely

Explanation to the values: 1-2: weak, 3: average, 4: good, 5: excellent

A parkok jó minőségű gyepfelületekkel, fa- és cserjeállománnyal rendelkeznek. A helyes faj-, illetve fajtaválasztás és a rendszeres növényápolás segíti a minőség megőrzését. A városban jellemzően kevés a virágfelület, általában csak a reprezentatív tereken találunk ilyeneket. A vízáteresztő burkolati megoldások előtérbe helyezése a csapadékvíz kezelést is segíthetné. A parkok közül a Zepelin tér és a Kresz-park a leginkább elhanyagolt, településképi szempontból pedig kiemelkedőnek számít az északi Balaton-part, a Szent Miklós temető és a Várkert és Kastélypark.

A felszíni vizeknél a Keszthelyi-öböl, a Hévíz-folyás és az Óberek csatorna esetében a túlhasználát jelenthet gondot.

A városi szövet elemeit értékelve az erősen beépített, alacsony zöldfelületi aránnyal jellemző területek közé ékelődő terek és parkok emelkedtek ki, jellemzően a belvárosi területeken: Zepelin tér, Főtér, Rákóczi tér, Kresz-park. Ezeken a területen a fasorok igénybevétele magasabb és új fasorok telepítése, a meglévők fenntartása javasolt.

ZI elemek által nyújtott ökoszisztéma-szolgáltatások szintje

Az ökoszisztéma-szolgáltatások az ökológiai és a társadalmi szerep együttes figyelembevételének köszönhetően új szempontot jelentenek a vizsgálatban. Értékelésének

eredményét mindegyik elem esetében az állapot és az elem elhelyezkedése, környezete, minősége és használhatósága/funkciója határozta meg leginkább.

Az értékelés eredményei alapján a város legértékesebb ökoszisztéma szolgáltatói a Keszthelyi-öböl és az ehhez kapcsolódó partmenti területek, a Keszthelyi-hegység és a belterület jó állapotban lévő parkjai. Emellett a Kossuth Lajos utcai fasor turisztikai jelentőségének és szép növényállományának köszönhetően kapta a legmagasabb értékeket. A területhasználat szempontjából a nádas, az erdő és a láp kapták a magasabb értékeket; a Vadaskert környéke ezért emelkedik ki a környező mezőgazdasági területek közül. A jobb ökoszisztéma-szolgáltatást nyújtó területek leginkább a gazdasági-, és a turisztikai jelentőségnek, az állapotnak, illetve a sokrétű használatnak köszönhetik a magasabb értéket. Alacsonyabb értéket az ipari- és szolgáltató területek, bányák és a nagy kiterjedésű mezőgazdasági táblák kaptak.

Az értékelés nyomán egyértelmű a bel- és külterületek határán található peremterületek elhanyagoltsága. Kitűnt az értékes területek közötti kapcsolatok hiánya is, melyek pótlása fasorok telepítésével, parkhálózat kialakításával orvosolható. A vízfolyások gyenge használati értékkel bírnak. A zöldfelületeken a vízvisszatartás lehetőségét nem alkalmazzák, a víz gyors levezetésére törekvő megoldásokat tapasztaltunk a külföldön már népszerű esőkertek vagy vízáteresztő burkolatok helyett. Az önkormányzatok forráshiánya miatt elmaradt közterületi fejlesztések hatása itt is tapasztalható, minőségi problémák és funkcióhiány azonosítható. A fasorok esetében faápolási hiányosságokra is felhívtuk a figyelmet az értékelés során.

Két, ökoszisztéma-szolgáltatások és ZI hálózat tekintetében fontos területet azonosítottunk: a Keszthelyi lápot a nyugati mezőgazdasági területek és a nyugati Balaton-part találkozásánál, főutak fontos kereszteződésénél, Fenékpusztát és környezetét. A másik terület a Festetics-kastélyparktól nyugatra és a Vadasparktól keletre található, Dobogó-majort és környezetét foglalja magában. Ezen területek sajátossága, hogy területhasználatuk és ökoszisztéma-szolgáltatás tekintetében is nagy változatosságot mutatnak. A közlekedési folyosók miatt igénybevételük intenzív, de ökoszisztéma-szolgáltatás szempontjából értékes területeket foglalnak magukban. Ezen területek jövőbeni fejlesztése komoly potenciált rejt magában.

ZI funkciók

A funkciók értékelése a parkok és a kiterjedt zöldfelületek esetében vezetett a legjobban hasznosítható eredményekre, de értékes tanulságok vonhatók le a fák, fasorok, felszíni vizek esetében is. A fák és fasorok esetében funkcióként értelmeztük, ha azok valamilyen nevezetes vagy intenzíven igénybe vett helyen helyezkedik el (bevezető főutak fasorai, Tulipán cukrászda ékessége a többszáz éves platán), vagy kulturális értéket képvisel történelmi jelentősége miatt (Fenyves allé).

A vizsgált funkciók tekintetében a legnagyobb kihasználtságnak az északi Balaton-part és a Keszthelyi-öböl örvend. Az eredmény nem meglepő, mivel Keszthely, mint a Balaton fővárosa a turisztikai bevételeit elsősorban a Balaton közelségének köszönheti, így funkcióit is ide telepítette.







Számos funkcióval bír a Vadaskert, a Helikon park, a Római úti játszótér és a Keszthelyi-hegység is, azonban minimális funkcióbővítő fejlesztéssel ezen területek kihasználtsága fejleszthető. Ilyen lehetőség például a Helikon park vállalkozói funkcióinak vagy a Vadaskert sport funkcióinak fejlesztése. Hasonló következtetéseket vonhatunk le a három funkcióval rendelkező Várkertre és a Kresz-parkra is.

Azokon a területeken, ahol mindössze kettő vagy annál kevesebb funkció azonosítottunk funkcióhiányosak, fejlesztésük és használati lehetőségeik bővítése a lakosság észrevételei és javaslatai mentén érdemes. A fák és fasorok esetében ezen fejlesztések természetesen nehezebben hajthatók végre. A DÉDÁSZ telepen található platánfa kora és kiváló állapota

indokolja, hogy ne csak a bátor kíváncsiskodók látogathassák, hanem a Csókakő-patak partján szélesebb közönség is elérhesse. Az Erzsébet-liget elsősorban kerékpáros közlekedésre használt útvonala mentén kialakíthatók rekreációt vagy üzleti tevékenységet támogató funkciók. Funkcióhiányosnak értékeltük a következő ZI elemeket: Pethe Ferenc Kollégium Jubileumi park, Hévíz-folyás és Óberek csatorna, Zala–Somogy határok vízfolyásai.

A Városközponti AT kiemelését a vizsgálati, értékelési eredmények is indokolják. A vizsgálatból kiderült, hogy az Integrált Településfejlesztési Stratégia a fejlesztés szempontjából kiemeli a Városközponti AT-t. A legsűrűbben beépített és legalacsonyabb zöldfelületi aránnyal rendelkező területek itt találhatóak, parkjai funkcióhiányosak, azok minősége fejlesztendő. Az ökoszisztéma-szolgáltatások értéke gyenge a Zeppelin tér és a Kresz-park esetében. A Városközpont AT-re készült javaslatok részletezését a 3. táblázat tartalmazza.

3. táblázat Városközpont akcióterületre készült javaslatok
Table 3. Recommendations for City Centre action area

Terület	Kezelendő probléma	Beavatkozások	
Főtér és környezete, Rákóczi tér és környezete	Hősziget hatás	Zöldfelületek növelése	
Kastélyparktól délre eső tömbök, Kresz-park és környezete, Helikon park és ettől nyugatra un. villanegyed	Hálózati kapcsolatok hiánya, klímahatásnak való kitettség	Zöldfelületek minőségi fejlesztése: többszintű növénytakaró, növényápolás	
Helikon park, Kresz-park, Fő utca mentén található tömbök	Funkcióhiányok, használati konfliktusok	Funkcióbővítés	
Helikon park, Zeppelin tér	Használati konfliktusok, közlekedési funkcióhiány	Parkolási funkció megteremtése	
Kastélyparktól keletre a Rákóczi tér felé és a tértől délre eső tömbök	Hálózati hiányok, hőszigetelés csökkenése	Fasorok telepítése	
Kastélyparktól K-re a Rákóczi tér felé eső, Fő utca menti tömbök	Klímahatásnak való kitettség	Vízvisszatartás	

Munkánk eredményei a gyakorlatban is használhatók, módszerei pedig a későbbiekben is alkalmazhatók. Munkánk mellett, hogy nagyban támaszkodik meglévő háttéradatbázisok információira, önálló felmérési módszertant is magában foglal. A kialakított ZI rendszer is tovább fejleszthető az egyes elemek és csoportok teljes körű és rendszeres feltérképezésével. Hosszú távon javasolható egy belterületre kiterjedő fakataszter létrehozása, melynek keretében a fák egyenként történő digitalizálása és rendszeres értékelése, valamint a fenntartási tevékenységek nyomon követése megtörténik. Javasolható mindemellett a külterületek alaposabb feltérképezése is, hiszen a területhasználton túl részletesebb, valós méréseken alapuló vizsgálat is elvégezhető, például a biodiverzitás jellemzésére. A terület környezeti elemeinek mérését kihelyezett mérőállomásokkal lenne érdemes kivitelezni, és ennek eredményeit is megfontolandó lenne bevonni a ZI hálózat jellemzésébe, hogy annak állapotáról minél teljesebb képet kapjunk.

Köszönetnyilvánítás

Keszthely Város Önkormányzata és Keszthely Környezetvédő Egyesület támogatása és szakmai segítsége nélkül nem jöhetett volna a tanulmány létre. Külön köszönjük Forstner Anna elnök asszony és Dr. Szabó István professzor úr szakmai segítségét. Emellett munkatársunk, Obertik József digitalizálásban nyújtott segítsége jelentősen megkönnyítette munkánkat, melyet ezúton is köszönünk. A HÉTFA Kutatóintézet szakmai támogatása nyomán a bemutatott módszertan mentén kidolgozott, a fejlesztések minőségét szolgáló javaslatok a városvezetés számára bemutatásra kerültek.

Irodalom

- 5t Építészeti és Városfejlesztési Kft., HÉTFA Kutatóintézet és Elemző Központ 2015: Keszthely város településfejlesztési koncepciója 2015-2030. t Építészeti és Városfejlesztési Kft., HÉTFA Kutatóintézet és Elemző Központ, Budapest–Pécs. p. 42.
- Almási B. 2007: A zöldhálózat tervezés metodikai fejlesztése Budapest peremterületének példáján. Doktori értékezés, Budapesti Corvinus Egyetem, Tájépítészet és Döntéstámogató Rendszerek Doktori Iskola, Budapest. pp. 12–14.
- Balaton vízgyűjtő-gazdálkodási terve, elérhető: <http://www2.vizeink.hu/> és www.kdtvizig.hu/ p. 160.
- Benedict, M. A., McMahon, E. T. 2006: Green Infrastructure: Linking Landscapes and Communities. Island Press, Washington, p. 299.
- Biológiai Sokfélésségi Egyezmény 2015: A biológiai sokfélésség megőrzésének 2015-2020 közötti időszakra szóló nemzeti stratégiája, p. 3.
- CABE, Natural England 2010: Building natural value for sustainable economic development – The green infrastructure valuation toolkit user guide. Commission for Architecture and the Built Environment, Natural England. p. 79.
- Davies, C., MacFarlane, R., McGloin, C., Roe, M. 2010: Green Infrastructure Planning Guide. p. 43.
- DCLG 2008a: Planning Policy Statement 12: creating strong safe and prosperous communities through Local Spatial Planning. Department for Communities and Local Government, The Stationery Office, London. p. 30.
- DCLG 2008b: Eco-towns – Living a greener future. Department for Communities and Local Government, London. p. 62.
- DCLG 2008c: The Essential Role of Green Infrastructure: Eco-towns Green Infrastructure Worksheet. Advice to Promoters and Planners. Department for Communities and Local Government, London. 32 p.
- EC 2012: The Multifunctionality of Green Infrastructure. Science for Environmental Policy, In-depth report. European Commission, DG Environment News Alert Service. p. 37.
- EC 2013: Környezetbarát Infrastruktúra – Európa Természeti Tőkéjének Növelése. A Bizottság közleménye az Európai Parlamentnek, a Tanácsnak, az Európai Gazdasági és Szociális Bizottságnak és a Régiók Bizottságának. Európai Bizottság, Brüsszel. p. 12.
- EEA 2014: Spatial analysis of green infrastructure in Europe. EEA Technical Report No 2/2014. European Environment Agency, Koppenhága. p. 55.
- Haines-Young, R., Potschin, M. 2009: The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli, D., Frid, C. (Eds.) Ecosystem Ecology: A New Synthesis. BES ecological reviews series, CUP, Cambridge. pp. 110–139.
- HÉTFA Kutatóintézet 2017: Keszthely Zöldinfrastruktúra Fejlesztési- és Fenntartási Akcióterv 2017. Megbízó: Keszthely Város Önkormányzata, Keszthely. p. 115.
- Jámbor I. 1982: Zöldfelület-rendezés. Budapesti Kertészeti Egyetem, Budapest. pp. 8–9.
- Jombach S. 2014: Zöldfelület intenzitás állapota és változása 2010-2013 időszakban, Budapest XIII. kerület. Zöldfelületi borítottság és változás-vizsgálat multispektrális úrfelvételek alapján. Budapesti Corvinus Egyetem, Tájépítészeti Kar, Tájtervezés és Területfejlesztési Tanszék, Budapest. p. 16.
- Koller és Társa Tervező Kft. 2001: Keszthely – Hévíz város-páros vizsgálatok. Pécs.
- Koschke, L., Fürst, C., Frank, S., Makeschin, F. 2011: A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision to support landscape planning. Ecological Indicators 21(1): 54–66.
- McDonald, L. A., Allen, W. L., Benedict, M. A., O’Conner, K. 2005: Green Infrastructure Plan Evaluation Frameworks. Journal of Conservation Planning 1(1): 6–25.
- McMahon, E. T., Benedict, M. A. 2002: Green Infrastructure: Smart Conservation for the 21st Century. Sprawl Watch Clearinghouse Monograph Series, The Conservation Fund, Washington. p. 32.
- Natural England 2009: Green Infrastructure Guidance. Natural England publications. Natural England. p. 107.
- Natural England 2011: ‘Nature Nearby’ – Accessible Natural Greenspace Guidance. Natural England publications. Natural England. p. 98.
- Naumann, S., McKenna, D., Kaphengst, T., Pieterse, M., Rayment, M. 2011: Design, implementation and cost elements of Green Infrastructure projects. Final report to the European Commission, DG Environment, Contract no. 070307/2010/577182/ETU/F.1, Ecologic institute and GHK Consulting. p. 138.
- Oláh A. B. 2012: A városi beépítettség és a felszíntípusok hatása a kisugárzási hőmérsékletre. Doktori értekezés, Budapesti Corvinus Egyetem, Tájépítészeti és Tájökológiai Doktori Iskola, Budapest. p. 17.
- Siemens 2008: The Green City Index – A summary of the Green City Index research series
- Siemens 2009: The European Green City Index – Assessing the environmental impact of Europe’s major cities. Siemens AG, München.
- Szabó I. 2013: Keszthely növényvilága. Keszthelyi Környezetvédő Egyesület, Keszthely. p. 22.

- Szaller V. 2013: Útmutató a fák nyilvántartásához és egyedi értékük kiszámításához. Magyar Faápolók Egyesülete. p. 110.
- The Landscape Institute 2009: Green infrastructure: connected and multifunctional landscapes. Position statement, Landscape Institute, London. p. 30.
- Varsás Környezetvédelmi és Szolgáltató Bt. 2017: Keszthely város környezetvédelmi programja 2017-2022. Varsás Környezetvédelmi és Szolgáltató Bt., Keszthely. p. 215.
- Védett természeti értékek: Védett természeti értékek. A magyar állami természetvédelem hivatalos honlapja, www.termeszetvedelem.hu
- Zala folyó vízgyűjtő-gazdálkodási terve, elérhető: <http://www2.vizeink.hu/> és www.kdtvizig.hu/

ASSESSMENT METHODOLOGY OF GREEN INFRASTRUCTURE – THE CASE OF KESZTHELY TOWN

V. IVÁNCICS, K. FILEPNÉ KOVÁCS

Szent István University, Faculty of Landscape Architecture, Dept. of Landscape Planning and Regional Development
1118–Budapest, Villányi út 35-43. e-mail: ivancics.vera@phd.uni-szie.hu

Keywords: GI, green infrastructure, Keszthely, alley assessment, methodology, ecosystem services

The concept of green infrastructure (GI) has become increasingly important in Europe, also in Hungary. GI is a unique, extremely complex interpretation of the green space system. In our study we describe the specific features of GI and show assessment possibilities in the case of Keszthely town, in Hungary. The survey for Keszthely's GI was made in 2016. We have established a new measurement method for certain green infrastructure elements. The aspects of ecological quality, aesthetics, ecosystem services and practicability were evaluated on a scale ranging from 1–3 and 1–5 with the help of field surveys and indicators. For the evaluation of ecological services, we used six categories, according to the literature to be understandable for civil actors and to facilitate the common work. Along the methodology the condition of the green infrastructure was evaluated at Keszthely's in-built area. The article discusses the applied methodology and the results. The proposed methodology can be successfully applied for other settlements in Hungary.

Függelék

4. táblázat Radó-féle vizuális faértékelés magyarázatai, forrás: Radó (1999), saját szerkesztés

Table 4. Explanations to visual tree assessment according to Radó-method (source Radó 1999, own compilation)

Értékelés	Osztályzat
A GYÖKÉRZET ÉS A TERMŐHELY ÁLLAPOTÁNAK OSZTÁLYOZÁSA	
Láthatóan fejlett gyökérzet, optimális termőhelyen	5
A gyökérzet fejlődése kismértékben gátolt, elfogadható termőhelyen	4
A gyökérzeten látható károsodások (sebek és korhadások), csekély hibákkal rendelkező termőhelyen	3
Gyökérzet látható erős felszíni károsodása, jelentősen kedvezőtlen termőhelyen	2
A gyökérzet erős, legalább 50 %-os károsodása, nagyon rossz feltételekkel rendelkező termőhelyen	1
A FATÖRZSÁLLAPOT OSZTÁLYOZÁSA	
A törzs nem károsult	5
Kisméretű károsodás (néhány felszíni seb)	4
A törzs egyértelmű károsodása (néhány felszíni seb és rothadási helyek)	3
A törzs erős károsodása (több nagyfelületű vagy mély rothadási seb, korhadások)	2
A törzs előrehaladottan károsult, elhalt, korhadt (a törzs oly mértékben károsult, hogy statikai vagy tápanyag-ellátási funkcióját nem képes ellátni)	1
A KORONA ÁLLAPOTÁNAK OSZTÁLYOZÁSA	
A korona formája (a fajra jellemzően) ép, a lombvesztés nem haladja meg a 10%-ot	5
A lombvesztés 11–25 % közötti	4
Jelentős a lombvesztés	3
Erős koronakárosodás	2
Elhalt korona, teljes lombvesztés	1
AZ ÁPOLÁS MÉRTÉKÉNEK OSZTÁLYOZÁSA	
Optimálisan ápolt fa	5

A fa kismértékű ápolásihiányt mutat	4
A fa egyértelmű ápolásihiányt mutat	3
A fa ápolatlan	2
A fa elhanyagolt állapotban van	1
A FÁK ÉLETKÉPESSÉGÉNEK OSZTÁLYOZÁSA	
Élettartama vágásérettségig becsülhető (70, illetve 90 év)	5
Beavatkozással megközelítheti a vágásérettséget	4
Egy évtizeden belül lecserélendő	3
Rövidesen lecserélendő	2
Sürgősen lecserélendő állapota vagy károsítása miatt (baleset vagy építmény-rongálás veszélye)	1

5. táblázat Fák ökoszisztéma-szolgáltatásainak (ÖSZ) értékelése
Az értékek jelentése: 1-2: gyenge, 3: átlagos, 4: jó, 5: kiemelkedő

Table 5. Assessment of ecosystem services for trees
Explanation to the values: 1-2: weak, 3: average, 4: good, 5: excellent

Terület neve	Ökológiai integritás (1-5)	Esztétikai érték (1-5)	Emberi egészség és jólét (1-5)	Klíma-változás hatásainak enyhítése (1-5)	Bio-forrás ellátás (1-5)	Regionális gazdaság (1-5)	ÖSZ átlaga
Kocsányos tölgy, Kastélypark hátsó kertjében	2	2	2	2	1	1	1,7
Platánfa, Georgikon utcában található DÉDÁSZ telepen	4	4	4	5	1	1	3,2
Páfrányfenyő, Kastélypark Kastély utca felőli szárnya mellett	5	5	5	5	1	1	3,7
Platánfa, Erzsébet királyné utca 30. szám alatti Tulipán Cukrászda előkertjében	4	5	5	5	1	3	3,8

6. táblázat A fasorok ökológiai és esztétikai értékelésének eredményei

Table 6. Assessment of ecological values and aesthetics of alleys

Homogenitás: 1: a fasor egységes, főbb telepítési időpont azonosítható, a pótlások jellemzően fajtaazonos növényekkel történtek; 2: a fasor többségében egységes, de más fajok is találhatóak, a telepítés több ütemben történt vagy a fák kora a pótlások következtében kisebb heterogenitást mutat; 3: a fasor az alkalmazott fajták és telepítés időpontja tekintetében is heterogén

Környezet terhelésének értékelése: 1: a fasor erős terhelésnek van kitéve, környezeti ártalmak, területhasználattal miatt; 2: a fasor jelentős terhelésnek van kitéve, amit különböző adottságok enyhítenek: többszintű növénytakaró, magasabb biológiai aktivitású felület stb.; 3: a fasor terhelése enyhe, környezeti és emberi ártalmaknak kevésbé kitétt

Terület neve	Homogenitás értékelése (1-3)	Terhelés értékelése (1-3)
71-es út melletti fasor	1	1
Balaton parti sétány fasor	1	3
Baross Gábor utcai fasor	3	2
Bem József utcai fasor	1	1
Bercsényi Miklós utcai vadgesztenye fasor	1	2
Béri Balogh Ádám utcai vadgesztenye fasor	1	2
Csapás úti fekete fenyő fasor	1	1
Csik Ferenc sétány	3	3
Darnay Kálmán utcai fasor	1	2
Deák Ferenc utcai fasor	1	1
Erzsébet királyné útjai fasor	3	2
Erzsébet liget fasor	3	3
Fejér György utcai fasor	1	1
Fenéki úti fasor	1	1
Fenyves allé	1	2
Gagarin utcai fasor	3	2
György Bíró utcai fasor	1	2
Honvéd utcai fasor	3	2
Kastély utca fasor	1	2
Kossuth Lajos utca fasor	1	2
Lovassy Sándor utcai fasor	2	2
Madách utcai fasor	1	1
Mártírok útjai fasor	2	2
Munkácsy Mihály utcai fasor	3	2
Múzeum utcai fasor	2	2
Park utcai fasor	2	3
Petőfi utcai fasor	2	2
Rákóczi téri fasor	3	1

Terület neve	Homogenitás értékelése (1-3)	Terhelés értékelése (1-3)
Római úti fasor	2	1
Rózsa utcai fasor	3	2
Szendrey Júlia utcai fasor	2	2
Szent Miklós utcai fasor	2	2
Tapolcai úti fasor	2	1
Vaszary Kolos utcai fasor	2	2
Vörösmarty utcai fasor	3	1
Zrínyi utcai fasor	2	2

7. táblázat Fasorok ökoszisztéma-szolgáltatásainak (ÖSZ) értékelése

Az értékek jelentése: 1-2: gyenge, 3: átlagos, 4: jó, 5: kiemelkedő

Table 7. Assessment of ecosystem services of alleys

Explanation to values: 1-2: weak, 3: average, 4: good, 5: excellent

Terület neve	Ökológiai integritás (1-5)	Esztétikai érték (1-5)	Emberi egészség és jólét (1-5)	Klímváltozás hatásainak enyhítése (1-5)	Bio-forrás ellátás (1-5)	Regionális gazdaság (1-5)	ÖSZ átlaga
Fejér György utcai fasor	4	5	3	3	1	1	2,8
Bem József utcai fasor	4	5	3	3	1	1	2,8
Béri Balogh Ádám utcai vadgesztenye fasor	5	4	4	5	1	1	3,3
Deák Ferenc utcai fasor	5	4	4	5	1	1	3,3
Csapás úti fekete fenyő fasor	5	4	4	5	1	1	3,3
Madách utcai fasor	5	4	4	5	1	1	3,3
Fenekői úti fasor	5	4	4	5	1	1	3,3
Tapolcai úti fasor	5	4	4	5	1	1	3,3
Római úti fasor	5	4	4	5	1	1	3,3
Csík Ferenc sétány	5	4	4	5	1	1	3,3
Erzsébet királyné útjai fasor	5	4	4	5	1	1	3,3
Petőfi utcai fasor	5	4	4	5	1	1	3,3
Vörösmarty utcai fasor	5	4	4	5	1	1	3,3
Park utcai fasor	5	4	4	5	1	1	3,3
Múzeum utcai fasor	5	4	4	5	1	1	3,3
Zrínyi utcai fasor	5	4	4	5	1	1	3,3
Munkácsy Mihály utcai fasor	5	4	4	5	1	1	3,3
Mártírok útjai fasor	5	4	4	5	1	1	3,3
Baross Gábor utcai fasor	5	4	4	5	1	1	3,3
Honvéd utcai fasor	5	4	4	5	1	1	3,3
Rákóczi téri fasor	5	4	4	5	1	1	3,3
Lovassy Sándor utcai fasor	5	4	4	5	1	1	3,3
Darnay Kálmán utcai fasor	5	4	4	5	1	1	3,3
Erzsébet liget fasor	5	4	4	5	1	1	3,3
Vaszary Kolos utcai fasor	5	4	4	5	1	1	3,3
Gagarin utcai fasor	5	4	4	5	1	1	3,3
György Bíró utcai fasor	5	4	4	5	1	1	3,3
Rózsa utcai fasor	5	4	4	5	1	1	3,3
Szent Miklós utcai fasor	5	4	4	5	1	1	3,3
Szendrey Júlia utcai fasor	5	4	4	5	1	1	3,3
71-es út melletti fasor	5	4	4	5	1	1	3,3
Fenyves allé	5	4	4	5	1	2	3,5
Bercsényi Miklós utcai vadgesztenye fasor	5	5	4	5	1	1	3,5
Balaton parti sétány fasor	5	4	4	5	1	2	3,5
Kastély utca fasor	5	5	4	5	1	2	3,7
Kossuth Lajos utca fasor	5	5	4	5	1	2	3,7

8. táblázat A parkok és kiterjedt zöldfelületek ökoszisztéma-szolgáltatásinak (ÖSZ) értékelése

Az értékek jelentése: 1-2: gyenge, 3: átlagos, 4: jó, 5: kiemelkedő

Table 8. Assessment of ecosystem services for parks and extended green areas

Explanation to values: 1-2: weak, 3: average, 4: good, 5: excellent

Terület neve	Ökológiai integritás (1-5)	Esztétikai érték (1-5)	Emberi egészség és jólét (1-5)	Klíma- és környezeti hatások enyhítése (1-5)	Bio-forrás ellátás (1-5)	Regionális gazdaság (1-5)	ÖSZ átlaga
Futballpálya	1	2	4	2	1	1	1,8
Kresz-park és környezete	2	2	4	3	1	1	2,2
Zeppelin tér	2	3	4	3	1	1	2,3
Római úti játszótér	2	4	3	3	1	2	2,3
Szent Miklós temető	3	4	4	3	1	1	2,7
Balatoni Múzeum kertje	2	5	4	2	1	2	2,7
Pethe Ferenc Kollégium Jubileumi park, botanikus kert	4	2	5	4	1	1	2,8
Deák 16., 57. PATE udvar	4	4	5	5	1	1	3,3
Erzsébet liget	5	4	4	4	1	2	3,3
Helikon park	5	4	5	5	1	1	3,5
Várkert	5	5	5	4	1	1	3,5
Északi Balaton-part (hajókikötő, strandok)	4	4	5	3	1	4	3,5
Vadaskert	5	4	5	5	1	2	3,7
Kastélypark	4	5	5	4	1	5	4,0

9. táblázat A parkok és kiterjedt zöldfelületének minőségi és esztétikai értékelése

Az értékek jelentése: 1-2: gyenge, 3: átlagos, 4: jó, 5: kiemelkedő

Table 9. Assessment of ecological values and aesthetics of parks and extended green areas

Explanation to values: 1-2: weak, 3: average, 4: good, 5: excellent

Terület neve	Gyepfelület minősége (1-5)	Fák és cserjék minősége (1-5)	Virágfelületek kialakítása és minősége (1-5)	Burkolatok minősége (1-5)	Köztéri alkotások és minőségük (1-5)	Terület tisztasága (1-5)	Tájképi, településképi megjelenés (1-5)
Vadaskert	2	5	2	3	2	4	4
Északi Balaton-part	5	5	5	5	5	5	5
Helikon park	4	5	1	3	5	5	5
Szent Miklós temető	5	5	5	4	5	5	5
Balatoni Múzeum kertje	5	4	3	4	5	5	3
Deák 16., 57. PATE udvar	3	5	2	3	5	5	1
Pethe Ferenc Kollégium Jubileumi park, botanikus kert	2	4	1	2	1	5	3
Várkert	5	5	3	5	5	5	5
Futballpálya	5	1	1	4	1	5	2
Kresz-park és környezete	2	3,5	1	2	2	2	2
Kastélypark	5	4,5	5	5	5	5	5
Zeppelin tér	2	2	1	1	4	2	1
Római úti játszótér	5	4	1	4	5	5	1
Erzsébet liget	1	3	1	1	1	3	3

TERMÉSZETI ADOTTSÁGOK SZEREPE A TERÜLETFEJLESZTÉSBEN A KOMPLEX PROGRAMMAL FEJLESZTENDŐ MAGYARORSZÁGI JÁRÁSOK ESETÉBEN

OROSZ György¹, BARCZI Attila²

¹Szent István Egyetem, Ybl Miklós Építéstudományi Kar, Építészmérnöki Intézet
1146 Budapest, Thököly út 74. e-mail: Orosz.Gyorgy@mkk.szie.hu

²Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Természetvédelmi és Tájgazdálkodási
Intézet
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: Barczy.Attila@mkk.szie.hu

Kulcsszavak: településfejlesztés, elmaradottság, járások, természeti tőke, ökoszisztéma-szolgáltatások, komplex mutató

Összefoglalás: A térségek, települések fejlettségét ma kizárólag gazdasági és társadalmi mutatók mentén értékeli a hivatalos statisztika. A táji és természeti mutatók nem vesznek részt a térségek és települések fejlettségét egymáshoz viszonyító rendszerben. Értékes természeti környezettel rendelkező térségeink nagy része hátrányos helyzettel bír a gazdasági és társadalmi állapotukat tekintve. Vizsgálataink arra irányultak, hogy ezen térségek miként élnek a természeti környezet adta lehetőségekkel a fejlesztéseik során? Milyen fejlesztéseket terveznek, és ezek miként függnek össze a természeti környezetük nyújtotta ökoszisztéma-szolgáltatásokkal? A kutatás során a CORINE felszínborítási mutatókból, valamint a Központi Statisztikai Hivatal által kezelt, a térségek társadalmi-gazdasági és infrastrukturális fejlettségét mérő komplex mutató adataiból indultunk ki. Ezek segítségével lehatároltuk a kutatás alá vont térségeket, melyek vonatkozásában elemeztük a 2007–2013-as ciklus megvalósult európai uniós fejlesztési projektjeit, valamint a vizsgált települések jövőbeli elképzeléseit. A kutatási eredmények azt mutatják, hogy a kutatott települési szint a természeti környezet adta lehetőségek gazdasági célú kihasználását leginkább a turizmus terén tudta érvényesíteni és jövőbeli fejlesztési elképzeléseik között is ez a tématerület szerepel első helyen.

Bevezetés

A területfejlesztés egyik fő célja, hogy a kevésbé fejlett, hátrányos helyzetű térségeket felzárkóztassa a jobban prosperáló térségek mellé, ahogyan ez az EU kohéziós politikájának is a lényege. Az Európai Unió működéséről szóló szerződés (EUMSZ) a 174. cikkében így fogalmaz: „Átfogó harmonikus fejlődésének előmozdítása érdekében az Unió úgy alakítja és folytatja tevékenységét, hogy az a gazdasági, társadalmi és területi kohézió erősítését eredményezze.” Alapvető célok továbbá, hogy a térségek, települések lakói jól érezzék magukat ott ahol élnek, kialakuljon a környezettük fenntartását szem előtt tartó identitástudatuk, valamint az optimális gazdasági és települési térszerkezet.

A területi kohézió irányába történő elmozdulás beavatkozási területei és eszközei, valamint ezek mértéke nagyban függ a leküzdendő fejlettségbeli különbségektől. Ahhoz, hogy ezeket a különbségeket objektív módon tudjuk megítélni, szükség van a térségek közötti fejlettségi kategorizálás kialakítására.

A település- és területfejlesztés egyik vizsgálati módszere és eszköze a területi egységek és a települések fejlettségének statisztikai alapokon történő meghatározása és ezáltal rangsorolása. Az egyes mutatók, indikátorok által kialakult sorrendiségen belül különböző megfontolások mentén értéktartományokat lehet lehatárolni, majd ezekhez kategóriákat tudunk rendelni. A be kategorizált településeket ily módon elvileg differenciáltan lehet kezelni, például a támogatások odaítélése során, de a fejlesztési javaslat típusok mentén is.

Az Európai Unióhoz történő csatlakozásunk előmozdította a területfejlesztésről és a területrendezésről szóló 1996. évi XXI. törvény megalkotását, mely intézményi és eszközrendszeri szinten is „újdonásot” jelentett a hazai térségfejlesztésben. A kerettörvény

iránymutatásai alapján országgyűlési határozatok és kormányrendeletek tartalmazták a részletszabályozást, például a decentralizált források elosztását illetően. Ezen területfejlesztési célú állami támogatások odaítélése mögött megjelent a Központi Statisztikai Hivatal által, több indikátor súlyozásával előállított, úgynevezett komplex mutató, mely a települések és a kistérségek közötti fejlettségi sorrendet és kategóriákat állított fel. A komplex mutató a társadalmi és a demográfiai, a lakás és az életkörülmények, a helyi gazdaság és a munkaerőpiaci, valamint az infrastruktúra és a környezeti mutatókból képzett, összetett mutatószám [105/2015. (IV. 23.) Korm. rendelet]. A jelenleg is érvényes, a járások – komplex mutató alapján – emelkedő sorrendbe állított listáját a 290/2014. (XI. 26.) Kormányrendelet 2. számú melléklete tartalmazza. Ez alapján a járások fejlettségi kategóriái az alábbiak:

- kedvezményezett járások,
- fejlesztendő járások,
- komplex programmal fejlesztendő járások.

A járásokat jellemző komplex mutató számításakor 23 indikátort használtak fel ahhoz, hogy a fenti három kategóriát le lehessen határolni [105/2015. (IV. 23.) Korm. rendelet, 1. számú melléklet]. A felhasznált indikátorok mind olyan materiális mutatók, melyek viszonylag könnyen mérhetők, ugyanakkor egy kialakult állapotot mutatnak.

A Központi Statisztikai Hivatal 1993-tól alkalmazza a komplex mutató módszerét a térségek fejlettségi állapotának besorolására. A jelenleg használt komplex mutató a 105/2015. Kormányrendelet alapján az alábbi mutatócsoportokból áll:

- társadalmi és demográfiai helyzet mutatói,
- lakás és életkörülmények mutatói,
- helyi gazdaság és munkaerőpiac mutatói,
- infrastruktúra és környezeti mutatók.

A természeti és a táji értékek mind a mai napig nem jelentek meg a térségek, települések fejlettségének komplex értékelése során, így a természeti és a táji értékek a fejlesztési források elnyeréséhez sem tudtak hozzájárulni.

A cél az lenne, hogy ezek a települések ne süllyedjenek bele abba a tartós megítélésbe és önitételbe, hogy ők elmaradottak és hátrányosak. Ily módon ugyanis sérül vagy ki sem alakul az identitástudatuk, mely az életképességük alapja, mozgatója. Ráadásul az értékes táji és természeti környezet megítélése is romlik. Ezekben a térségekben a fejlesztéshez illeszkedő támogatási rendszereket úgy kell alkalmazni, hogy azok a természeti környezet védelmét, fenntartását szolgálják. A táji, természeti mutatókat nem a komplex mutatóba kell beépíteni, hanem egy térséget jellemző komplex mutató mellett a természeti környezet mutatóit is meg kell jeleníteni.

Kutatásunk célja volt, hogy megvizsgáljuk a 2007 és 2013 között európai uniós forrásokból végrehajtott fejlesztéseket, azon hazai térségekben, melyek gazdasági és társadalmi szempontból a leghátrányosabbnak számítanak, ugyanakkor természeti adottságaik a természetes felületek arányát tekintve az országos átlag feletti. Arra a kérdésre kerestük a választ, hogy ezen térségek miként élnek a természeti környezet adta lehetőségekkel a fejlesztéseik során? Milyen fejlesztéseket terveznek, és ezek miként függnek össze az értékes természeti környezetük nyújtotta ökoszisztéma-szolgáltatásokkal? Az ökoszisztéma-szolgáltatások fogalma az ökológiai rendszer valamint a gazdasági- és társadalmi rendszerek között húzódó bonyolult egymásrautaltsági kapcsolatokat próbálja egyszerűsítve leírni (Gretchen Daily 1997, Costanza et al. 1997, MEA 2003, TEEB 2011, Kovács et al. 2014). Az ökoszisztéma-szolgáltatások témaköre közvetlenül összefügg a térségek természeti adottságainak állapotával, természeti tőkájével, amit pedig befolyásol a helyben lakók

mindennapi életvitele, a települések és vállalkozások fejlesztési elképzelései illetőleg az adott térségben releváns támogatási célok és beavatkozási területek valamint maguk a pályázatok.

A természeti tőke a területi tőke egyik viszonylag könnyebben értelmezhető tőketípusa. A természeti tőke rendszerezésére több kutatás és elmélet látott napvilágot (De Groot 2003, Buday-Sántha 2006, Camagni 2008, Stimson et al. 2011), melyek részletezettségükben, hangsúlyozottságban mondanak újat egymáshoz képest.

A természeti tőkét Stimson és munkatársai (2011) ökológiai tőkének nevezik. Oláh és munkatársai (2016) mindkét elnevezését használják. Az ökológiai rendszer (ökoszisztéma) fogalma (CBD 1992, Kelemen et al. 2014) alapján: „... az egy helyben és időben élő élőlények (növények és állatok) közösségét jelenti az azokkal kölcsönhatásban álló környezeti elemekkel (pl. talaj, légkör), illetve a közöttük zajló kölcsönhatásokkal, anyag és energiaáramlási folyamatokkal együtt.” Az ökoszisztéma rendszer alkotásában biotikus és abiotikus tényezők is részt vesznek, így a tőketípus elnevezésére mind a természeti, mind az ökológiai kifejezés használható.

Costanza (2008) értelmezésében a természeti tőke a tőke gazdasági szempontú kiterjesztése a környezeti adottságokra és szolgáltatásokra. A természeti tőke szoros kapcsolatban áll az ökoszisztéma-szolgáltatásokkal, melynek alapja, hogy az ökoszisztémák egészséges rendszerként működjenek. Az ökoszisztéma rendszer felépítettsége és sokszínűsége a természeti tőkének alapvető alkotóelemei. Az ökoszisztémák az emberi jólléthez ökoszisztéma-szolgáltatások formájában járulnak hozzá. Costanza (2014) a természeti tőkét olyan tényezőként írja le, mely alapjául szolgál a társadalmi-, a humán és az épített tőkének, melyek egymással interakcióba lépve teremtik meg az emberi jóllétet. Mindehhez a természeti tőke a maga ökoszisztéma-szolgáltatásaival járul hozzá.

Egy adott térség természeti tőkéjének tekinthetjük mindazon természeti elemeket, jelenségeket, folyamatokat, melyek az ott élők, valamint az odalátogatók szükségleteit közvetlenül vagy közvetve kielégíthetik.

Anyag és módszer

A CORINE térképek tájökológiai szemléletű használatának előzményei között meg kell említenünk, hogy a felszínborítási kategóriák aránylag jól illeszthetők a természetességi, illetve zavartsági tájmutatók rendszerébe (Szabó et al. 2012, Szabó és Csorba 2012), de a CORINE térképek segítségével más, komplex tájökológiai mutatók is képezhetők (Barczy et al. 2008). Ezért kínálja magát az a lehetőség, hogy a folyamatosan frissülő térképi adatbázist használjuk egy-egy táj természeti környezetének értékeléséhez.

Vizsgálataink során azokat a járásokat tekintettük célterületnek, amelyekben a gazdasági potenciál alacsony, ugyanakkor a természetességi mutatóik az országos átlagnál magasabbak. A hazai járások természetességi állapotának jellemzésére a CORINE adatbázis azon felszínborítási mutatóit használtuk, melyek állandó természetes felszínt jelentenek, így nem számoltunk például a mezőgazdasági területekkel és a mesterséges felületekkel. A felhasznált felszínborítási mutatók a nómenklatúra számozásukkal jelölve az alábbiak:

2.3. legelők,

3.1. erdők,

3.2. cserjés és/vagy lágyszárú növényzet,

3.3. növényzet nélküli, vagy kevés növényzettel fedett nyílt területek,

4.1. belső (szárazföldi) vizenyős területek,

5.1. kontinentális vizek.

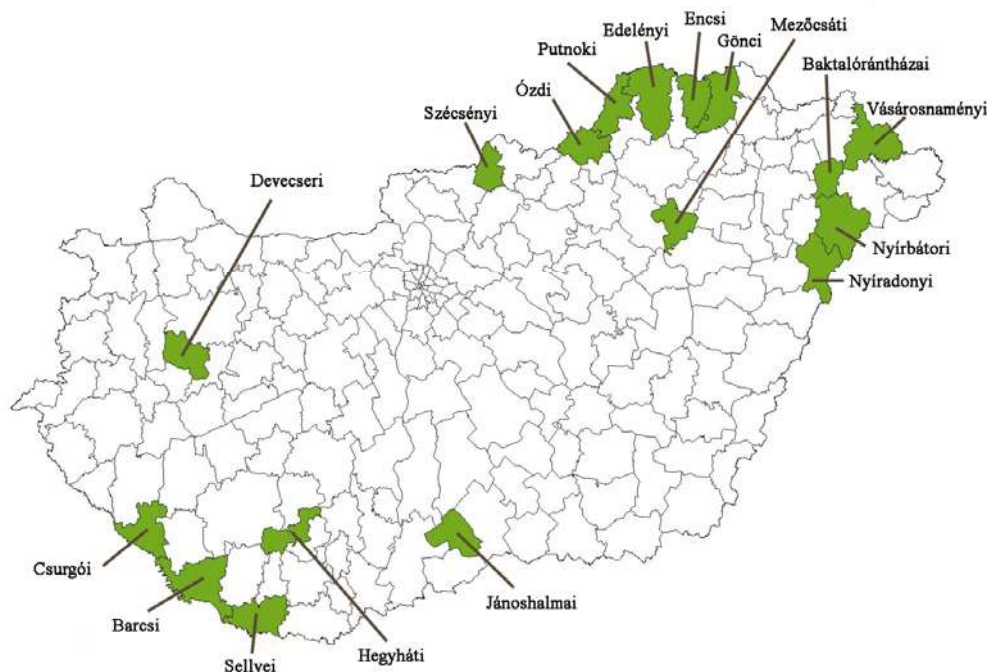
A kategóriák területi adatait járási szinten összegeztük, melynek során CORINE alapú természeti tőke mutatót képeztünk, majd az adott területi egységek területéhez viszonyított arányok alapján egy sorrendet alakítottunk ki a járások között.

Az így kapott természetes felületek arányából képzett és sorrendbe állított járási listát összevetettük a komplex mutató által meghatározott gazdasági és társadalmi fejlettségi sorrenddel, melyet a 290/2014. (XI. 26.) Kormányrendelet 2. melléklete tartalmaz.

A járásokat és a hozzájuk tartozó természetes felületek arányszámait a komplex mutató szerinti sorrendbe állítottuk. Így végső soron négy kategóriába tudtuk sorolni a járásokat a természetességük, valamint a gazdasági és társadalmi fejlettségük alapján. A négy kategória a következő:

- A. a természetes felületek aránya alacsony [átlag (37%) alatti] és a komplex mutató értéke is alacsony (46,68 alatti) (kedvezményezett járások),
- B. a természetes felületek aránya magas [átlag (37%) feletti], de a komplex mutató értéke alacsony (46,68 alatti) (kedvezményezett járások),
- C. a természetes felületek aránya magas [átlag (37%) feletti], és a komplex mutató értéke is magas (46,68 feletti) (nem kedvezményezett járások),
- D. a természetes felületek aránya alacsony [átlag (37%) alatti], de a komplex mutató értéke magas (46,68 feletti) (nem kedvezményezett járások).

A B kategóriába tartozó járásokból kiválasztottuk azokat, melyek a 290/2014. (XI. 26.) Kormányrendelet szerint komplex programmal fejlesztendők, azaz a kedvezményezett járásokon belül is a leghátrányosabb helyzetűek. Ez a szűkítés a 47 járásról 17 járásra szűkítette a B kategória járásainak számát: Selyei, Gönci, Baktalórántházai, Jánoshalmi, Nyíradonyi, Encsi, Ózdi, Nyírbátori, Edelényi, Devecseri, Mezőcsáti, Vásárosnaményi, Hegyháti, Csurgói, Putnoki, Barcsi, Szécsényi (1. ábra).



1. ábra A B kategóriába tartozó járások, melyek komplex programmal fejlesztendő státuszba tartoznak a 2014. (XI. 26.) Kormányrendelet alapján, saját szerkesztés

Figure 1. District in category B which are in a status to be developed with a complex program by the Government Decree 2014. (XI. 26.), own compilation

Elemeztük a már említett 17 járás 373 településén az európai uniós forrásokból megvalósult projekteket. A területileg releváns projekteket a Miniszterelnöki Hivatal Európai Unió Fejlesztések Koordinációjáért Felelős Helyettes Államtitkárságának Monitoring és Értékelési Főosztályától kaptuk meg kutatási céllal. Az adatbázis a 2007 és 2013 között megvalósult fejlesztéseket tartalmazza. Elemszám tekintetében a 373 településen összesen 3223 projekt valósult meg a 17 járás területén a fenti 7 éves időszak alatt.

Vizsgálatunk ebben a fázisban arra terjedt ki, hogy a települések a konkrét fejlesztések során miként viszonyultak ahhoz a helyi sajátossághoz, hogy az országos szinthez képest nagyobb természetes és természetközeli felszínborítottsággal rendelkeznek, de gazdasági és társadalmi szempontból kedvezményezett járásoknak számítanak a komplex mutató számításai alapján. Kérdésként vetődik fel, hogy mennyire használták ki a természeti környezet adta erőforrásokat? Milyen irányba történtek fejlesztések?

A munka első lépéseként a 3223 projektet két szempont alapján vizsgáltuk:

1. a természeti tőkét támogató, védő projektek;
2. a természeti tőkére épülő, azt kihasználó projektek.

A természeti tőkét támogató, védő projektek az ökoszisztéma-szolgáltatások szabályozó és fenntartó funkcióját erősítik, míg a természeti tőkére épülő, azt kihasználó projektek az ökoszisztéma-szolgáltatások ellátó és kulturális szolgáltatásait használják ki.

A projektek témák szerinti megoszlása az alábbiak szerint alakult:

1. Természeti tőkét támogató, védő projektek:
 - barnamezős fejlesztések;
 - szemléletformálás;
 - vízgazdálkodás, vízbázisvédelem, élőhelyvédelem;
 - hulladékkezelés;
 - szennyvízkezelés.
2. A természeti tőkére épülő, azt kihasználó projektek:
 - tájgazdálkodás;
 - helyi természeti erőforrások feldolgozása (fa, tőzeg, kavics);
 - turizmus (falusi, öko);
 - megújuló energia hasznosítása.

Ahhoz, hogy a közvetlen települési szint jelenlegi állapotáról és jövőbeli elképzeléseiről közvetlen információkat kapjunk, egy on-line kérdőíves felmérést végeztünk a 373 települési önkormányzat körében.

A felmérés 2018. szeptember 6. és szeptember 30. között készült Google űrlap segítségével. 72 önkormányzat töltötte ki a teljes kérdőívet és adta meg válaszait. Ez 20%-os részvételnek számít. A kérdésekre adott válaszokat egyszerű statisztikai diagramokkal szemléltetjük.

Eredmények és megvitatásuk

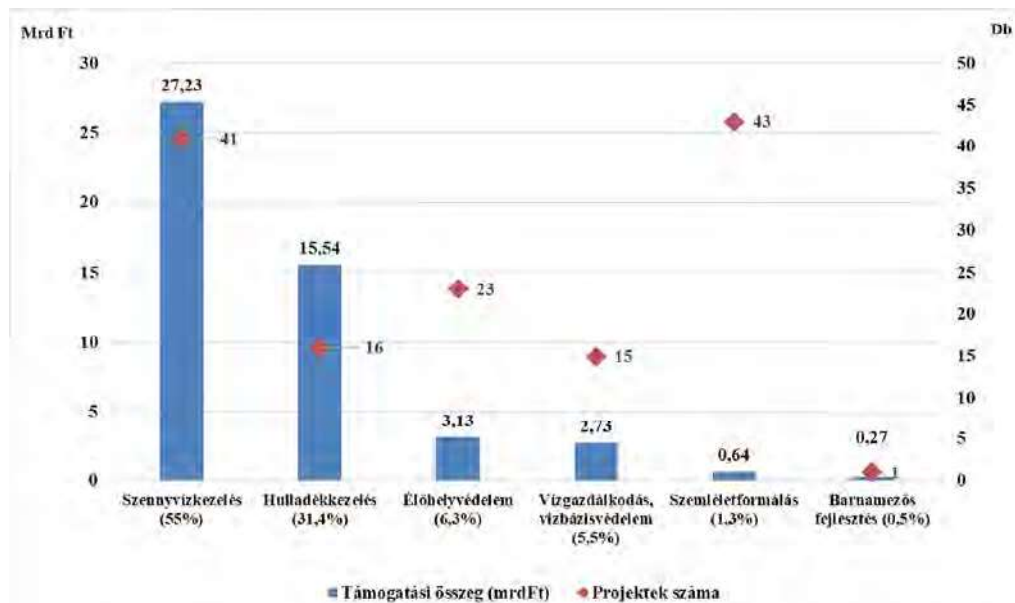
A vizsgálat eredményeként a 3223 db projektből 139 olyan projektet tudtunk elkülöníteni, melyek közvetlenül támogatták a természeti tőke megmaradását és 51 olyan beruházást találtunk, melyek a meglévő természeti környezet kihasználására jöttek létre. Látható, hogy közel harmad annyi projektet valósítottak meg, melyek az adottságok kihasználására jöttek létre, mint amennyi az adottságok minőségi javítását, fennmaradását szolgálja. A felhasznált források esetében pedig a természeti tőkét fenntartó, illetve növelő beruházások megvalósítási költsége négyszerese a természeti tőkére épülő projektek támogatási összegének (1. táblázat).

1. táblázat A vizsgált járásokban 2007 és 2013 között uniós forrásokból megvalósult (kivéve LEADER) projektek elemzése

Table 1. Analysis of EU (except LEADER) projects from EU funds in the examined district in 2007–2013

	A helyi természeti környezetet támogató, védő projekt (ökoszisztéma-szolgáltatások megújulását, fenntartását szolgáló)	A helyi természeti környezetre épülő, azt kihasználó projekt (ökoszisztéma-szolgáltatásokra épülő)
Projektek száma 2007–2013 (db)	139	51
Kifizetett támogatási összeg 2007–2013 (Mrd Ft)	~49,7	~12,6
A 2007–2013 között megvalósult valamennyi uniós projekt számának arányában (%)	4,3	1,5
A 2007–2013 között megvalósult valamennyi uniós projekt forrásainak arányában (%)	17	4

A természeti környezetet támogató beruházások támogatási összegének több mint a felét (55%) a szennyvízkezelési projektek jelentik (2. ábra), illetve a 16 db hulladékgazdálkodási beruházás (31,4%). A tipikus élőhely-fejlesztéssel foglalkozó természetvédelmi beruházások a forrásoknak csupán 6,3%-át képviselik. A célzottan barnamezős beruházásra kapott támogatással egyetlen projekt rendelkezik.



2. ábra A természeti tőkét támogató projektek támogatási összeg és a projektek száma szerinti megoszlása 2007 és 2013 közötti EU-s fejlesztések között a 17 vizsgált járás tekintetében (Mrd Ft, db)

Figure 2. Distribution of projects supporting the natural environment by source of support between EU developments in 2007–2013 for the 17 examined districts (HUF billion)

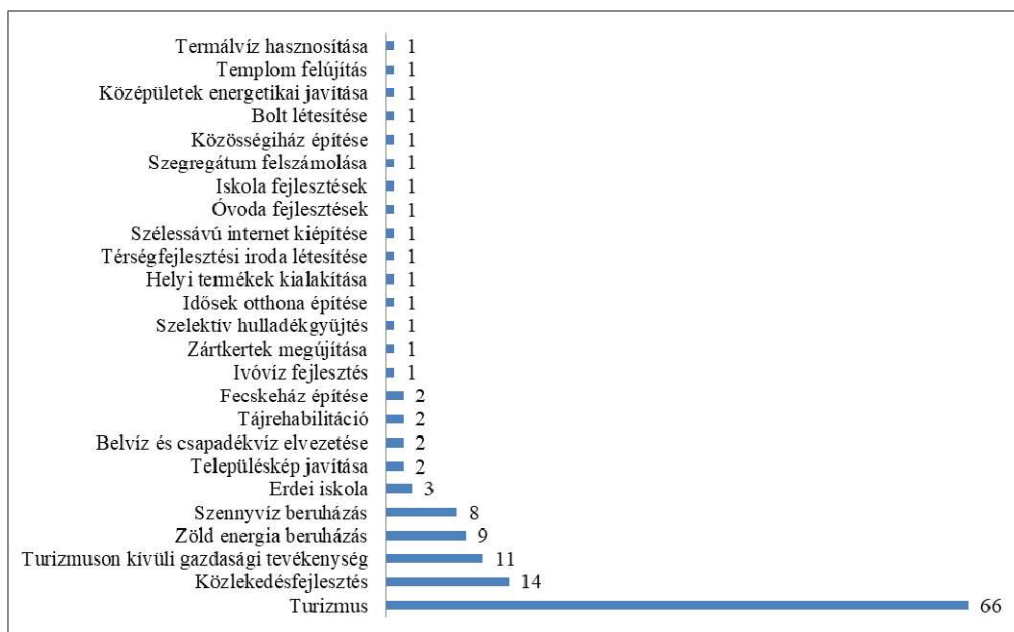
A megvalósított projektek tekintetében, a szemléletformáló rendezvényekből, eseményekből, erdei iskolai programokból volt a legtöbb (43 db) (2. ábra). Ide soroltuk a komposztálást népszerűsítő, önkormányzatok és civil szervezetek által megvalósított programokat is, melyek közel a felét (20 db) adják a szemléletformáló programoknak. Közel azonos darabszámban, de összegileg jóval magasabb mértékben valósultak meg a szennyvízkezelést célzó beruházások (41 db). Ezeket követik az élőhely-védelmi fejlesztések (23 db), melyeket a nemzeti parki igazgatóságok valósítottak meg. A hulladékkezelés és vízgazdálkodás témakörökben közel azonos darabszámú projektet hajtottak végre. A vízgazdálkodási projektek esetében csak azokat vettük figyelembe, melyek ténylegesen a természeti környezet védelmét szolgálták. Nem számítottuk ide a belterületi csapadékvíz elvezetéssel foglalkozó projekteket és az ezzel összefüggésben kialakított záportározókat sem.

A természeti tőkére, mint erőforrásra épülő, azt kihasználó fejlesztésekből 51 db-ot tudunk elkülöníteni. Ezeket két kategóriába lehetett sorolni: turizmusfejlesztés és egyéb vállalkozásfejlesztési projektek. A projektek szintjén képviselt turisztikai ágak a következők:

- bakancsos turizmus, barlangász turizmus;
- gyógyfürdőkre épülő gyógy turizmus;
- kerékpáros turizmus Ós-Dráva Program keretében;
- zarándokturizmus, zarándokutak;
- lovas turizmus;
- helyi termékekre épülő gasztroturizmus;
- falusi turizmus;
- horgászturizmus;
- vadászturizmus.

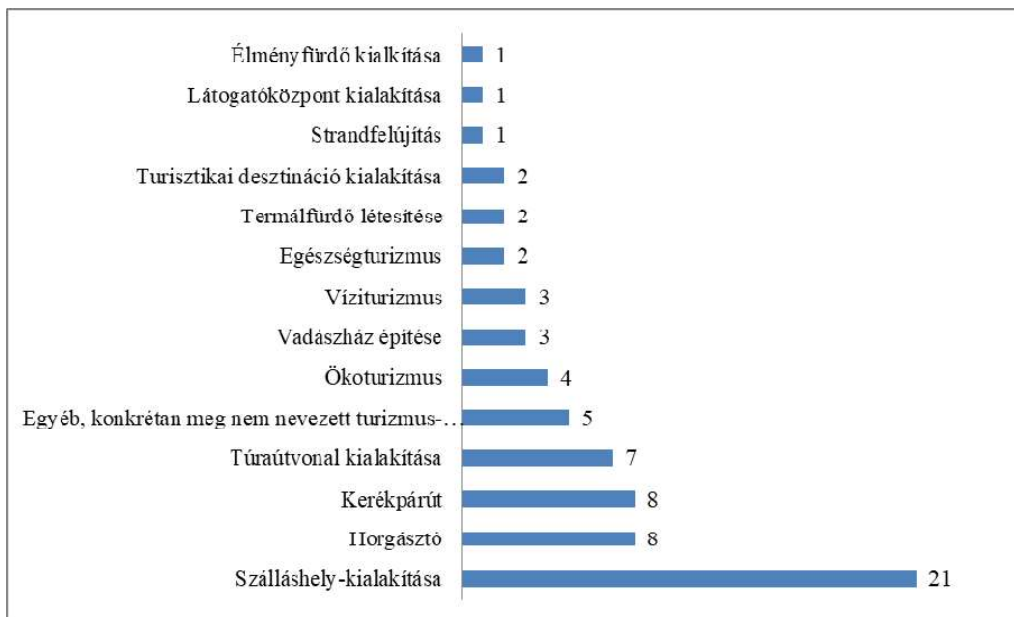
Az egyéb vállalkozásfejlesztési projektek keretében a helyi természeti erőforrások feldolgozására létrejött projektek között többséget képvisel a fa- és fahulladék-feldolgozás, biobrikett előállítás, illetve a tőzegkitermelés és -feldolgozás, az ásványvíz palackozás, valamint a kavics- és mészkőfeldolgozás. A természeti tőkére épülő projektek felhasznált támogatási összegének 89%-a a turizmusfejlesztési beruházásokban realizálódott.

A megkérdezett önkormányzatok jövőbeli fejlesztési céljait kutató on-line felmérésünk egyik fő eredménye lett, hogy a válaszadók 92%-a a turizmus témakörét jelölte meg mint lehetséges kitörési pontot (3. ábra). A turizmuson belül a polgármesterek közel egyharmada a szálláshely kialakítását preferálja, majd a horgásztó, a kerékpárút és a túraútvonal kialakítása következik (4. ábra). A második helyen a közlekedés fejlesztése szerepel, majd egyéb, meg nem nevezett munkahelyteremtő beruházások után a környezetvédelmi és energetikai infrastruktúrafejlesztéseket említik a válaszadók. A nagyrészt aprófalvas települések a turizmus területén látnak leginkább fejlődési lehetőséget községeik életében. Az is megállapítható, hogy a helyi döntéshozók nagy része érzékeli a helyi potenciálok között a természeti környezet fontosságát, mint erőforrást, de hiányoznak a kreatív ötletek ezen erőforrás fenntartható szemléletű kihasználásához.



3. ábra A vizsgált települések jövőre vonatkozó fejlesztési elképzelései (db)

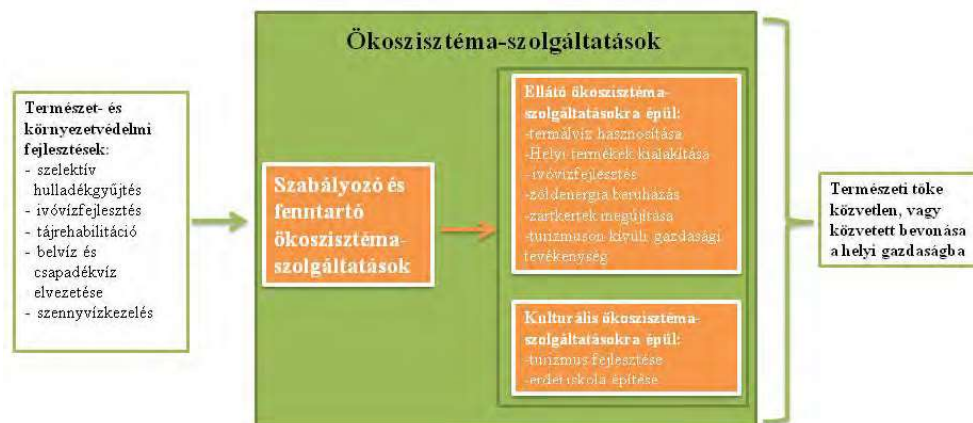
Figure 3. Future development ideas of the settlements examined



4. ábra Az önkormányzatok által megnevezett turisztikai fejlesztések, melyek szerintük előbbre vihetnék a településüket (db)

Figure 4. Municipalities named tourism developments, which they think could advance their settlement

A vizsgált térségek önkormányzatainak jövőre vonatkozó fejlesztési elképzeléseit az ökoszisztéma-szolgáltatások rendszerében értelmezve az 5. ábrán bemutatott rendszerséma mentén bontottuk szét.



5. ábra A tervezett fejlesztések az ökoszisztéma-szolgáltatások rendszerében, a NÖSZTÉP kategóriák alapján
Figure 5. Planned developments in the system of ecosystem services, based on the categories used by National Ecosystem Service Mapping and Evaluation Project

A fejlesztési elképzelések közül nem mindent lehet a fenti rendszersémában elhelyezni, mert vannak olyanok, melyek az ökoszisztéma-szolgáltatásokkal nincsenek közvetlen kapcsolatban, illetve a beruházás hatásai csak a konkrét műszaki tervek ismeretében értékelhetők (például: óvodafejlesztések, idősek otthona építése).

Magyarország gazdaságilag és társadalmilag periférián lévő, ugyanakkor természeti tőkéjét tekintve gazdag térségei jól lehatárolható szegmensként jelennek meg a hazai térségfejlesztés palettáján. Ezekben a térségekben a természeti környezet kiterjedtsége és minőségi állapota szunnyadó tőkeként definiálható, mely természeti tőke olyan értéket képvisel, melyhez alázattal, fenntartható módon kell viszonyulnunk, és bölcs szemlélettel, fenntartható módon használni egy-egy települési közösség megmaradásának érdekében.

Irodalom

- Barczy A., Csorba P., Lóczy D., Mezősi G., Konkolyiné Gyuró É., Bardóczyné Székely E., Csima P., Kollányi L., Gergely E., Farkas Sz., Ángyán J., Podmaniczky L., Pirkó B., Joó K., Centeri Cs., Grónás V., Vona M., Pető Á. 2008: Suggested landscape and agri-environmental condition assessment. *Tájökológiai Lapok* 6(1-2): 77–94.
- Buday-Sántha A. 2006: A környezeti elemek hatása a területi versenyképességre. In: Horváth Gy. (szerk.): Régiók és települések versenyképessége. MTA RKK, Pécs. pp. 352–384.
- Camagni R. 2008: Regional competitiveness: towards a concept of territorial capital. In: Capello et al. (eds.): *Modelling regional scenarios for the enlarged Europe. European competitiveness and global strategies.* Springer, Berlin-Heidelberg. pp. 33–46.
- CBD 1992: Convention on Biological Diversity. United Nations. p. 28. (<https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf>)
- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Van den Belt, M. 1997: The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387(6630): 253–260.
- Costanza, R. 2008: Ecosystem services: Multiple classification systems are needed. Letter to the Editor. *Biological Conservation* 141: 350–352.
- Costanza R., De Groot R., Sutton P., Ploeg S., Sharolyn J. Anderson, Kubiszewskia I., Farber S., Turner R.K. 2014: *Global Environmental Change* 26: 152–158.
- Csorba P., Szabó Sz. 2012: The Application of Landscape Indices in Landscape Ecology. In: Tiefenbacher, J. (ed.): *Perspectives on Nature Conservation – Patterns, Pressures and Prospects.* IntechOpen, Rijeka. pp. 121–140.
- Daily G.C. (ed.) 1997: *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems.* Island Press, Washington. p. 412.
- De Groot, R. 2003: Importance and threat as determining factors for criticality of natural capital. *Ecological Economics* 44(2-3): 187–204.
- Szabó Sz., Szilassi P., Csorba P. 2012: Tools for landscape ecological planning – scale, and aggregation sensitivity of the contagion type landscape metric indices. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences* 7(3): 127–136.
- Kelemen E., Pataki Gy. (szerk.) 2014: *Ökoszisztéma szolgáltatások természet- és társadalomtudományok metszéspontjában.* Szent István Egyetem Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Environmental Social Science Research Group, Gödöllő–Budapest. p. 199.
- Kovács E., Kelemen E., Czúcz B. 2014: A természettől a jóllétig: az ökoszisztéma szolgáltatások természet- és társadalomtudományi meghatározottsága. In: Kelemen E., Pataki, Gy. (szerk.): *Ökoszisztéma szolgáltatások a természet- és társadalomtudományok metszéspontjában.* Szent István Egyetem Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Environmental Social Science Research Group, Gödöllő–Budapest. pp. 15–34.
- Kovács-Hostyánszki A., Arany I., Aszalós R., Bereczki K., Czúcz B., Fodor L., Kalóczkai Á., Kiss M., Kovács E., Takács András A., Vári Á., Zölei A., Zsembery Z., 2018: A közösségi jelentőségű természeti értékek hosszú távú megőrzését és fejlesztését, valamint az EU biológiai sokféleség stratégia 2020 célkitűzéseinek hazai megvalósítását megalapozó stratégiai vizsgálatok, Nemzeti ökoszisztéma-szolgáltatások térképezése és értékelése projekt (NÖSZTÉP), Az ökoszisztéma-szolgáltatások prioritizálása és a prioritizálás eredményeinek szintézise, KEHOP-4.3.0-15-2016-00001, Budapest 2018. Január 10. Verzió: 1.2
- MEA 2003: *Ecosystems and Human Well-being – A framework for assessment.* Millennium Ecosystem Assessment, Island Press, Washington, p. 250.
- Oláh M. (szerk.) 2017: A területi tőke és magyarországi dimenziói. NYICITA Alapítvány, Balatonfüzfő. p. 424.
- Stimson, R. J., Stough, R. R., Nijkamp, P. 2011: *Endogenous regional development.* Edward Elgar Publishing, Cheltenham. p. 339.
- TEEB 2011: *The Economics of Ecosystems and Biodiversity in National and International Policy Making.* Edited by Patrick ten Brink. Earthscan, London and Washington. p. 429.
- United Nations 1992: Convention on biological diversity (<https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf>)

105/2015. (IV. 23.) Korm. rendelet a kedvezményezett települések besorolásáról és a besorolás feltételrendszeréről

1996. évi XXI. törvény a területfejlesztésről és a területrendezésről

290/2014. (XI. 26.) Korm. rendelete a kedvezményezett járások besorolásáról

Az Európai Unióról szóló szerződés és az Európai Unió működéséről szóló szerződés egységes szerkezetbe foglalt változata (2012/C 326/01),

(<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/HU/TXT/?uri=celex%3AC2012%2F326%2F01>)

ASSESSING NATURAL AND LANDSCAPE VALUES IN REGIONAL DEVELOPMENT

Gy. OROSZ¹, A. BARCZI²

¹Szent István University, Ybl Miklós Faculty of Architecture and Civil Engineering
1146–Budapest, Thököly út 74. e-mail: Orosz.Gyorgy@mkk.szie.hu

²Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management
2100–Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: Barczy.Attila@mkk.szie.hu

Keywords: settlement development, disadvantageous, natural capital, ecosystem services, complex indicator, project

The development of regions and settlements today is evaluated solely by economic and social indicators by official statistics. Landscape and natural indicators do not participate in the system of comparing the development of regions and settlements. Most of our areas with valuable natural potential are disadvantaged in terms of their economic and social status. Our research focused on how these areas live with the opportunities offered by the natural environment during their development? What improvements are planned and how do they relate to ecosystem services provided by their natural potentials? In the course of the research, we proceeded from the data of the CORINE land cover indicators and the complex indicator of the socio-economic and infrastructural development of the regions managed by the Central Statistical Office. With the help of these, we have identified the areas under research, for which we analysed the implemented EU development projects of the 2007–2013 cycle and the future ideas of the settlements examined. It is clear from the research that the researched settlement level was able to enforce the economic use of the opportunities provided by the natural environment in the field of tourism and that this topic area is also among the first in their future development ideas.

A HORTOBÁGY EGYENESSZÁRNYÚ (ORTHOPTERA) FAUNÁJÁNAK KUTATÁSA ÉS TERMÉSZETVÉDELMI SZEMPONTÚ ÉRTÉKELÉSE

NAGY Antal¹, RÁCZ István András², ARNÓCZKYNÉ JAKAB Dóra¹

¹ Debreceni Egyetem MÉK, Növényvédelmi Intézet
4002 Debrecen Pf. 400 e-mail: nagyanti@agr.unideb.hu, jakidori6@gmail.com

² Debreceni Egyetem TEK, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék
4032 Debrecen, Egyetem tér 1. e-mail: racz.istvan@science.unideb.hu

Kulcsszavak: Hortobágyi Nemzeti Park, *Ensifera*, *Caelifera*, fauna, UTM

Összefoglalás: A Hortobágyi Nemzeti Park természeti és kultúrtörténeti értékei révén hazai és európai szinten egyaránt egyedülálló, kiemelt jelentőségű terület, mely *Orthoptera* faunájának kutatása jelentős múltra tekint vissza. Legkorábbi adataink többsége a XIX–XX. század fordulóján pusztító sáskajárások idejéből származik, majd rövid csendet követően az 1940-es években megjelent Nagy Barnabás „A Hortobágy szöcske- és sáskavilága” című kétkötetes, a terület egyenesszárnyú faunájának alapvetésévé vált összefoglaló munkája. Ezt követően a kutatások igen változó lendülettel folytak, ami oda vezetett, hogy a híres puszta egyenesszárnyú rovarvilágát mára nagyrészt csak hírből ismerhetjük. Munkánk célja az eddig megjelent (18 szerző 28 publikációja) és a publikálatlan adatok összegyűjtése (67 faj, 62 lelőhely), a faunakutatás prioritásainak meghatározása, valamint a nagy területre kiterjedő intenzív kutatások újraélesztése volt, melyet 2016-ban intenzív kvantitatív vizsgálatokkal indítottunk el. Az újrainduló vizsgálatok lehetőséget adtak a fauna aktuális helyzetének és az elmúlt évtizedekben bekövetkezett változásainak feltárására, a már rendelkezésünkre álló adatok alapján pedig elvégeztük a Hortobágyi Nemzeti Park *Orthoptera* faunájának természetvédelmi szempontú értékelését is. Az összegyűjtött források revíziója alapján a nemzeti park faunája 62 *Orthoptera* fajt számlál, melyek közül 6 védett, 11 szörványosan előforduló és 8 ritka a hazai faunában, míg több faj adata megerősítést igényel. Az egyes területek kutatottsága jelentősen eltér, sok a gyengén, a csak régen, vagy az egyáltalán nem vizsgált terület. A területekhez és fajokhoz kapcsolt prioritások meghatározása révén ez az adathiány a lehető leghatékonyabb módon csökkenthető. A 2016-ban újraindított, prioritások mentén haladó kutatásokban több 2,5×2,5 km-es UTM cella került vizsgálatra, mint az azt megelőző 15 évben összesen, és jelentős mértékben emelkedett a kutatott cellák összesített száma is, ami jól mutatja a célzott, jól tervezett mintavételek hatékonyságát. A továbbiakban a prioritásként megjelölt területek mintavételezését, valamint a bizonytalan adatokkal bíró fajok vizsgálatát tervezzük a faunára és együttesekre vonatkozó aktuális, a gyakorlati természetvédelmet segítő adatok összegyűjtése érdekében.

Bevezetés

Az igazi magyar puszta, a Hortobágy, a sztyeppzóna egyik legnyugatibb exklávéja, kultúrtörténeti és természeti értékekben kiemelkedően gazdag, egyedülálló élővilággal rendelkező tájegységünk, világörökségi kultúrtáj, valamint itt alakult hazánk első nemzeti parkja is. Mindezek alapján érthető, hogy a terület élővilága általában véve jól kutatott. Első ránézésre ez az egyenesszárnyú fauna kutatottságára is igaz, hiszen a faunisztikai adatok területi eloszlása alapján a kutatottság itt az egyik legmagasabb a közepesen feltárt Tiszai-Alföld területén (Nagy és Ráczi 2007). Az adatokat részletesen tanulmányozva azonban láthatóvá válnak a hiányosságok is. A terület kutatottsága mind időben, mind térben igen heterogén képet mutat. Számos lokalitás egyáltalán nem, vagy csak ritkán kutatott, illetve a rendelkezésünkre álló adatok jelentős része mára archaikusnak tekinthető.

Az egyenesszárnyú fajok és együtteseik gyakran válnak különféle ökológiai és természetvédelmi biológiai témájú kutatások alanyaivá és jelennek meg – mint indikátor szervezetek – különféle, olyan monitoring programokban, mint például a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (Noss 1990, Spellerberg 1991, Pearson 1994, Kisbenedek 1997, Báldi és Kisbenedek 1997, Kenyeres 2011). Gyakorlati alkalmazhatóságuk kulcsát kezelhetően nagy fajszaámuk (126 hazai faj – Szóvényi et al. 2016), jól standardizálható,

könnyű mintavételezhetőségük és kiváló élőhely-indikátor szerepük jelenti. Ezentúl fontos szerepet töltenek be más ízeltlábúak és a gerincesek táplálkozásában (Dankovics 2005, Szövényi 2007), valamint a tömegesen megjelenő fitofág fajok révén szabályozó tényezői lehetnek a növényi produkciónak is (Rodell 1977, Joern 1989). Ürülékükkel nagy mennyiségű cellulózbontó baktériumot juttatnak a talajba, így indirekt módon hatnak az életközösségek anyag- és energiaáramlására is (Hunter 2001, Ráczy 2002).

A Hortobágy „egyeneströpiével” kapcsolatos tanulmányt már 1867-ből is találunk (Frivaldszky 1867), azonban jelentősebb figyelmet csak a XIX. század végén, XX. század elején pusztító sáskajárások kapcsán sikerült kivívniuk (Sajó 1889, 1890a, 1890b, 1891, Jablonowski 1906, 1910, 1911, 1918, 1923a, 1923b, 1923c, 1924a, 1924b, 1925, 1926, Schenk 1907, Herman 1910). A marokkói-sáska (*Doclostaurus maroccanus*) első jelentős gradációja az 1903 és 1909 közti években zajlott, amit 1919 és 1925 között újabb sáskajárások követtek. Ezeket Jablonowski József, a Rovartani Állomás akkori vezetője dokumentálta (Jablonowski 1906, 1910, 1923). A fajnak 1948 utáni jelentős gradációjára nem volt példa (Nagy 1988).

Bár szórványadatok ezt követően is napvilágot láttak (Günther és Zeuner 1930), a terület *Orthoptera* faunájának részletes vizsgálatára csak az 1940-es években került sor. A különböző növénytársulásokhoz kötődő egyenesszárnyú együttesek kompozicionális viszonyai Nagy Barnabás munkája során váltak ismertté (Nagy 1943a, 1943b, 1943c). Ezt követően 1944-ben jelent meg a „Hortobágy sáska- és szöcskevilága” első (Nagy 1944), majd 1947-ben a második kötete (Nagy 1947), amelyek a terület egyenesszárnyú rovarvilágának alapvetésévé váltak.

Az 1950 utáni évtizedekben az egyenesszárnyú fauna kutatása igen változó, többnyire alacsony intenzitással folyt. A legtöbb vizsgálat egy-egy kisebb terület vagy élőhelytípus (Nagy 1953 – gabonaföldek, Koppányi 1957 – hortobágyi magfüvesek, Oláh 2007 – Nyírölapos és Ökörföld, Molnár 2012 – Ohati-erdő), illetve valamely faj vagy fajcsoport kutatására irányult (pl. Nagy et al. 2010 – *Catantopinae* fajok). Ezen túl már csak szórványadatok közlésére és korábbi adatok összegzésére találunk példát (pl.: Nagy 1958, 1983, 1992, Siroki 1966, Szarukán és Nagy 1989, Ráczy 1992, Nagy 1996, Nagy et al. 2008). A kutatások lendülete a 2000-es évekre teljesen kifulladt és mára a terület egyenesszárnyú faunája szinte csak hírből ismert. A fauna összegző értékelésére az utóbbi évtizedekben nem került sor, annak ellenére, hogy az eddig publikált adatok szerint a hazai *Orthoptera* fajok több mint fele – köztük számos ritka és védett faj – előfordul ezen a viszonylag kis területen.

Az itt bemutatott munka során az eddig megjelent és a publikálatlan adatok összegyűjtése és a faunakutatás prioritásainak meghatározása mellett a kutatások újraélesztését is célul tűztük ki. Az összegyűjtött, adatbázisba rendezett és kritikai revízió alá vett elterjedési adatok alapján kijelölt, felülvizsgálatra szoruló és kutatatlan területek felmérését 2016-ban kezdtük el (Nagy et al. 2016, Jakab et al. 2017). A kutatások újraélesztésével célunk a fauna aktuális helyzetének és az elmúlt évtizedekben bekövetkezett változásainak feltárása és értékelése volt. Mindemellett elvégeztük a terület *Orthoptera* faunájának természetvédelmi szempontú értékelését is.

Anyag és módszer

A célkitűzésnek megfelelően összegyűjtöttük a terület *Orthoptera* faunájára vonatkozó fellelhető publikált adatokat, majd elvégeztük a kapott adatsor kritikai értékelését. Az adatokat a lehető legpontosabb területi lehatárolással ellátva, a gyűjtés évének, a gyűjtőnek, illetve a forrásnak (publikáció) a megjelölésével rendeztük adatbázisba. Az egy faj, adott élőhelyre, adott évre, adott szerző által közölt adatát tekintettük egy adatrekordnak. A duplumként szereplő adatokat (pl. egy szerző által többször publikált adat) kiszűrtük az

adatbázisból. A terület egyenesszárnyú faunájára vonatkozó adatot 28 publikációban találtunk: Günther és Zeuner 1930, Jablonowszki 1906, 1910, 1911, 1923, Koppányi 1957, Molnár 2012, Nagy 1943b, 1944, 1947, 1953, 1958, 1983, 1988, 1992, 1993, Nagy 1982, Nagy 1996, Nagy és Szövényi 1999, Nagy et al. 2003, Nagy et al. 2008, 2010, Oláh 2007, Rácz 1975, 1986, 1992, Siroki 1966, Szarukán és Nagy 1989.

Az adatok 18 szerzőhöz köthetők, valamint Rácz István András, Kisfali Máté, Nagy Antal és Jakab Dóra eddig publikálatlan gyűjtési adatai is bekerültek az adatbázisba. A fajlista összeállításakor a Cigliano és munkatársai (2019) által használt nevezéktant követtük. A fajok életforma és faunatípus besorolása Rácz (1998, 2001) munkái szerint történt.

Az adatokat, amennyiben lehetőség volt rá, lelőhelyekhez, közigazgatási egységekhez, valamint 10×10 km-es és 2,5×2,5 km-es UTM cellákhoz rendeltük. Lelelőhelyként földrajzi névvel jelölhető lokalitásokat határoztunk meg, melyeket közigazgatási egységekhez rendeltünk (pl. Tiszacsege, Kecskés-pusztá). Az UTM alapú lehatárolás során a lelelőhelyet tartalmazó cellák kódjait adtuk meg. A több cellába is átnyúló lelelőhelyek esetén, amennyiben a mintavételi hely koordinátája ismert volt, az azt tartalmazó cella kódját, amennyiben a mintavételi hely nem volt ismert, a lelelőhely nagyobb részét fedő cella kódját rendeltük az adatrekordhoz. A csak közigazgatási egységgel jelölt adatok esetén az adott település legnagyobb részét fedő cella kódját rendeltük az adatrekordokhoz. Több cellát fedő lelelőhelyek esetén, amennyiben a mintavételi helyek ismertek voltak, előfordult, hogy adott lelelőhely több UTM cellához is hozzá lett rendelve (pl. Egyek-Pusztakócs DT96-A1 és Egyek-Pusztakócs DT96-A3).

A mintavételi helyek UTM kódjainak meghatározásához a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (MME) által közzétett, nyilvánosan hozzáférhető Google Earth fedvényt használtuk (Nagy és Szép 2014). A vizsgálati terület határát a Hortobágyi Nemzeti Park határa jelölte ki. A területet 14 db 10×10 km-es és 175 db 2,5×2,5 km-es cella fedi le – beleszámolva a részlegesen fedő cellákat is (1. ábra).

A nemzeti park *Orthoptera* faunájának jellemzésére a területről jelzett fajok listáját használtuk. A nyers adatok kritikai áttekintését az adatmegjelenést követő taxonómiai munkák, valamint a fajok élőlhelyi igényei és szélesebb körű elterjedése alapján végeztük el. A fauna jellemzésére a fajösszetételt, a fajok elterjedtségi gyakoriságát ($RF_{lok}\%$), valamint a különböző fauna- és életforma típusokat képviselő fajok számát, illetve arányát használtuk. A fajok elterjedtségi gyakoriságát az általuk foglalt 2,5×2,5 km-es cellák összes adattal rendelkező cellához (46 db cella) viszonyított arányával határoztuk meg.

A fauna kutatásának történetét a kutatás különböző szakaszaiból származó adatok, valamint a vizsgált lelelőhelyek számának változásával, és ezek kumulatív értékeinek alakulásával jellemeztük.

A cellák kutatottságát a 2,5×2,5 km-es cellák esetén a mintavételek számával határoztuk meg, ahol egy mintavételnek az egy mintavételi helyen, adott évben végzett felvételezést tekintettük. A terület kutatottságát a cellák kutatottságának térbeli és időbeli eloszlásával jellemeztük. A cellák kutatottsága és fajszáma közti összefüggés-vizsgálatára regresszió analízist alkalmaztunk (Barta et al. 2000). A faunakutatás területekhez kapcsolódó prioritásait a gyengén vagy egyáltalán nem, illetve a csak régen kutatott területek meghatározásával jelöltük ki. A faunakutatás fajokhoz kapcsolódó prioritásait a csak régi és/vagy kisszámú, megerősítést igénylő adatú fajok, valamint a terület ritka és/vagy védett fajainak kiemelése révén határoztuk meg.

Bár 2007-ben (Oláh 2007) és 2012-ben (Molnár 2012) már újra zajlottak intenzív mintavételek a területen, a rendszeres, nagy területre kiterjedő és szisztematikus kutatások újraélesztése első lépésének a 2016-ban, a tiszacsegei Kecskés-pusztán és az Ohati-erdőben végzett kvantitatív mintavételeink tekinthetők, amiket 2017-ben Újszentmargita, Szelencs, Mátá és Zám területének vizsgálata követett.

Az egyenesszárnyú együttesek kvantitatív vizsgálatára az általánosan elfogadott évi 2–3 alkalommal, mintánként 200 hálósapással végzett fűhálózással, illetve az ezt kiegészítő 10–15 perces egyelő gyűjtéssel került sor a nyári hónapokban (1. táblázat). A befogott egyedek a Harz (1957, 1969, 1975) és a Nagy (1969) által közölt bélyegek alapján kerültek meghatározásra.

1. táblázat A Hortobágy területén 2016-ban és 2017-ben végzett orthopterológiai mintavételek ütemezése
Table 1. Timing of the *Orthoptera* samplings carried out in the Hortobágy in 2016 and 2017

Év	Terület (mintaterületek száma)	Mintavételek időpontjai		
2016	Kecskés-puszta (14)	06. 28.	07. 28.	08. 31.
	Ohati-erdő (4)	06. 30.	07. 29.	08. 31.
2017	Szelencés (2)		07. 27.	09. 06.
	Máta (10)		07. 27.	09. 01./ 09. 11.
	Újszentmargita (2)		07. 28.	09. 02.
	Zám (6)		07. 31.	09. 01.

Eredmények és megvitatásuk

A feldolgozott 28 publikációban és a publikálatlan forrásokban összesen 67 egyenesszárnyú faj (*Ensifera*: 26, *Caelifera*: 41) adatai szerepelnek. Az érintett lelőhelyek száma 62, az adatrekordok száma 2112 volt.

Az adatok revíziója során 6 faj, területen való előfordulása szorult felülvizsgálatra. A *Chorthippus albomarginatus* adatait Orci (2002) bioakusztikai vizsgálatai alapján *Chorthippus oschei* adatokként kezeltük. Iorgu és társai (2016) munkája alapján a Magyar Természettudományi Múzeum Debrecen környékéről származó lőtücsök egyedei a *Grylloptalpa stepposa* fajhoz tartoznak. Ennek alapján a Hortobágyi *Grylloptalpa grylloptalpa* adatok egy része, vagy akár egésze is a *G. stepposa*-hoz tartozhat. Mivel a két faj akár együttesen is jelen lehet a területen, a meglévő adatok revízióját nem végeztük el. Az elterjedési adatok pontosítása ebben az esetben mindenképp további vizsgálatot igényel. Az *Epacromius tergestinus*, a *Chorthippus loratus* és a *Tetrix tuerki* adatait Nagy (2003) revideált országos fajlistája alapján a fajok bizonytalan hazai jelenléte miatt töröltük. A *Tetrix depressa* egy egyedre alapozott jelenlétét is revideáltuk, mivel annak hazai előfordulása sem a revideált országos fajlista (Nagy 2003), sem más, elterjedési adatbázis (pl. Orthoptera Species File online) alapján nem feltételezhető. A revízió minden esetben a *Caelifera* rend fajait érintette (2. táblázat).

Az adatok revízióját követően a Hortobágy egyenesszárnyú fajlistája 62 (*Ensifera*: 26, *Caelifera*: 36) fajt tartalmaz. A megmaradt adatrekordok száma 2092, míg a revíziók a lelőhelyek számát nem érintették. A területen ezzel a hazai *Orthoptera* fauna (126 faj – Szövényi et al. 2016) mintegy felének jelenléte írható le, ami – tekintettel a vizsgálatba vont nemzeti parki terület kis méretére és az összesített adatok alapján közepes kutatottságára – igen nagy fajgazdagságot jelent. Összevetésképp Szövényi (2018) a Turján-vidék kapcsán 69 egyenesszárnyú faj, míg Nagy és munkatársai (2015) a Beregi-sík magyarországi területéről 48, az ukrainai részről pedig Szanyi és munkatársai (2015) 52, összesen 62 faj elterjedését írták le. Utóbbi az itt vizsgálthoz hasonló méretű terület, tehát azonos fajgazdagság volt mérhető, míg a kisebb területű Turján-vidék valamivel fajgazdagabbnak, de egyben jobban kutatottnak is tekinthető.

A fajgazdagság térbeli eloszlása az adatok egyenetlen térbeli és időbeli eloszlása, valamint a kutatottság jelentős térbeli eltérései miatt nem értékelhető. Az ilyen típusú elemzések elvégzéséhez az adatbázis új adatokkal való jelentős fejlesztésére lesz szükség, ami a jövőbeli vizsgálatok egyik prioritásának tekinthető.

A felülvizsgált fajlista fajai közül 6, azaz az itt előforduló fajok mintegy tizede védett, míg Nagy és Rácz (2007) országos gyakorisági kategóriái szerint 11 szórványosan előforduló, 8 pedig ritka a hazai faunában (2. táblázat). A két kategória együttesen a terület *Orthoptera* faunájának megközelítőleg harmadát (31%) teszi ki. Az országosan ritka fajok nagy aránya a Hortobágy egyenesszárnyú faunájának egyediségét mutatja. Tekintve, hogy a terület az egyébként is sajátos Pannon biogeográfiai régió központjában található, a vizsgált fauna európai, sőt ennél tágabb léptékben is unikálisnak tekinthető. Az itt előforduló fajok szélesebb elterjedését is figyelembe véve, a ritka és védett *Polysarcus denticauda* és *Epacromius coerulipes*, a hazai faunában ritka *Montana montana*, illetve a nála gyakoribb *Platycleis affinis* európai régiókban való elterjedtsége egyaránt korlátozott. Ezek a fajok bár Európán kívül is elterjedtek, a 12 európai régióból (Heller et al. 1998) csak ötben fordulnak elő. Ezen kívül jelen van a mindössze két európai régióban elterjedt *Stenobothrus crassipes* is, ami azonban országosan gyakorinak számít. Az említett fajok megóvása szempontjából a helyi természetvédelemnek jelentős felelőssége van.

Az egyes fajok által foglalt 2,5×2,5 km-es UTM cellák adattal rendelkező cellákhoz viszonyított számában kifejezett elterjedtségi gyakoriság alapján a terület leggyakoribb fajai – a *Chorthippus oschei*, az *Omocestus ventralis*, az *Aiolopus thalassinus*, az *Euchorthippus declivus* és az *Omocestus haemorrhoidalis* – rendre az országosan elterjedt fajok közül kerülnek ki. Az országosan ritka *Gampsocleis glabra*, *Chorthippus dichrous*, *Dociostaurus maroccanus*, *Celes variabilis*, *Myrmeleotettix maculatus* és *Epacromius coerulipes* nagy lokális elterjedtsége jól mutatja a terület élőhelyeinek jellegzetességeit, hisz nyílt felszíneket igénylő geo-chortobiont, vagy félszáraz gyepekhez kötődő chortobiont fajokról van szó. Ezzel szemben a helyileg kevésbé elterjedt fajok közül a *Gomphocerippus rufus*, a *Stetophyma grossum*, a *Pholidoptera griseoptera*, az *Ephippiger ephippiger*, a *Chorthippus apricarius* és a *Meconema thalassinum* mutat nagyobb országos gyakoriságot. Ez a szegélylakó és a jól strukturált, zárt gyepeket, magaskórósokat kedvelő chortobiont fajok helyi faunában való alulreprezentáltságát mutatja (2. táblázat). A fajok helyi és országos elterjedtségi gyakoriságai közti eltérések szintén jó indikátorai a helyi fauna különlegességének.

A faunában a szibériai és a déli (mediterrán) faunakör elemei keverednek. A gyakori, tömeges fajok többsége az angarai és a szibériai policentrikus faunatípusba tartozik. A szibériai faunakör fajainak száma 25 (41%), valamint számos ponto-mediterrán (8 faj – 13,1%) és ponto-kaspi (10 faj – 16,4%) faj is előfordul a területen.

A nagy kiterjedésű nyílt gyepek élőhelyeknek megfelelően a fajok többsége (24 faj – 39,3%) a gyeplakó chortobiont életformába sorolható. A terület gyepeinek nyílt jellegére utal a geo-chorto- és a chorto-geobiont átmeneti, valamint a geobiont életformájú fajok szintén nagy aránya is (12 faj – 19,6%, illetve 3 faj – 4,9%). A thamnobiont, azaz a szegélyeket és magaskórósokat benépesítő fajok aránya más alföldi régiók fajkészletéhez viszonyítva azonban viszonylag kicsi (12 faj – 19,6%).

2. táblázat A Hortobágyi Nemzeti Park területéről eddig jelzett fajok listája, védettségük (fajnév után felső indexben), a fajok gyakorisági kategóriái a hazai elterjedés alapján (OGY), a lokális elterjedtségi gyakoriságuk (RF_{lok}%), fauna- és életforma típusuk, európai elterjedésük a (a számok a foglalt európai régiók számát jelölik, +: Európán kívül is elterjedt), valamint a fajlista revíziója során meghatározott státuszuk

Table 2. *Orthoptera* check-list of the Hortobágy National Park with protection status (after species names as superscript), country wide rarity (OGY), local relative frequency (RF_{lok}%), faunal- and life form type (Fauna- and Életf. típus), European distribution (Eur. elterj., number of occupied European regions) and revision status (Státusz) of species

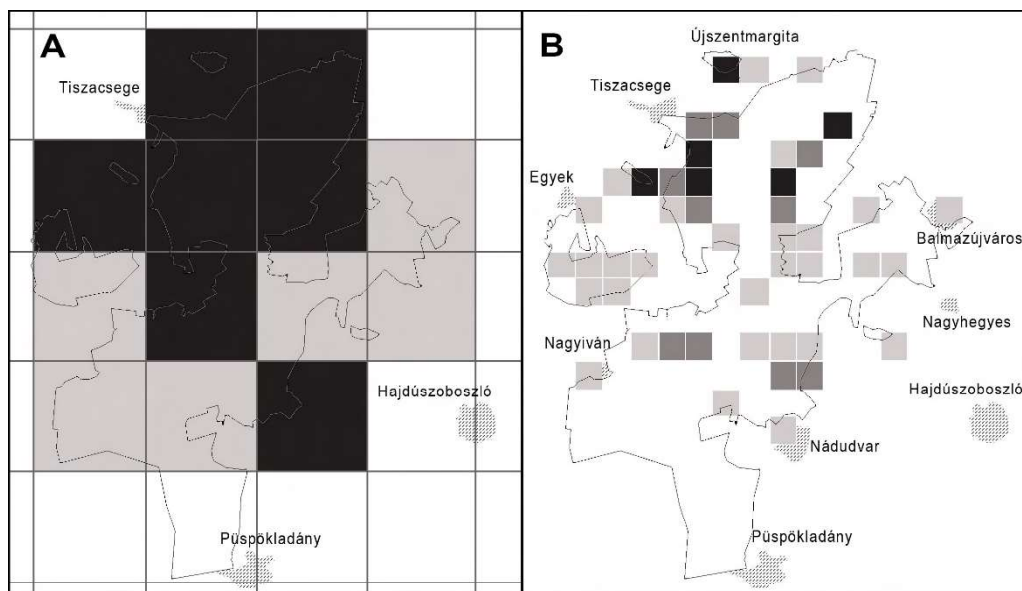
Ensifera Tettigonioida	OGY/ RF _{lok} %	Fauna típus	Életf. típus	Eur. elterj.	Státusz
<i>Phaneroptera falcata</i> (Poda 1761)	IV / 8,7	si-pc	th	9+	
<i>Phaneroptera nana</i> (Fieber 1853)	III / 6,5	holo-med	th	7+	
<i>Leptophyes albovittata</i> (Kollar 1833)	IV / 30,4	po-med	th	8+	
<i>Polysarcus denticauda</i> (Charpentier 1825)	I / 4,3	po-med	ch	5+	Ar

<i>Meconema thalassinum</i> (De Geer 1773)	III / 2,2	extra-med	th	10+	?
<i>Conocephalus fuscus</i> (Fabricius 1793)	IV / 58,7	si-pc	th	9+	
<i>Conocephalus dorsalis</i> (Latreille 1804)	II / 10,9	po-ca	th	12+	
<i>Ruspolia nitidula</i> (Scopoli 1786)	II / 10,9	af	th	7+	
<i>Tettigonia viridissima</i> (Linnaeus 1758)	IV / 28,3	si-pc	th	12+	
<i>Tettigonia caudata</i> (Charpentier 1845) ^{v, vk, N}	I / 2,2	po-ca	ch-th	7+	?, Ar
<i>Decticus verrucivorus</i> (Linnaeus 1758)	III / 32,6	an	ch-th	12+	
<i>Platycleis albopunctata</i> (Goeze 1778)	IV / 8,7	po-ca	ch-th	3+	
<i>Platycleis affinis</i> (Fieber 1853)	III / 50	po-ca	ch-th	8+	
<i>Montana montana</i> (Kollar 1833)	I / 13	an	ch	5+	Ar
<i>Tessellana veyseli</i> (Koçak 1984)	III / 41,3	po-ca	th	5+	
<i>Bicolorana bicolor</i> (Philippi 1830)	IV / 17,4	an	ch	10+	
<i>Roeseliana roeselii</i> (Hagenbach 1822)	IV / 39,1	po-ca	ch	12+	
<i>Pholidoptera griseoptera</i> (De Geer 1773)	III / 4,3	po-ca	th	11+	?
<i>Gampsocleis glabra</i> (Herbst 1786) ^{v, N}	II / 41,3	po-ca	th	8+	
<i>Ephippiger ephippiger</i> (Fiebiger 1784)	III / 2,2	po-med	th	6	?, Ar
Grylloidea					
<i>Gryllus campestris</i> (Linnaeus 1758)	II / 6,5	af	fi	11+	
<i>Melanogryllus desertus</i> (Pallas 1771)	I / 6,5	po-med	fi	9+	
<i>Modicogryllus frontalis</i> (Fieber 1844)	I / 2,2	po-med	fi	7+	?
<i>Eumodicogryllus bordigalensis</i> (Latreille 1804)	I / 6,5	med	fi	8+	Ar
<i>Oecanthus pellucens</i> (Scopoli 1763)	III / 23,9	po-med	ch-th	8+	
<i>Gryllotalpa gryllotalpa</i> (Linnaeus 1758)	I / 4,3	eu-pc	fi	9	?, Ar
Caelifera					
Acridoidea					
<i>Pezotettix giornae</i> (Rossi 1794)	III / 17,4	po-med	geo-ch	5+	
<i>Calliptamus italicus</i> (Linnaeus 1758)	III / 37	an	geo-ch	9+	
<i>Oedaleus decorus</i> (Germar 1825)	III / 17,4	pc	geo	9+	
<i>Celes variabilis</i> (Pallas 1771) ^{v, N}	II / 21,7	pc	geo-ch	8+	
<i>Oedipoda caerulea</i> (Linnaeus 1758)	IV / 23,9	pc	geo	11+	
<i>Acrotylus insubricus</i> (Scopoli 1786)	II / 2,2	af-er	geo	8+	?, Ar
<i>Aiolopus thalassinus</i> (Fabricius 1781)	III / 69,6	af	geo-ch	9+	
<i>Epacromius coeruleipes</i> (Ivanov 1888) ^v	I / 19,6	moe	geo-ch	5+	
<i>Epacromius tergstinus</i> (Megerle von Mühlfeld 1825)					R
<i>Stethophyma grossum</i> (Linnaeus 1758)	III / 4,3	ma	ch	12+	?, Ar
<i>Mecostethus parapleurus</i> (Hagenbach 1822)	II / 17,4	ma	ch	8+	
<i>Acrida ungarica</i> (Herbst 1786) ^{v, vk, N}	III / 34,8	af	geo-ch	5+	
<i>Chrysochraon dispar</i> (Germar 1834)	III / 6,5	an	ch	11+	
<i>Stenobothrus crassipes</i> (Charpentier 1825)	IV / 34,8	po-med	ch	2	
<i>Stenobothrus nigromaculatus</i> (Herrich-Schäffer 1840)	III / 26,1	an	ch	9+	
<i>Stenobothrus stigmaticus</i> (Rambur 1838)	III / 30,4	po-ca	ch	8+	
<i>Omocestus rufipes</i> (Zetterstedt 1821)	IV / 71,7	an	ch	12+	
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i> (Charpentier 1825)	IV / 65,2	an	ch-geo	11+	
<i>Omocestus petraeus</i> (Brisout de Barneville 1856)	III / 47,8	an	ch-geo	8+	
<i>Chorthippus apricarius</i> (Linnaeus 1758)	III / 2,2	an	ch	11+	?, Ar
<i>Chorthippus biguttulus</i> (Linnaeus 1758)	IV / 17,4	po-ca	ch	11+	
<i>Chorthippus brunneus</i> (Thunberg 1815)	IV / 45,7	an	ch	11	
<i>Chorthippus mollis</i> (Charpentier 1825)	IV / 19,6	an	ch-geo	10	
<i>Chorthippus albomarginatus</i> (De Geer 1773)					R
<i>Chorthippus dorsatus</i> (Zetterstedt 1821)	IV / 45,7	si-pc	ch	10+	
<i>Chorthippus loratus</i> (Fischer von Waldheim 1846)					R
<i>Chorthippus dichrous</i> (Eversmann 1859)	I / 32,6	an	ch	6+	
<i>Chorthippus oschei</i> (Helversen 1986)	IV / 73,9	si-pc	ch		
<i>Pseudochorthippus parallelus</i> (Zetterstedt 1821)	IV / 60,9	an	ch	12+	
<i>Pseudochorthippus montanus</i> (Charpentier 1825)	III / 4,3	an	ch	8+	?, Ar
<i>Euchorthippus declivus</i> (Brisout de Barneville 1848)	IV / 67,4	n-med-pc	ch	6	
<i>Euchorthippus pulvinatus</i> (Fischer de Waldheim 1846)	II / 4,3	po-ca-tur	ch-geo	8+	
<i>Myrmeleotettix maculatus</i> (Thunberg 1815)	I / 21,7	an	geo-ch	12+	
<i>Gomphocerippus rufus</i> (Linnaeus 1758)	III / 4,3	an	ch	11+	?, Ar
<i>Doclostaurus maroccanus</i> (Thunberg 1815)	I / 26,1	ir-tur	ch	6+	
<i>Doclostaurus brevicollis</i> (Eversmann 1848)	III / 52,2	po-ca-tur	geo-ch	6+	
Tetrigoidea					
<i>Tetrix subulata</i> (Linnaeus 1758)	III / 34,8	eu-pc	ch	12+	
<i>Tetrix tuerki</i> (Krauss 1876) ^{VU}					R
<i>Tetrix bipunctata</i> (Linnaeus 1758)	III / 13	si-pc	ch	11	
<i>Tetrix tenuicornis</i> (Shalberg 1891)	III / 19,6	si-pc	ch	11+	
<i>Tetrix depressa</i> (Brisout de Barneville 1849)					R

Státusz: nincs jelölés = biztos adat, R = revidált, ? = megerősítést igénylő (1-2 adattal rendelkező) faj, Ar: csak 2000 előtti archaikus adattal rendelkező faj. A fajnevek után indexben: v = védett (13/2001. (V.9.) KöM rendelet 2. melléklet), VU (Vulnerable) = Az IUCN Vörös Lista alapján Európában sebezhető faj (Hochkirch et al. 2016), vk = a Vörös Könyvben szerepel (Rakonczay 1989), N = a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszerben szerepel (Kisbenedek 1997). Országos gyakorisági kategóriák: I = szórványos, II = ritka, III = kevésbé gyakori, IV = gyakori, V = közönséges. Életformák: ch = chortobiont, geo = geobiont, th: thamnobiont, fi = fissurobiont. Faunatípusok: af = afrikai, an = angarai, ca = kaszpi, ir = iráni, ma = mandzsúriai, med = mediterrán, moe = moesiai, n = észak, pc = policentrikus, po = pontusi/ponto-, si = szibériai, tur = turkesztáni

Státusz: without notes = valid data, R = revised data, ? = species with unverified data (species with only 1-2 data), Ar: species with only archaic data before 2000. After species names as superscripts: Protection status: v = protected (13/2001. (V.9.) KöM rendelet 2. melléklet), VU (Vulnerable) = IUCN Red List status of Orthoptera species in Europe (Hochkirch et al. 2016), vk = listed in Red Book (Rakonczay 1989), N = involved in the National Biodiversity Monitoring System (Kisbenedek 1997). Country-wide rarity categories (OGY): I = scattered, II = rare, III = less frequent, IV = frequent, V = common. Life forms: ch = chortobiont, geo = geobiont, th: thamnobiont, fi = fissurobiont. Faunal types: af = African, an = Angarian, ca = Caspian, ir = Iranian, ma = Mandjurian, med = Mediterranean, moe = Moesian, n = North, pc = policentric, po = Pontian/ponto-, si = Siberian, tur = Turkestanian

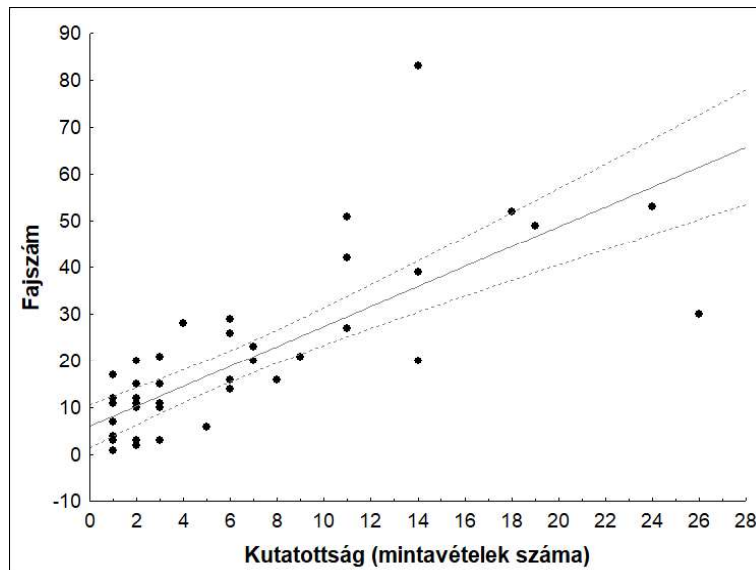
A Hortobágyi Nemzeti Park területét lefedő 14 db 10×10 km-es UTM cella csaknem mindegyikéből (13 cellából) rendelkezünk *Orthoptera* elterjedési adatokkal, ami 93%-os területi lefedettségnek felel meg. Ennek alapján a terület az országosan jól feltárt tájegységek közé tartozik, azonban a 2,5×2,5 km-es cellákat alapul véve a kutatottság már sokkal kedvezőtlenebb képet mutat. A területet lefedő 175 db 2,5×2,5 km-es UTM cella mindössze 26%-ából, azaz 46 cellából rendelkezünk adatokkal (1. ábra). Ez alapján a területi lefedettség már igen szerénynek mondható, és a kutatott cellák térbeli eloszlása is igen egyenetlen. Az adathiányos területek közül a Nagyvíván–Nádudvar vonaltól délre eső terület emelhető ki, ahol a nemzeti park egy jelentős, egybefüggő, adathiányos része rajzolódik ki, de Tiszacsegétől keletre és Balmazújváros nyugati határában is jelentős kutatatlan foltok találhatóak (1. ábra).



1. ábra A Hortobágyi Nemzeti Park területét fedő *Orthoptera* elterjedési adatokat tartalmazó 10×10 km-es (A) és 2,5×2,5 km-es (B) UTM cellák térbeli eloszlása. Az árnyalatok a cellák kutatásának időszakát jelölik
Világos szürke: 2015 előtt kutatott cellák, közép szürke: 2016–2017-ben a kvantitatív vizsgálatok újraindítása során kutatott cellák, fekete: mindkét jelzett időpontban vizsgált cellák

Figure 1. Boundary of the Hortobágy National Park and the 10×10 km (A) and 2,5×2,5 km (B) UTM quadrants containing *Orthoptera* distribution data. Colouring of the quadrants represent the timing of the sampling (field work)

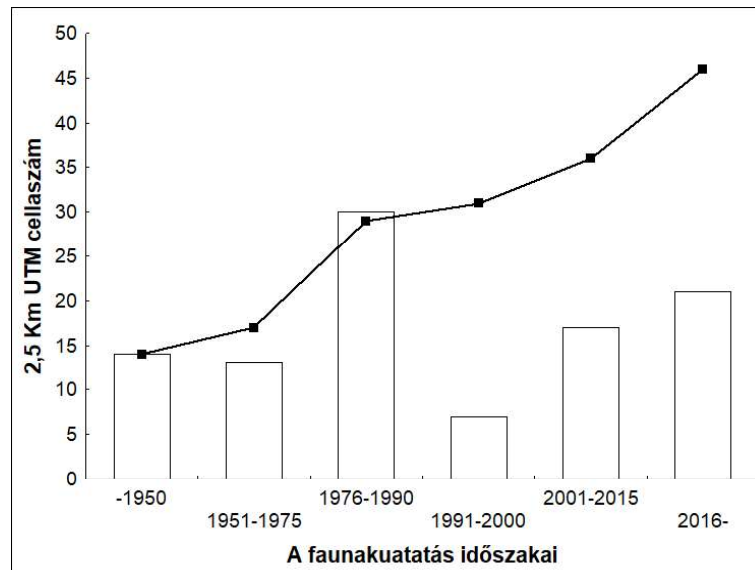
Light grey: data before 2015, mid grey: data between 2016–2017, black: data from both period



2. ábra A Hortobágyi Nemzeti Park egyenesszárnyú elterjedési adatokat tartalmazó 2,5×2,5 km-es UTM celláinak kutatottsága és fajszáma közti összefüggés (Regresszió: $r^2=0,5859$, $F_{(1,44)}=64,6731$, $p<0,001$)
 Figure 2. Correlation between the numbers of samplings belong to 2,5×2,5 km UTM quadrants of Hortobágy National Park and the species richness of the quadrants (Regression: $r^2=0.5859$, $F_{(1,44)}=64.6731$, $p<0.001$)

Ezen túl az egyes cellák kutatottsága is jelentősen eltér. 46%-uk esetében csupán 1-2, míg 22% esetében 10-nél több mintavétel történt. A legintenzívebben kutatott az ET06D4-es cella volt, ahol Rácz 1992–1993-ban, a Teke-szarva halom környékén végzett monitoring-vizsgálataiban 26 mintavétel adatait rögzítette. Összességében megállapítható, hogy a legtöbb cella fajgazdagságát ötnél kevesebb mintavételre alapozva tudjuk meghatározni. A cellák kutatottsága (mintaszám) erős pozitív összefüggést mutatott a fajgazdagsággal, ami a fajgazdagság területi összehasonlítását lehetetlenné tette (2. ábra).

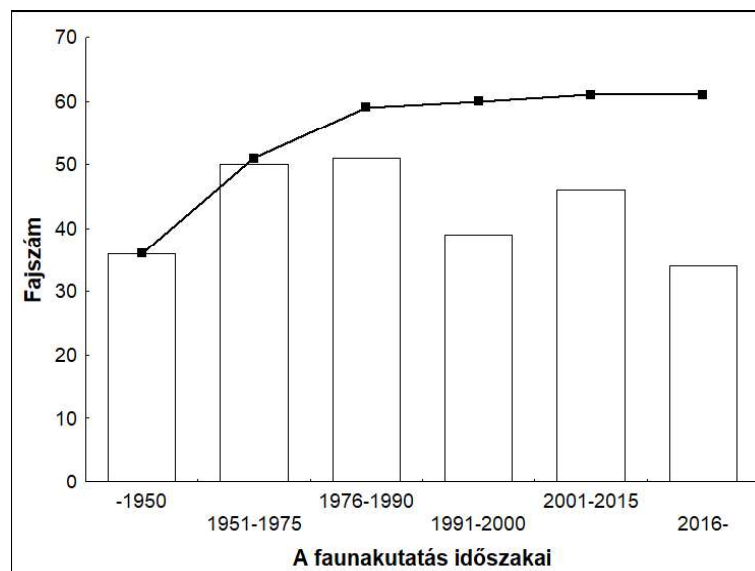
A kutatások intenzitásának időbeli változása az adatok korában is megmutatkozott. Bár a kutatott cellák száma az 1990-es éveket leszámítva az elmúlt évtizedekben fokozatosan nőtt, a legtöbb cella csak a kutatások korábbi szakaszában volt vizsgálva. A 2016–2017-ben végzett, hiányelemzésre alapozott mintavételek a vizsgált cellák számához mérten jelentős mértékben emelték a kutatott cellák számát. Ez időszak alatt 10, eddig adattal nem rendelkező cella került vizsgálatra, ami az összes kutatott cella több mint 21%-át teszi ki. A kutatás intenzitásának növekedését jól jelzi, hogy a vizsgálatok elmúlt két éve során több cella került vizsgálatra, mint az azt megelőző 15 évben összesen (3. ábra). A legfrissebb adatokkal a Tiszacsege keleti határában fekvő területek (pl. Kecskés-puszta), Máta, Darassa, Szelencés, Zám és Újszentmargita esetén rendelkezünk a 2016–2017-ben végzett intenzív kvantitatív felvételezéseknek köszönhetően. Viszonylag friss adataink vannak az Egyek-Pusztakócsi mocsarak területéről is, azonban az egyéb területekre vonatkozó adatok kora rendre meghaladja a 10-15 évet.



3. ábra A Hortobágyi Nemzeti Park egyenesszárnyú faunájának kutatása során vizsgált 2,5×2,5 km-es UTM cellák száma a kutatások egyes időszakaiban (oszlopok) és a vizsgált cellák számának kumulatív változása (vonal)

Figure 3. Number of studied 2,5×2,5 km UTM quadrants of the Hortobágy National Park in different periods of investigations (bars) and the cumulative number of studied quadrants (black line)

A terület kutatottsága a fajok szemszögéből is értékelhető. A vizsgálatok különböző szakaszaiban jelzett fajok száma 36 és 51 között változott. A legtöbb faj 1975 és 1990 között került leírásra. A fauna legnagyobb része már 2000-re ismert volt. Ezt követően már csak egy faj, a *Pezotettix giornae* került elő a területről (4. ábra). A további vizsgálatok valószínűleg nem fogják jelentős mértékben növelni az ismert fajok számát, inkább a már területről jelzett fajok elterjedésének pontosítását teszik majd lehetővé. A fajszám azonban nem csak bővíthet, még csökkenhet is a számos, bizonytalan adattal rendelkező faj felülvizsgálata révén.



4. ábra A Hortobágyi Nemzeti Park egyenesszárnyú faunájának kutatása során jelzett fajok száma a kutatás különböző időszakaiban (oszlopok) és a jelzett fajok számának kumulatív változása (vonal)

Figure 4. Number of the *Orthoptera* species registered in the different periods of the studies in the Hortobágy National Park (bars) and changes of the cumulative species number (black line)

A Hortobágy 62 egyenesszárnyú faja közül 10, azaz a fajok 16,1%-a, csak 2000 előtti adattal rendelkezik, sőt az *Acrotylus insubricus* legutóbbi és egyben egyetlen adata 1966-ból

(Siroki 1966), míg az *Ephippiger ephippiger* legfiatalabb közlése még régebről, 1951-ből származik (Rácz 1992). A fajok másik, szintén jelentős részének pedig csak egy-két közölt előfordulási adata van. Ennek oka részben a fajok tényleges ritkasága (pl. *Tettigonia caudata*), de a sztenderd módszerekkel nehezen gyűjthető fajok (pl. *Meconema thalassinum*) is ebbe a kategóriába esnek. Más esetekben bizonyos élőhelyek alulkutatottsága, illetve egyébként is kis részesedése (pl.: erdőfoltok, szegélyek, szegélycserjések) okolható a fajok kisszámú adatáért (pl. *Pholidoptera griseoptera*, *Gomphocerippus rufus*). Mindent egybevetve a fajok kapcsán az igen régi és/vagy kevés adattal bíró fajok (pl. a védett *Polysarcus denticauda* és *Tettigonia caudata*, valamint további 12 faj – lásd. 1. táblázat) vizsgálata jelölhető meg prioritásként. Ezek közül a *Gryllotalpa gryllotalpa* – *G. stepposa* fajpár esetén a faji hovatartozás meghatározása is fontos feladat.

Eredményeinket összegezve elmondható, hogy a Hortobágy egyenesszárnyú faunájáról alkotott képünk jelentős felülvizsgálatra szorul. A viszonylag fajgazdag, a hazai fauna csaknem felét (62 faj) felvonultató terület kutatottsága jelentős térbeli és időbeli különbségeket mutat. Az elmúlt években elindult intenzív, nagy területre kiterjedő adatgyűjtés és a korábbi adatok rendszerezése, jól kirajzolták ismereteink fehér foltjait. Ez alapján a faunakutatás prioritásai a nem, vagy csak régen kutatott területek vizsgálatában, a megerősítést igénylő fajok (12 faj) elterjedésének felülvizsgálatában, valamint az intenzíven kutatott területek rendszeres jövőbeli kutatásában jelölhetők ki.

Köszönetnyilvánítás

Szeretnénk köszönetet mondani Kisfali Máténak közöletlen adatainak rendelkezésünkre bocsátásáért! A cikk az Új Nemzeti Kiválóság Program (ÚNKP-18-3) támogatásával készült.

Irodalom

- Hochkirch, A., Nieto, A., García Criado M., Cáliz, M., Braud, Y., Buzzetti, F.M., Chobanov, D., Odé, b., José Presa Asensio J.J., Willemse, L., Zuna-Kratky, T. 2016: European Red List of Grasshoppers, Crickets and Bush-crickets. [2019.12.14.]. (<https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/RL-4-021.pdf>)
- Báldi A., Kisbenedek T. 1997: Orthopteran assemblages as indicators of grassland naturalness in Hungary. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 66: 121–129.
- Barta Z., Karsai I., Székely T. 2000: Alapvető kutatástervezési, statisztikai és projektértékelési módszerek a szupraindividuális biológiában. Kossuth Egyetemi Kiadó, Debrecen. p. 161.
- Cigliano, M.M., Braun, H., Eades, D.C., Otte, D. 2019: Orthoptera Species File. Version 5.0/5.0. [2019.12.13.]. (<http://Orthoptera.SpeciesFile.org>)
- Dankovics R. 2005: A rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*, Méhely 1893) elterjedéstörténete és természetvédelmi helyzete a Fertő–Hanság Nemzeti Parkban. *Praenorica* 8: 119–135.
- Frivaldszky J. 1867: A magyarországi egyenesröpűek magánrajza. (Monographia Orthopterum Hungariae.) Székfoglaló értekezés. Értekezések a természettudományok köréből I. 12. Pest. p. 1867.
- Günther, K., Zeuner, F. 1930: Beiträge zur Orthopterenfauna von Ungarn. *Konowia* 9: 193–208.
- Harz, K. 1957: Die Geradflügler Mitteleuropas. Veb Gustav Fischer Verlag, Jena. p. 494.
- Harz, K. 1969: Die Orthopteren Europas / The Orthoptera of Europe (Vol I.), The Hague. p. 749.
- Harz, K. 1975: Die Orthopteren Europas / The Orthoptera of Europe (Vol II.), Series Ent. 11. The Hague. p. 939.
- Heller, K. G., Korsunovskaya, O., Ragge, D. R., Vadenina, V., Willemse, F., Zhantiev, R. D., Frantsevich, L. 1998: Check-List of European Orthoptera. *Articulata* 7: 1–61.
- Hunter, M. D. 2001: Insect population dynamics meet ecosystem ecology: Effects of herbivory on soil nutrient dynamics. *Agricultural and Forest Entomology* 3(2): 77–84.
- Iorgu, I. S., Iorgu, E. I., Puskás G., Ivković, S., Borisov, S., Gavril, V. D., Chobanov, D. P. 2016: Geographic distribution of *Gryllotalpa stepposa* in south-eastern Europe, with first records for Romania, Hungary and Serbia (*Insecta*, Orthoptera, Gryllotalpidae). *ZooKeys* 605: 73–82.
- Jablonowski J. 1906: A hortobágyi sáskajárás. *Rovartani Lapok* 13: 199–203.
- Jablonowski J. 1910: A nagyhortobágyi sáskairtás eredményei. *Természettudományi Közlöny* 42 (509): 513–525.
- Jablonowski J. 1911: Gazdasági rovartan – Az ároktői sáska s a hazai sáskaügy jelenlegi állapota. *Köztelek* 21(51): 1624–1626.

- Jablonowski J. 1918: Harmincznyolcz év a Magyar Királyi Rovartani Állomás életéből. *Rovartani Lapok* 25: 3–35.
- Jablonowski J. 1923a: Sáska-járás. *Köztelek* 33(46): 546.
- Jablonowski J. 1923b: Az olasz sáska. *Köztelek* 33: 602–603.
- Jablonowski J. 1923c: A sáska természetes pusztulása. *Köztelek* 33: 666–667.
- Jablonowski J. 1924a: A sáska-járás előtt. *Köztelek* 34: 485.
- Jablonowski, J. 1924b: Injuries caused by locusts in Hungary during the years 1913–1923. *International Review of the Science and Practice of Agriculture*. (N.S.) Rome 2: 464–470.
- Jablonowski, J. 1925: Locusts in Hungary during 1924. *International Review of the Science and Practice of Agriculture*. (N.S.) Rome 3: 468–483.
- Jablonowski, J. 1926: Ungarns Heuschreckengefahr ernst und Jetzt: eine entomologische Skizze. III. *International Entomologischen Kongress* 2: 377–388.
- Jakab D., Kovácsné Koncz N., Nagy A. 2017: Tájhasználat hatása hortobágyi szikes és löszgyepek egyenesszárnyú együtteseire. *Második Magyar Orthopterás Találkozó*. Debreceni Egyetem, Debrecen.
- Joern, A. 1989: Insect herbivory in the transition to California annual grasslands: Did grasshoppers deliver the Coup de Grass? In: Huenneke, L. F., Mooney, H. (eds.): *Grassland Structure and Function: California Annual Grassland*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. pp. 117–134.
- Kenyeres Z. 2011: Természetes és természetközeli gyepek egyenesszárnyú-együttese (Orthoptera) a Bakonyvidéken. *Természetvédelmi Közlemények* 17: 42–56.
- Kisbenedek T. 1997: Egyenesszárnyúak – Orthoptera. In: Forró L. (szerk.): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer V. – Rákók, szitakötők és egyenesszárnyúak*. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest. pp. 55–81.
- Koppányi T. 1957: Hortobágyi magfűvesek Acridioidea népségének vizsgálata. Különlenyomat a Debreceni Mezőgazdasági Akadémia Évkönyvéből. *Mezőgazdasági Kiadó*, Budapest. pp. 309–320.
- Molnár Á. 2012: Tájhasználati változások hatására átalakult egyenesszárnyú együttesek az Ohat-erdőben (1942–2012). *Diplomamunka*. Szent István Egyetem, Gödöllő. p. 48.
- Nagy A. 1996: Antropogén terhelések hatásának vizsgálata a Tócsó-völgy Orthoptera együtteseiben. OTDK dolgozat. KLTE, Debrecen. p. 14.
- Nagy, A., Batiz, Z., Szanyi, Sz. 2015: Orthoptera fauna of the Hungarian part of the Bereg Plain (Northeast Hungary). *Bul.inf. Soc.lepid.rom.* 26: 64–80.
- Nagy A., Rácz I. A. 2007: A hazai Orthoptera fauna 10×10 km-es UTM alapú adatbázisa. In: Kövics G., Dávid I. (szerk.): *Tiszántúli Növényvédelmi Fórum előadások – Proceedings*. Debreceni Egyetem, Debrecen. pp. 189–198.
- Nagy, A., Bozsó, M., Kisfali, M., Rácz, I. A. 2008: Data on the Orthoptera fauna of the Tisza district. In: Gallé, L. (szerk.): *Vegetation and Fauna of River Tisza Basin II*. Tiscia Monograph Series 8, Szeged. pp. 2–22.
- Nagy, A., Kisfali, M., Szövényi, G., Puskás, G., Rácz, I. A. 2010: Distribution of Catantopinae species (Orthoptera: Acrididae) in Hungary. *Articulata* 25(2): 221–237.
- Nagy A., Jakab D., Batiz Z., Rácz I. A. 2016: A Hortobágy sáska- és szöcskevilága 2,5 – avagy a híres puszták orthopterológiai kutatásának helyzete. *Első Magyar Orthopterás Találkozó*. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Nagy B. 1943a: Adatok a Tiszántúli Orthoptera faunájának ismeretéhez. *Folia Entomologica Hungarica* 8: 33–44.
- Nagy B. 1943b: Újabb adatok a Tiszántúli Orthoptera faunájához. *Folia Entomologica Hungarica* 8: 91–93.
- Nagy B. 1943c: Chorthippus sáskáink szerepe rétjeink és legelőink egyenesszárnyúik között. *Folia Entomologica Hungarica* 8: 93–94.
- Nagy B. 1944: A Hortobágy sáska- és szöcskevilága I. *Acta Scientiarum Mathematicarum et Naturalium*, Kolozsvár. 26. p. 61.
- Nagy B. 1947: A Hortobágy sáska- és szöcskevilága II. *Közlemények a Debreceni Tudományegyetem Állattani Intézetéből* 12. p. 22.
- Nagy B. 1953: Adatok a magyarországi gabonaföldek Saltatoria-népségének ismeretéhez. *Annales Instituti Protectionis Plantarum* 6: 150–166.
- Nagy B. 1958: Ökológiai és faunisztikai adatok a Kárpát-medence sáskáinak ismeretéhez. *Folia Entomologica Hungarica* 11 (9): 217–232.
- Nagy B. 1969: Egyenesszárnyúak. In: Móczár L. (szerk.): *Állathatározó I. kötet*. Tankönyvkiadó, Budapest. pp. 219–242.
- Nagy, B. 1983: A survey of the Orthoptera fauna of the Hortobágy National Park. In: Mahunka, S. (szerk.): *The fauna of the Hortobágy National Park*. Akadémia Kiadó, Budapest. pp. 81–117.
- Nagy B. 1988: A marokkói sáska 100 éve Magyarországon. *Növényvédelem* 24(12): 536–539.
- Nagy, B. 1992: Role of activity pattern in colonization by Orthoptera. *Proceedings of the Fourth European Congress of Entomology and the XIII. Internationale Symposium für die Entomofaunistik Mitteleuropas* (Gödöllő 1991). Hungarian Natural History Museum, Budapest. pp. 351–363.

- Nagy B. 1993: Magyarországi sáskagradiációk 1993-ban. *Növényvédelem* 24(9): 403–410.
- Nagy B., Szövényi G. 1999: A Körös–Maros Nemzeti Park állatföldrajzilag jellegzetes Orthoptera fajai és konzervációökológiai viszonyaik. *Természetvédelmi Közlemények* 8: 137–160.
- Nagy B., Szövényi G., Puskás G. 2003: A Látrányi Pusztaság Természetvédelmi Terület élővilága. *Natura Somogyiensis* 5: 99–102.
- Nagy, B. 2003: A revised check-list of Orthoptera-species of Hungary supplemented by Hungarian names of grasshopper species. *Folia Entomologica Hungarica* 64: 85–94.
- Nagy K., Szép T. 2014: MME Madáratlasz Program (MAP). <http://map.mme.hu/page/downloads>
- Nagy, L. 1982: Contributions to the knowledge of the fauna of Hungarian Orthopteroidea I. (Saltatoroptera, Dermaptera, Mantodea, Blattoptera). Kézirat, Budapest.
- Noss, R. F. 1990: Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology* 4: 355–364.
- Oláh T. 2007: Szikes- és homokpusztagyeppek Orthoptera együtteseinek fenológiai vizsgálata. Diplomamunka, Debreceni Egyetem TTK, Debrecen. p. 42.
- Orci, K. M. 2002: On the bioacoustics and morphology of some species-groups of Orthoptera. Ph.D. Thesis, University of Debrecen, Debrecen. p. 122.
- Pearson, D. L. 1994: Selecting indicator taxa for the quantitative assesment of biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Ser. B.* 345: 75–79.
- Rakonczay Z. 1989: Vörös Könyv. Akadémia Kiadó, Budapest. pp. 181–186.
- RÁCZ I. A. 1975: Összehasonlító vizsgálatok északkelet-magyarországi homok-, lösz- és szikespusztai gyepek Orthopteráin. Doktori disszertáció, KLTE Debrecen. p. 138.
- RÁCZ I. A. 1986: A Mátra Múzeum Orthopterái. *Folia Historico-Naturalia Musei Matraensis* 11: 31–34.
- RÁCZ, I. A. 1992: Orthopteren des Ungarischen Naturwissenschaftlichen Museums, Budapest. I. Tettigoniidae. *Folia Entomologica Hungarica* 53: 155–163.
- RÁCZ, I. A. 1998: Biogeographical survey of the Orthoptera Fauna in Central Part of the Carpathian Basin (Hungary): Fauna types and communitytypes. *Articulata* 13(1): 53–69.
- RÁCZ I. A. 2001: Egyenesszárnyú együttesek életforma-spektrumának változása a száraz és félszáraz gyepek struktúrájának függvényében. *Állattani Közlemények* 86: 29–56.
- RÁCZ, I. A. 2002: Phytocoenoses and their Orthoptera assemblages. *Acta Biologica Debrecina* 24: 39–53.
- Rodell, CH. F. 1977: A Grasshopper Model for a Grassland Ecosystem. *Ecology* 58: 1746–1755.
- Siroki Z. 1966: Adatok hazánk Saltatoria faunájához. A Debreceni Déri Múzeum Évkönyve (1965). A Debreceni Déri Múzeum Kiadványai 48: 397–402.
- Spellerberg, I. F. 1991: *Monitoring Ecological Change*. Cambridge University Press, Cambridge. p. 344.
- Szanyi, Sz., Katona, K., RÁCZ, I. A., Varga, Z., Nagy, A. 2015: Orthoptera fauna of the Ukrainian part of the Bereg Plain (Transcarpathia, Western Ukraine). *Articulata* 30(1): 91–104.
- Szarukán I., Nagy G. 1989: A természetes és telepített hortobágyi gyepek sáska (Acrididae) népségének vizsgálata. Debreceni Agrártudományi Egyetem Tudományos Közleményei/Studia Universitatis Scientiarum Agriculturae Debreceniensis 18: 503–521.
- Szövényi G. 2007: Egyenesszárnyú rovarok és együtteseik tér–időbeli változásai a rákosi vipera kiskunsági élőhelyein. *Rosalia* 3: 167–183.
- Szövényi G. 2018: Egyenesszárnyú rovarok a duna-tisza közti Turjánvidéken (Orthoptera). *Rosalia* 10: 473–508.
- Szövényi G., Nagy B., Puskás G. 2016: A magyarországi egyenesszárnyú-fauna áttekintése és természetvédelmi szempontú értékelése. *Első Magyar Orthopterás Találkozó*. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.

RESEARCH HISTORY AND CONSERVATION BIOLOGICAL EVALUATION OF THE ORTHOPTER FAUNA OF HORTOBÁGY NATIONAL PARKA. NAGY¹, I. A. RÁCZ², D. ARNÓCZKYNÉ JAKAB¹¹ University of Debrecen FAFSEM, Institute of Plant Protection
4002–Debrecen Pf. 400 e-mail: nagyanti@agr.unideb.hu, jakidori6@gmail.com² University of Debrecen FST, Department of Evolutionary Zoology and Human Biology
4032 Debrecen, Egyetem tér 1. e-mail: racz.istvan@science.unideb.hu**Key words:** Hortobágy National Park, *Ensifera*, *Caelifera*, fauna, UTM

Abstract: Due to its unique natural character and cultural values, the Hortobágy Natural Park is a very important region both on national and European level. First records on the *Orthoptera* fauna were published in the turn of the 20th century. Then in 1940's Barnabás Nagy published his two volume summary of the *Orthoptera* fauna of the region under the title 'A Hortobágy szöcske- és sáskavilága I-II.' [The grasshopper and mantis world of the Hortobágy I-II.]. After that, the intensity of orthopterological studies varied on a wide range. By this time most of our data become archaic and we do not know the real status of the regional fauna. First we collected the published (28 papers from 18 authors) and partly unpublished data (67 species, 62 habitats), then revealed the history of orthopterological studies, and revised the *Orthoptera* checklist. Based on the revised data set containing 62 species (among them 6 protected, 11 scattered and 8 rare in the Hungarian fauna) we set prioritisation for further faunal studies and made the conservation biological evaluation of the fauna. The sampling effort and the distribution of data showed large spatial heterogeneity. There are many poorly studied regions and species with rare (only 1-2) and/or old archaic data. In 2016, we restarted the intensive quantitative samplings in the national park. During 2016 and 2017 more 2,5×2,5 km UTM quadrants were studied than during the last 15 years, which shows the effectiveness of the sampling strategy. In the near future the revision of unverified data and samplings of less studied regions should be carried out.

A CIBAKHÁZI KETTŐS-HALOM TÁJTÖRTÉNETE ÉS FLORISZTIKAI VIZSGÁLATA

OLASZ Ákos¹, TÓTH Tamás², DEÁK Balázs³, BEDE Ádám⁴

¹Állatorvostudományi Egyetem
1078 Budapest, István utca. 2.; e-mail: olaszakos2000@gmail.com

²Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság
5540 Szarvas, Anna-liget 1.

³MTA-ÖK Lendület Vegetáció és Magbank Dinamikai Kutatócsoport; Ökológiai és Botanikai Intézet,
Ökológiai Kutatóközpont

2163 Vácrátót, Alkotmány 2–4.

⁴Szegedi Tudományegyetem, Természettudományi és Informatikai Kar, Földtani és Őslénytani Tanszék
6722 Szeged, Egyetem utca 2–6.

Kulcsszavak: halom (kurgán), Tiszazug, sztyeppvegetáció, élőhely-sziget, élőhely-megőrzés

Összefoglalás: A cibakházi Kettős-halom a Tiszazug egyik legértékesebb halma. Két, közvetlenül egymás mellé épített őskori kurgán alkotja, melyek közül az északi természetvédelmi szempontból kiemelkedő jelentőségű ősi sztyeppnövényzetet őrzött meg. A halmon a vizsgálat során 117 hajtásos növényfajt találtunk. Legjelentősebb fajai: *Agropyron cristatum* (taréjos búzafű), *Artemisia austriaca* (selymes üröm), *Asperula cynanchica* (ebfojtó müge), *Astragalus austriacus* (kisvirágú csüdfű), *Elymus hispidus* (deres tarackbúza), *Ornithogalum brevistylum* (nyúlánk sárma), *Stipa capillata* (kunkorgó árvalányhaj), *Veronica austriaca* subsp. *dentata* (fogaslevelű veronika). A déli halom legnagyobb részét az 1970-es években elbányászták, csak az északkeleti lejtőből maradt meg egy alig érzékelhető rész. Az északi kurgánra telepített akácos folyamatos terjeszkedése főleg a keleti és déli oldalon jelent veszélyt a gyepi növényzetre. Az akác letermelése és a halom körüli pufferzóna (gyepsáv) kialakítása már rövidtávon is jelentősen hozzájárulna a halom élővilágnak megővéséhez. Hosszútávon pedig érdemes lenne a déli halom teljes rekonstrukcióját is elvégezni.

Bevezetés

Az őskori halmok (kurgánok, kunhalmok) a késő rézkorban–kora bronzkorban (Kr. e. 3600–2800) az Alföldön élt keleti eredetű, nagyállattartó Jamnaja-közösségek temetkezési helyei. A központi sír fölé halmot emeltek, a későbbi utótemetkezések alkalmával pedig újabb egy vagy két réteget hordtak fel rá, ami növelte a halom méretét (Ecsedy 1979, Dani és Horváth 2012). A halmok magányosan, párosan, kisebb csoportokban vagy sorokban helyezkednek el, és rendszerint a folyók és vizes élőhelyek partjait követik vagy a hátvonulatok legmagasabb pontjain állnak (Bede 2016). Környezettörténeti, geomorfológiai és tájökológiai szerepük (Tóth 2004, Pető és Barczy 2011, Barczy 2016, Rákóczi 2016) mellett a halmoknak kiemelkedő természetvédelmi jelentősége is van, a kevésbé bolygatott kurgánok felszínén ugyanis számos esetben értékes ősi sztyeppvegetáció (lőszgyep és lőszfalnövényzet) maradt fenn (Csathó 2008, Deák 2018, Deák et al. 2019). A régészeti lelőhelyek és tájrégészeti jelenségek (táj)történeti leírása és állapotfelmérése rendkívül fontos és – általában állapotuk romlása miatt – sürgető feladat (Saláta et al. 2017). A Cibakháza (Jász-Nagykun-Szolnok megye) területén emelkedő Kettős-halom növényzete természetvédelmi szempontból kiemelkedő, mert fajgazdag szárazgyepi társulás található rajta (Tóth 1988). A Kettős-halom a tiszazugi kistáj egyik legértékesebb halma, botanikai vonatkozásain túl tájképi jelentősége, történeti és örökségvédelmi szerepe is jelentős (Tóth 2008). A következőkben a halompár tájtörténetét és florisztikai vizsgálatának legfőbb eredményeit kívánjuk összefoglalni.

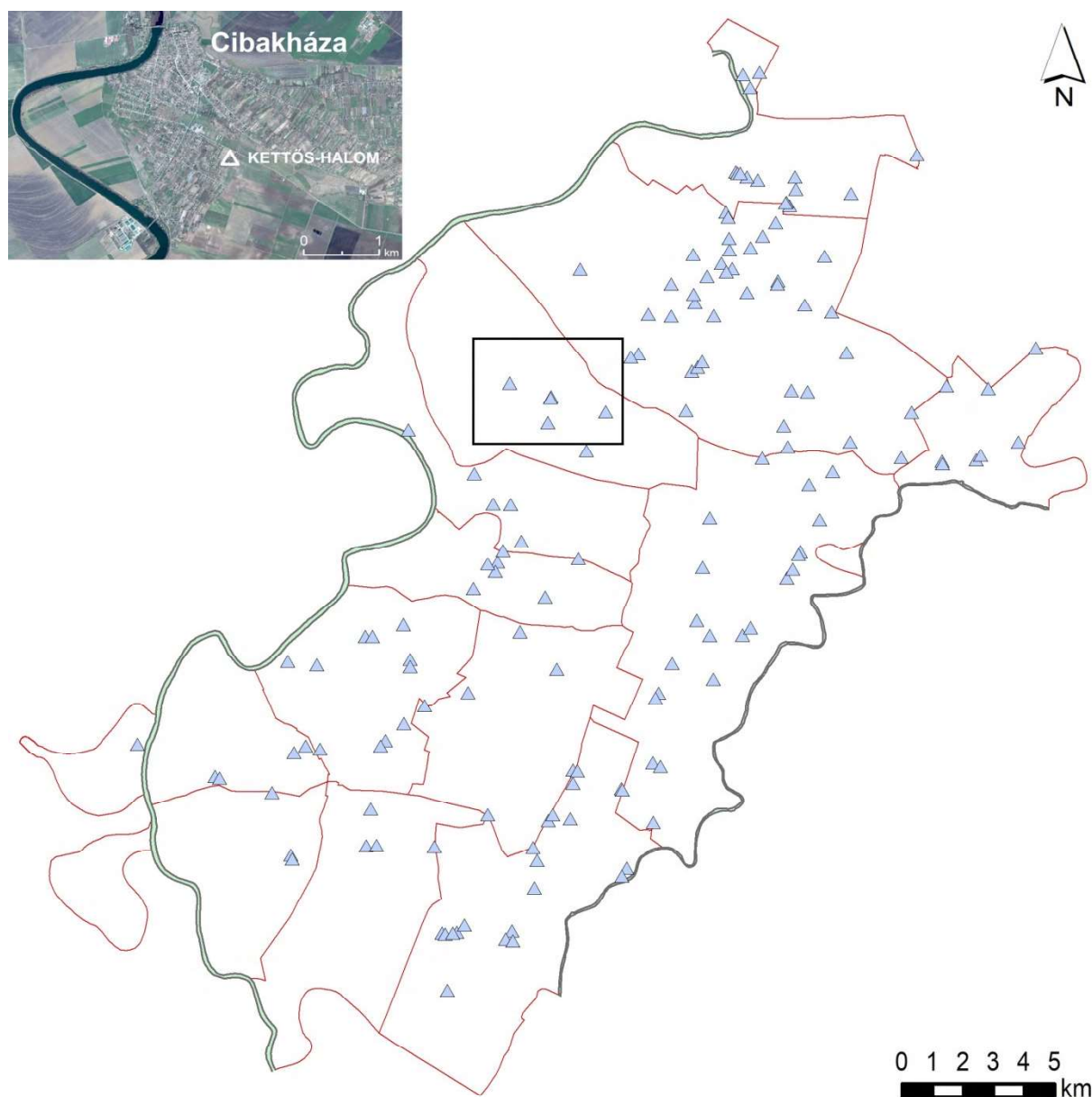
Halmok a Tiszazugban

A viszonylag kis kiterjedésű, mégis önálló kistáj meglehetősen komplex geológiai képet mutat, mivel fejlődéstörténeti, geomorfológiai, talajtani és növényföldrajzi szempontból átmenetet képez a Tiszántúl és a Duna–Tisza köze között (Bagdi 1970). Jellemzők rá a nyugati peremen elhelyezkedő dunai alsó pleisztocén homoktömbök, az északkelet felől beékelődő nagykunsági síkság felső pleisztocén lösztáblája, valamint a teraszos kiképzésű, hidrogeográfiaailag változatos – szigetekkel és széles meanderekkel tarkított – óholocén tiszai árterületek (A. Nagy 1954, Dövényi 2010). A magasabb térszínnek legfőbb genetikai talajtípusai a réti csernozjom, a mélyben sós réti talaj és a humuszos homoktalaj (Pásztor et al. 2018). A táj érdekessége, hogy még a történeti időkben is folyamatos változásban volt, különösen igaz ez a homokfelszínekre (Gábris és Túri 2008).

A Tiszazug növényzetével (növényföldrajzával és flórájával) mindezidáig viszonylag keveset foglalkoztak. A korábbi esetleges és szórványos adatok után az 1950-es években Timár Lajos és Bodrogekő György vizsgálta részletesebben a táji léptékű növényzeti mintázatokat (Timár 1954, Timár és Bodrogekő 1959). Később – főleg egy-egy természetvédelmi szempontból jelentős Tisza menti terület megőrzése érdekében – konkrét élőhelyeken zajlottak inkább egyedi kutatások (Endes és Harka 1985, Nótári 2008, Túri 2011). Kifejezetten a tiszazugi halmok növényzetét is csak érintőlegesen vizsgálták (Tóth 1988, Deák et al. 2016, Deák 2018).

A térség halmait egy-egy szórványos adat kivételével régészeti szempontból korábban módszeresen nem kutatták (Kalicz 1957, Prohászka 2015), és a későbbi terepbejárások és településtörténeti elemzések is csak periférikusan foglalkoztak velük (Csányi 1981, Csányi és Tárnoki 2011, Kovács et al. 2017). Földrajzi szemszögből Kozma Béla vizsgálta a tiszántúli halmok táji eloszlását, térképmelléklete területünkön 8 halmot tüntet fel (Kozma 1910). Ezt követően Virágh Dénes is készített egy hasonló térképet, melyen 50 kurgánt szerepeltet – szintén csak felsorolásszerűen (Virágh 1979). A Tiszazug halmait rendszerezetten először Tóth Albert vette számba, területünkön 27 kurgán tájökölógiai szempontú kataszterezését végezve el (Tóth 1986, Tóth 1988). Az ő nyomdokain haladva, részben ugyanezeket a halmokat járta be és dokumentálta aktuális állapotukat Tóth Csaba is (Tóth 2007, Tóth 2008). Csányi Marietta és Tárnoki Judit régészeti topográfiai módszerekkel több évtizede gyűjti a tiszazugi lelőhelyeket, köztük a kurgánokat is, melyekből eddig 24-et regisztráltak (Csányi és Tárnoki 2011, Kovács et al. 2017). Az örökségvédelem az általunk vizsgált tájban 30 halmot tart nyilván (MNM Régészeti Adatbázis 2018).

Bede Ádám 2018-ban végezte el a tiszazugi halmok teljességre törekvő kataszterezését és állapotfelmérését (1. ábra). 13 település közigazgatási területét mérte fel (Bede 2019): Cibakháza, Csépa, Cserkeszölő, Martfű, Nagyrév, Szelevény, Tiszaföldvár, Tiszainoka, Tiszakürt, Tizzasas, Tiszaug, valamint Kunszentmárton és Öcsöd Körösön inneni részei). Összesen 152 kurgánt regisztrált, melyek közül 81 még ma is létezik, 71 azonban már elpusztítottnak tekinthető. Már csak 4 halmon található meg az ősi sztyeppvegetációra utaló löszfalnövényzet (*Agropyro cristati-Kochietum prostratae* Zólyomi 1958) társulásalkotó faja, a taréjos búzafű (*Agropyron cristatum*): Kettős-halom (Cibakháza), Kun-halom (Csépa–Szelevény), Szőlős-halom (Szelevény), Víg-halom (Szelevény–Cserkeszölő).



1. ábra A 2018-ban felmért tiszazugi halmok és a cibakházi Kettős-halom elhelyezkedése

Figure 1. Location of the kurgans surveyed in Tiszazug region in 2018, and the site of the Kettős-halom mound near Cibakháza

Anyag és módszer

Tanulmányunkban rendhagyó módon nem egy nagyobb térség vagy tájegység tájtörténetével és növénytani értékeivel foglalkozunk, hanem egy adott mikrotájra, pontosabban egyetlen halompárra, a cibakházi Kettős-halomra fókuszálunk. A szűkebben vett vizsgálati terület mindössze 6.000 m² kiterjedésű.

A halmok tájtörténeti leírásához elsősorban a 18–20. századi kéziratos és nyomtatott, (katonai és polgári) térképeket vettük alapul (T.1–15). A 20. század második felében történt mikro szintű változások nyomon követéséhez archív légi felvételeket (FÖMI DLA – fentről.hu) és recens ortofotókat (Google Earth) is felhasználtunk. A helytörténeti irodalom (Csipes 2000, Bagi és Szurmay 2001), a régészeti kataszterek (Kiszelovics és Csányi 2018) és a helynévgyűjtések (Farkas 1994) számos kiegészítő adatot nyújtottak a halomról és közvetlen környezetéről, de a tágabb térség korábbi halomkutatásainak beszámolóit is nagy

haszonnal forgattuk (Tóth 1986, Tóth 1988, Tóth 2007, Tóth 2008, Csányi és Tárnoki 2011, Deák 2018).

A florisztikai adatfelvételt helyszíni bejárás alkalmával végeztük. A különböző aspektusok (kora tavasz, késő tavasz, nyár vége) részben eltérő ciklusú növényfajai miatt igyekeztünk több alkalommal felkeresni a halmot; a bejárások időpontjai: 2015. május 12. (Deák B.), 2017. június 7. (Tóth T.), 2018. április 3. (Olasz Á.), 2018. június 4. (Olasz Á.), 2018. szeptember 16. (Olasz Á., Bede Á.), 2019. május 10. (Olasz Á.), 2019. május 22. (Tóth T.), 2019. június 11. (Tóth T.). A hajtásos növényfajokról egy teljességre törekvő listát készítettünk, mely kizárólag a halomtesten előforduló növényeket tartalmazza (emellett jellemeztük az egyes növényfajok élőhelyi sajátosságait és feljegyeztük a halmon való előfordulásuk pontos helyét is). A növényfajoknál az Új magyar fűvészkönyv rendszertani besorolásait, latin és magyar nevezékét vettük alapul (Király 2009).

Eredmények

A cibakházi Kettős-halom elhelyezkedése és főbb morfológiai paraméterei

A cibakházi Kettős-halom a Tiszazug magasabb térszínű infúziós löszömbjének nyugati peremén helyezkedik el, korábbi (dunai) eredetű, homok alapkőzetű területekkel (Öreg-szőlő, Bánom-hegy), illetve fiatalabb (tiszai) feltöltődésű löszsíksággal (Ugar, Ilona, Gyalai) van körülvéve (A. Nagy 1954). A halom szűkebb környezetére a genetikai átmeneti jelleg miatt a réti csernozjom és a humuszos homoktalaj is jellemző (Dövényi 2010). A halomtól északra széles medrű szolonyec szikes lapos húzódik (Székes, Külső-Székes, régebbi nevein Szék-lapos, Szék-tó). A halom alatt futó 92 m tszf.-i magasságú eolikus hátvonulat 200 m-en belül 7 m-t lejt északra (a Székes-oldal felé), a meder irányába.

A halompár Cibakháza település Újkiosztás nevű részének keleti szélén, egy szabályos téglalap alakú szántóterület délkeleti sarkában áll, melyet délről a Rózsa, nyugatról a Virág utca határol. A területet észak felől – a Liszt Ferenc utca folytatásaként – a Cibakházát a 442. számú úttal összekötő, rossz minőségű makadámút (régii nevén a Szarvasi út) szegélyezi (Farkas 1994; Bagi és Szurmay 2001).

Az északi kurgán legfőbb morfológiai adatai. Központi koordinátája: 46°56'58.64"N, 20°12'29.71"E (Google Earth); 738,358, 179,029 (EOV; EOTR 47-144). Relatív magassága (az antropogén felhordás vastagsága): 3,1 m (FÖMI és T.9 alapján). Hosszabb és rövidebb átmérője: 47 m és 44 m (T.9 alapján). Kerülete 160 m, alapterülete 1900 m². Tszf.-i magassága az egyes katonai és polgári térképek szerint (időben visszafelé): 95,6 m (FÖMI, T.13, T.15), 96,3 m (T.14), 95,0 m (T.11), 95,2 m (T.9, T.12), 95,1 m (T.8, T.10), 97,5 m (51,4 öl) (T.5).

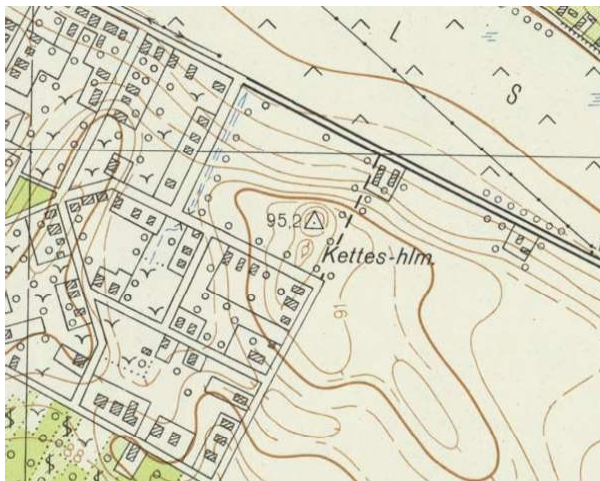
A déli kurgán főbb adatai. Központi koordinátája: 46°56'57.31"N, 20°12'28.98"E (Google Earth); 738,344, 178,987 (EOV; EOTR 47-144). Egykori relatív magassága: 3,4 m (T.5 és T.9 alapján); ma már csak 0,3 m. Átmérői: 43 m és 32 m (T.9 alapján). Kerülete 150 m, alapterülete 1700 m². Tszf.-i magassága: (minimum) 94 m (T.9, T.11), 97,8 m (51,6 öl) (T.5).

A cibakházi Kettős-halom táji és állapotváltozásai

Az északi halom szinte szabályos kör alapterületű, meredek oldalakkal és lapos tetővel (különösen az északi oldal meredeksége szembetűnő). A déli halmot szinte teljes egészében elhordták, így csak a kataszteri felmérés és a részletes szintvonalas térképek ábrázolásai alapján rekonstruálhatjuk egykori alakját. Az 1959-es felmérés szerint párjánál kisebb átmérőjű, laposabb, északkelet–délnyugati irányban enyhén nyújtott alapterületű halom volt (T.9; 2. ábra); a történeti visszaemlékezés szerint is ez volt a kisebb (Csipes 2000). Az 1881-ben felvett kataszteri térkép szintezési pontjai ellenben azt mutatják, hogy a déli halom eredetileg 0,2 öllel, azaz közel 0,4 m-rel magasabb volt az északinál (T.5; 3. ábra). Ez az adat

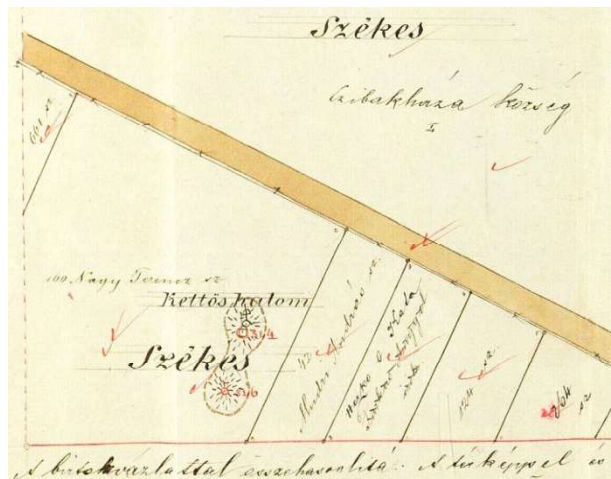
azt valószínűsíti, hogy 1881 és 1959 között már hordhattak el a halom tetejéből (ezért vált lehetővé rajta a szántás is). A kataszteri térkép pillacsíkozással rajzolja meg a halmok kiterjedését és alakját, a körülöttük húzott szaggatott vonal pedig azt érzékelteti, hogy két különböző, alapjaikban mégis szinte egybeépített halomról lehet szó. Ezt erősíti a második katonai felmérés ábrázolása is (T.3).

A halompárt következetesen „Kettős-halom” névvel tüntetik fel a legkorábbi térképek, azonban néhány későbbi nyomtatott felmérés a „Kettes-halom” névváltozatot alkalmazza. Ez a névváriáció talán a keletebbre állt „Egyes-halom” nevére való asszociációként (nyelvi analógiaként) alakult ki. A Kettős-halom elnevezés a halmok morfológiai adottságára (páros megjelenésére) utal, és az Alföldön meglehetősen gyakorinak számít (Bede 2016). A következő történeti névírásokkal találkozhatunk a térképi forrásokban: Kettős halom (T.2), Kettős halom (T.5), Kettes halom (T.7), Kettős hlm. (T.8), Kettes-hlm. (T.9, T.11–12, T.15), Kettős-hlm. (T.10, T.13–14). Név nélkül a második és a harmadik katonai felmérés is ábrázolja a halompárt (T.3–4). Rendhagyó módon az első katonai felvétel (T.1) a Nagy-halom (Nagy halom) nevet tünteti fel (a rajzból viszont nem derül ki egyértelműen, hogy pontosan melyik halomra vonatkozik a név, esetleg együtt mind a kettőre).



2. ábra A Kettős-halom szintvonalas megjelenítése az 1959-ben készült katonai térképen (T.9)

Figure 2. Contoured visualization of the Kettős-halom mounds on a military map, 1959 (T.9)



3. ábra A halompár pontos kiterjedése az 1881-es kataszteri térképen (T.5)

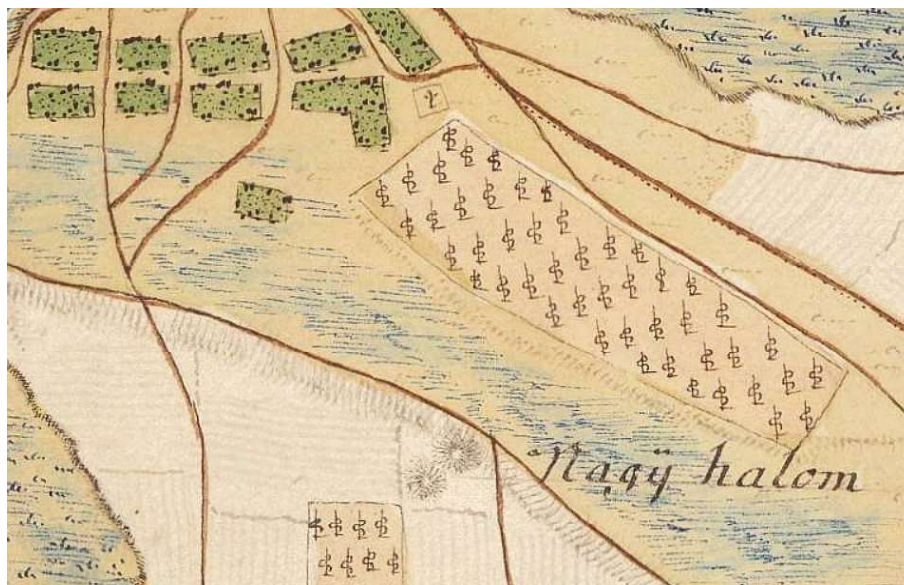
Figure 3. The exact range of the twin kurgan on a cadastral map, 1881 (T.5)

A régészeti adatbázisokban is regisztrált halompár a Cibakháza 9–10. lelőhely (Kettes-halom) nevet kapta (örökségvédelmi azonosítók: 30233, 30234). A közvetlen környéken, vagyis a Kettős-halom alatt húzódó háton nyugati és délkeleti irányban kis és közepes méretű régészeti lelőhelyek, egykori településnyomok sorakoznak: a felszínen gyűjtött leletanyag alapján a megelőző korszakokban középső bronzkori, késő vaskori (kelta), római kori (szarmata) és népvándorlás kori (gepida) közösségek népesítették be a területet, a középkorban és kora újkorban pedig Cibakháza magyar lakossága élte a tájat (Kiszelovics és Csányi 2018, Bagi és Szurmay 2001).

Az első (18. század végi) kéziratok térképek már agrártájként, szántóföldi környezetben ábrázolják a Kettős-halmot, északra és keletre utakkal, távolabb lapossal (szikes mocsárral) és szőlőkkel (T.1–2; 4. ábra). A következő (19. századi) térképek kisebb eltérésekkel gyakorlatilag ugyanezt a képet mutatják (T.3–5).

Lényeges, hogy az északi kurgánon feszület (szakrális kisémlék) állt, mely 1859-ben már biztosan megvolt, ekkor ugyanis a Kulik Ádám által állított fakeresztet örökösei rendbe tették (Bagi és Szurmay 2001). A feszületet 1861-ben a második katonai felmérés (T.3), majd a

harmadik katonai felvétel (T.4), a kataszteri felmérés (T.5; 3. ábra) és az 1943-as topográfiai térkép is feltünteti (T.6); az 1951-es térkép viszont már nem ábrázolja (T.7).



4. ábra A Kettős-halom (Nagy-halom névvel) az első katonai felmérésen (T.1)

Figure 4. The Kettős-halom mounds (signed Nagy-halom) on the First Military Ordnance Map (T.1)

A 20. század közepéig ezen a határrészen (a nyugat–keleti irányban elnyúló löszháton) csak egy-egy tanya épült elszórtan (T.6), 1945 után azonban új falurészt alakítottak ki házhelyek osztásával, innen kapta a terület az Újkiosztás nevet (Farkas 1994, Bagi és Szurmay 2001). 1951-re a falu belterülete már a halmokig terjeszkedett (T.7), a maival lényegében megegyező utcaszervezettel, telekkiosztással és épülő házsorokkal (köztük viszont még nagyobb üres szántóterületekkel). A későbbi katonai és polgári felmérések már az egész falurészt kiépült állapotában mutatják, a halmoktól közvetlenül délre utcával és házakkal, mellettük fasorokkal (T.8–15; 2. ábra).

Az 1965-ben készített légifotón jól látszik, hogy az északi halom felszínét szabályos négyzet alakban gyepterület fedti, körben széles sávban szántó húzódik, a déli halmot viszont teljes terjedelmében művelik (fentről.hu, T.9–10; 5. ábra). Drasztikus változás érhető tetten az 1976-ban készült légifotón (fentről.hu), valamint az 1976-os (T.11) és 1978-as térképeken (T.12), melyeken a déli halom már gyakorlatilag elbányászva, az itt létesített 3 m mélységű bányagödör pedig teljes terjedelmében szerepel, körben már fákkal (6–7. ábra).

Az északi kurgán gyepterületét 1976-ra nyugati és keleti irányban néhány méterrel kiterjesztették, keleti lejtőjére azonban szabályos sorokban akácfákat telepítettek (fentről.hu). Az északi kurgán csúcsán 1977-ben háromszögletes pontot (negyedrendű vízszintes alappontot) állandósítottak (ennek száma: 47-1019; FÖMI, T.15). A két halom közötti területet, valamint az északi halom és a keletre haladó földút közti felhagyott szántósávot a fokozatosan terjeszkedő (8–9. ábra) és 2007-re erdővé terebélyesedő akác foglalta el, mely az ortofotók tanúsága szerint déli, keleti és északi irányból is évről évre (2011, 2014, 2016, 2017) mind feljebb hatol a halom lejtőin, egyre nagyobb területeket foglalva el az értékes lösznövényzetből (Google Earth; 10. ábra). A terjedő erdő mára egybenőtt a délre és a keletre húzódó fasorokkal, valamint a területet keletről határoló földút is eltűnt. Az akácot bizonyos időközönként letermelik, ilyen levágott és újrasarjaztatott állapotot mutatnak az 1986-ban és az ezredfordulón készült fényképek (8–9. ábra). A 2011-es és 2014-es ortofotókon jól megfigyelhető, hogy az északi kurgán nyugati szélének délnyugati sarkán szabályos téglalap alakban egy kb. 100 m² kiterjedésű sávot beszántottak; 2016-ban ezt a részt ismét gyepterület borította (Google Earth).



5. ábra A kurgánok 1965 júliusában: az északi halmot négyzet alakban gyepterület fedti, a déli halom teljes felszíne szántó (fentről.hu)

Figure 5. The kurgans in July 1965: the northern mound has square shaped grassland, the southern mound is ploughed (fentről.hu)



6. ábra A részlegesen elbányászott déli halom az 1976-os topográfiai térképen (T.11)

Figure 6. The partially mined southern mound on a topographical map, 1976 (T.11)



7. ábra Az 1976 szeptemberében készített légifotó jól mutatja a déli halom elhordását, valamint az északi halom keleti oldalára telepített fasorokat (fentről.hu)

Figure 7. The aerial photo (September 1976) shows the carrying of the southern mound, and the planted tree lines on the east side of the northern mound (fentről.hu)



8. ábra A Kettős-halom 1986-ban, keleti oldalában akácсарjakkal (Tóth A. felvétele)

Figure 8. The Kettős-halom mound in 1986, with Robinia pseudoacacia offshoots on the east side (photo by A. Tóth)



9. ábra A Kettős-halom az ezredfordulón (Bagi G. felvétele; Bagi és Szurmay 2001: 9)

Figure 9. The Kettős-halom mound in the turn of this millennium (photo by G. Bagi; Bagi és Szurmay 2001: 9)



10. ábra Az akácerdő egyre nagyobb területeket foglal el a halom felszínén (Google Earth, 2017. július)

Figure 10. The forest (Robinia pseudoacacia) is occupying larger areas on the surface of the mound (Google Earth, July 2017)

Az északi halom felszínének legnagyobb részét lösznövényzet borítja, természetvédelmi szempontból egyértelműen a legjelentősebb tiszazugi halom, de ép alakja és szép megjelenése miatt tájképi értéke is kiemelkedő (Tóth 1986, Tóth 1988, Csipes 2000, Tóth 2008; 11. ábra). Széleinek pontos határai nehezen megállapíthatók, mert a halom oldalai körben a természetes geomorfológiába simulnak. Északi oldala sokkal meredekebb a többinél. Teste épnek tekinthető, csupán néhány kisebb (foltszerű vagy vonalas) beásás tarkítja (8. ábra). A halomtető keleti, északi és nyugati oldalába egy-egy nagyobb, négyzet alakú betontömb van beásva, melyek valamilyen nagyobb antenna tartóhuzalainak kifeszítését szolgálhatták. A csúcson rossz állapotú háromszögletes betonpont áll, a központi betonoszlop mellette kidobva hever (felirata „H. P. 1973”). A kurgán központi részét jó állapotú löszgyep fedi több értékes (védett vagy védendő) növényfajjal. A nyugati és déli lejtőket (az oldalak alsó negyed-harmadát) a történeti időkben megszántották, itt másodlagos, de megújuló parlagnövényzet található, amelyben a löszgyepi karakterfajok visszatelepődése jól megfigyelhető – különösen a kunkorgó árvalányhaj terjedése volt látványos 2018-ban, főleg a déli peremen, de keletre, az akácerdő közepén is lehetett találni töveket. Az egykori szántáshatáron éles vonalban markáns rézsús lemetszés figyelhető meg (mely főleg a nyugati és déli lejtő alsó harmadánál feltűnő). A déli és a keleti részekben akác-sarjak nyomulnak felfelé a tető irányába, nyugaton a nád terjed, az északi oldalon pedig cserjék (gyepürózsa) telepedtek meg. Közvetlenül a halom déli lábánál már akáccal beerdősült, több méter mély homokbánya-gödör tátong, mely azonban a halmot nem érinti. Nyugatra és északra szántó, keletre akác-erdő, tágabb környezetében utcák, házak, tanyák, gázfogadó állomás, vágóhíd stb. található.

A Kettős-halom déli tagját szinte teljes egészében elbányászták, azonban keleti-északkeleti lejtőjének legszélét meghagyták (6. ábra), ez terepen ma is jól észlelhető, bár határa az egykori szántás miatt belesimul a természetes hátba. Rajta ritkás akác-erdő nő, a bányaperemen vékony taréjosbúza-fű-sávval (a búza-fű megjelenése nyilvánvalóan az északi halomról való utólagos betelepülés, hiszen még az 1960-as években is teljes területét szántották; 5. ábra). Központi részén és attól délre felhagyott, akáccal beerdősült bányagödör található.



11. ábra A cibakházi Kettős-halom 2018 októberében (Bede Á. felvétele)

Figure 11. The Kettős-halom mound in Cibakháza in October 2018 (photo by Á. Bede)



12. ábra A délnyugati oldal kunkorgó árvalányhajjal (*Stipa capillata*) (Bede Á. felvétele)

Figure 12. The south-western side with *Stipa capillata* (photo by Á. Bede)



13. ábra Selymes üröm (*Artemimisia austriaca*)
(Olasz Á. felvétele)

Figure 13. *Artemimisia austriaca* (photo by Á. Olasz)



14. ábra Kisvirágú csüdfű (*Astragalus austriacus*)
(Olasz Á. felvétele)

Figure 14. *Astragalus austriacus* (photo by Á. Olasz)

A cibakházi Kettős-halom flórája

Az Alföld területét eredetileg jelentős százalékban borította természetes löszvegetáció, mely elsősorban a síkságból kiemelkedő hátság és a peremhegylábi részek löszös alapkőzetén volt jellemző. Az elmúlt évszázadok antropogén tájtalakító tevékenysége következtében a jó állapotú löszgyepek mára erősen megritkultak, egykori nagy kiterjedésű felületeiket szinte mindenhol mezőgazdasági kultúrtáj váltotta fel, ezért egy-egy löszfaj ma már flóránk kivételes ritkaságai közé tartozik (Molnár és Kun 2000, Biró et al. 2018). Alföldi tájakban a sztyepp, az erdőssztyepp és a sztyeppcserjés vegetációk különböző degradáltsági fokú apró fragmentumai löszvölgyek meredek oldalain, mezsgyéken, temetőknél, sáncokon, töltéseken vagy halmokon maradtak fenn (Zólyomi 1969, Horváth et al. 2011, Lendvai et al. 2011, Csathó 2008, 2009, Lisztes-Szabó et al. 2014, Deák 2018, Molnár V. 2018). A jó természeti állapotban fennmaradt halmok oldalain jellemző a löszfalnövényzet (*Agropyro cristati-Kochietum prostratae* Zólyomi 1958) és a löszpusztagyep (*Salvio nemorosae-Festucetum rupicolae* Zólyomi ex Soó 1964). Az egybefüggő szikes legelőkkel érintkező halmok lábán a szikes gyepek cickafarkas-sziki csenkeszes (*Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae* Soó 1933) és ürmös-sziki csenkeszes (*Artemisio santonicum-Festucetum pseudovinae* Soó 1933) társulásaival is találkozhatunk (Borhidi 2003).

A 19. századig a mozaikos tájhasználat és a parlagoltató, hagyományos gazdálkodás a legtöbb leromlott növényzetű halom esetében legalább a generalista szárazgyepi és gyakoribb sztyeppréti fajok visszatelepülését lehetővé tette. A 20. századtól a nagytáblás, monokultúrás,

mútrágyát és vegyszert használó mezőgazdálkodás végletesen lecsökkentette az amúgy is izolált lösznövényzet élőhelyeit. A Tiszántúlon ma már alig találunk összefüggő, reliktum jellegű löszgyepet. Ezért fontos foglalkozni a sokszor sivár, intenzív hasznosítású agrártájban található utak, vasutak mezsgyéiben, erek, csatornák partszegélyeiben, töltések oldalain és nem utolsósorban kurgánokon foltszerűen megmaradt fajgazdagabb löszvegetációval. Bennük a gyakoribb generalisták mellett ritka, unikális fajokra is rábukkanhatunk.

Kutatásunk során a cibakházi Kettős-halom – a tiszazugi kistáj legértékesebb növényzettel rendelkező halma – flóráját vizsgáltuk. 117 hajtásos növényfaj került eddig elő, mely egy ilyen pontszerű, kis kiterjedésű területen jelentősnek mondható, ugyanakkor utal a halom nagymértékű zavarására (a lábi részek megszántása, közvetlenül délre bányászás, a keleti oldal beerdősülése). Továbbá a komplex környezeti (geológiai és földrajzi) adottságoknak megfelelően a halom flórájában löszös, homoki és sziki hatások is érvényesülnek.

A nyugati, a déli és az északi oldalak nagyobb részét szárazgyepi vegetáció borítja, melyben zavarástűrő és generalista fajok dominálnak. A löszfalnövényzetet elsősorban a halomtetőn (a háromszögelési pont tágabb környékén) és a déli oldalon található, a taréjos búzafű (*Agropyron cristatum*) stabil, kiterjedt állományával. A halomra jellemző a löszpusztagyep társulás is, mely főleg a lábi részeken és az északi lejtőn maradt fenn. A déli és délnyugati oldalakon, valamint a lábi részeken nagyobb foltokban, állományalkotóként jelen van a kunkorgó árvalányhaj (*Stipa capillata*) is.

Az egyes növényfajokat, azok élőhelyi jellemzését és a halmon való előfordulását az 1. táblázat foglalja össze. Az előkerült 117 növényfaj közül 20 a szárazgyepek, löszpusztarétek természetes társulásalkotó vagy kísérőfaja. Ezek közül 8 faj a Közép-Tiszántúlon ritka vagy szórványos előfordulású, regionálisan mindenképpen értéket képvisel. A legértékesebb növényfajok: *Agropyron cristatum* (taréjos búzafű), *Artemisia austriaca* (selymes üröm), *Asperula cynanchica* (ebfojtó müge), *Astragalus austriacus* (kisvirágú csüdfű), *Elymus hispidus* (deres tarackbúza), *Ornithogalum brevistylum* (nyúlánk sárma), *Stipa capillata* (kunkorgó árvalányhaj), *Veronica austriaca* subsp. *dentata* (fogaslevelű veronika). Az előkerült védett vagy országosan ugyan védelmet nem élvező, de a régióra nézve ritka növényfajok jelenléte is megerősíti a kurgán kiemelt természetvédelmi jelentőségét.

A keleti oldalra telepített fehér akác (*Robinia pseudo-acacia*) és a spontán megjelenő inváziós fásszárúak (*Ailanthus altissima*, *Acer negundo*, *Celtis occidentalis*, *Fraxinus pennsylvanica*) jelenléte, az erdőszegély (a tisztások) üde gyomtársulása nem kedvez a kurgán ősi növényzetének. A megtelepedett fa- és cserjefajok a halmon található gyepi fajok folyamatos visszaszorulását okozzák. Különösen igaz ez a déli és a keleti lejtőre, ahol az erőteljes terjeszkedés, az árnyékolás és a talaj nitrogéntartalmának feldúsulása miatt a fásszárú fajok a vegetáció degradációját idézik elő. Ezt a zavarást meg lehetne szüntetni az erdő mihamarabbi kivágásával, a halmon jelenlévő gyepi fajok ugyanis a természetes szukcesszió útján is képesek lennének a fásszárúak helyén megerősödni, illetve újra teret foglalni (lásd még Deák et al. 2018, Valkó et al. 2018).

A halom északi és nyugati peremlein szántóföldet találunk, ez jelentősen veszélyezteti a lábi kitettséggű gyepeket, ugyanis korábbi időszakokban már történtek olyan esetek, mikor többméteres sávot beszántottak az ősgyepből. Szerencsére a terület felhagyása után a halom alsó részén található, korábban megszántott néhány éves parlagban már megjelentek a jelentős löszgyepi karakterfajok is. Egy a halom körüli vegyszermentes védelmi zóna (pufferzóna) kialakításával a jövőben elkerülhetők lennének a hasonló esetek (Rákóczi és Barczy 2014).

Megvitatás

A cibakházi Kettős-halom természetvédelmi és tájképi jelentőségét erősíti, hogy regionálisan is kiemelkedő értékkel bír. A Tiszazugban ugyanis meglehetősen kevés (mindössze négy) halom őrzött meg löszgyepi növényzetet, a régió más halmai általában rossz állapotban vannak (Tóth 2008). Sok a teljesen elhordott (elbányászott vagy beépített) és elszántott halom, de a még meglévők felszínét is nagy százalékban művelik.

A kettős kurgán tájképi értékét csökkenti az 1970-es években a keleti oldalára ültetett és azóta nagy felületen terjeszkedő akácos, mely az északi halom főleg keleti és déli oldalán az eredeti gyepi növénytársulások veszélyeztetésével okoz problémát. Az erdő miatt északról már alig, keleti irányból pedig már egyáltalán nem érvényesül a halom alakja, nyugatról – a település felől – azonban még mindig meghatározó eleme a tájnak a Kettős-halom (Tóth 1988, Tóth 2008). A szinte teljesen elpusztított délebbi kurgán jelenleg semmilyen tájképi értékkel nem rendelkezik, botanikailag viszont figyelemre méltó a peremén vékony sávban utólag megtelepült taréjosbúza-fü-állomány. Teljes területét, valamint az egész felhagyott bányagödört is változó sűrűségű akácerdő borítja.

Fontos lenne a Kettős-halom természetvédelmi célú kezelése (Tóth 1988, Kiss 1999, Bede 2016, Deák 2018), mert féltő, hogy emberi beavatkozás nélkül az akácok elterjedésével az egész felszínen eltűnik a löszgyepi növényzet. Ezért a cserjék ritkítása, irtása, valamint az akácerdő eltávolítása a teljes halomtesten és közvetlen környékén is természetvédelmi szempontból erősen indokolt. A halmon a cserjék visszaszorítása, az avarosodás csökkentése és a gyepi fajok számára alkalmas mikro-élőhelyek létesítése szempontjából az évente vagy kétevente végzett kaszálás lenne a megfelelő természetvédelmi kezelés. Ezen kívül a szórványosan előforduló műanyag szemetet is össze kellene szedni, valamint a halomtest felszíni bolygatásaiként jelentkező, nem túl mély beásásokat is érdemes lenne helyreállítani (például az északi oldalon; 8. ábra). Könnyen megoldható lenne a ma már használaton kívül helyezett, hasáb alakú betontömbök eltávolítása a halomtetőről. A háromszögletes pontot viszont szükséges a helyén megőrizni, mert még ma is térképészeti pontként funkcionál (ezért központi oszlopának visszaállítását és betontábláinak felújítását is megérdemelné). A kurgán körül legalább 5 m széles pufferező zóna (gyepsáv) kialakítása is jelentős mértékben hozzájárulna a sztyeppnövényzet védelméhez, a bemosódó vegyszerek megállítása és az őshonos növényzet esetleges terjedése érdekében.

Hasznos volna, ha önkormányzati vagy civil tulajdonba kerülne a halompár, ezzel fennmaradása és természetvédelmi célú hasznosítása (kezelése) is biztosítottá válna, valamint örökségvédelmi, turisztikai, helytörténeti értékeinek bemutatása is könnyebben megoldható lenne. Érdemes lenne továbbá a belterület szélén, a halmokhoz közel a lakosság és az érdeklődők tájékoztatása érdekében ismertető táblát is kihelyezni. Az északi halom tetején (bizonyíthatóan legalább 84 éven keresztül) feszület állt, ennek – például az egyik betontömb helyén való – helyreállítását szintén fontosnak tartjuk.

Nagyobb beavatkozást és anyagi ráfordítást igényelne a déli halom teljes rekonstrukciója (újraépítése), melynek megtervezéséhez és kivitelezéséhez a rendelkezésre álló történeti dokumentumok felhasználása is szükséges. A szándék és a motiváció mellett anyagi forrás (pályázat) is elengedhetetlen, jelentős volumene ellenére azonban hosszú távon nem látjuk lehetetlennek a projekt megvalósítását. A rekonstruált halomfelszínen – például szénaránhordás alkalmazásával – könnyen megtelepíthető lenne a szomszédos kurgán értékes növényzete.

Bízunk benne, hogy a jövőben a helyi közösségek és a hivatásos szervezetek is kiemelten védendő értéknek tekintik a cibakházi Kettős-halmot és annak ősi növényzetét, megalapozva ezzel elvi és gyakorlati védelmét és biztosítva hosszú távú megőrzését az utókor számára is.

1. táblázat A Kettős-halom flóralistája (élőhelyi jellemzéssel, valamint a halmon való előfordulással és gyakorisággal)

Table 1. The flora list of the Kettős-halom (with habitat characterization, furthermore location and frequency of the species on the mound)

	Tudományos név	Magyar név	Ökológiai, élőhelyi, társulástani jellemzés	Előfordulás a halomtesten
1.	<i>Acer negundo</i>	zöld juhar	Üde környezetet igénylő, adventív, invazív, zavarástűrő faj.	A halom részben fásodott keleti oldalán fordul elő, szórványosan. Néhány magonca a fásodáshoz közel, a halomtest gyepes részén is előkerült.
2.	<i>Achillea setacea</i>	pusztai cickafark	Szikes puszták, sztyepprétek kísérő faja.	A halomtest nyugati, gyepes oldalán él néhány apró foltban.
3.	<i>Agrimonia eupatoria</i>	közönséges párlófű	Száraz és félszáraz gyepes élőhelyek zavarástűrő, generalista faja.	A halomtesten szórványos.
4.	<i>Agropyron cristatum</i>	taréjos búzafű	Homoki gyepekben, löszsztyepekben fordul elő, a löszfalnövényzet társulásalkotó faja. A Tiszántúlon a jobb növényzetű kurgánokat jellemzi, de gátaikon, útmezsgyékben is előfordul.	A halomtest nyugati, gyepes oldalának nagyobb részén előfordul. Főként a meredek rézsűjű középső-felső régióban és a halomtetőn domináns borítása.
5.	<i>Ailanthus altissima</i>	mirigyes bálványfa	Mérsékelt üde, meleg környezeti igényű, adventív, invazív, zavarástűrő faj.	Szórványos előfordulása. A halom részben fásodott keleti oldalán él.
6.	<i>Ajuga chamaepitys</i>	kalinca ínfű	Szántók, tarlók, száraz és nyitott parlagok, zavart gyepes szórványos gyomfaja.	A halomtest nyugati oldalán a nyíltabb, száraz gyepfoltokban szálanként fordul elő.
7.	<i>Allium vineale</i>	bajuszos hagyma	Száraz gyepes és gyomtársulások gyakori, zavarástűrő faja.	Szórványos előfordulása. A halomtest nyugati, gyepes oldalának alsó régiójában került elő.
8.	<i>Alopecurus myosuroides</i>	parlagi ecsetpázsit	Mérsékelt üde, meleg környezeti igényű, nem túl gyakori gyomfaj.	Ritka a halomtest nyugati oldalának gyepes, kissé árnyékolt déli részén.
9.	<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	űrömlévelű parlagfű	Laza (homok, lösz), enyhén meszes talajt, főként meleg, mérsékelt száraz környezetet igénylő, adventív, invazív, zavarástűrő faj.	Magoncai szórványos előfordulásúak. A halomtest nyugati, gyepes oldalának alsó régiójában, nyitottabb növényzetű foltokon található meg.
10.	<i>Amorpha fruticosa</i>	cserjés gyalogakác	Üde környezetet igénylő, adventív, invazív, zavarástűrő faj.	A halom részben fásodott keleti oldalán szórványos.
11.	<i>Arenaria serpyllifolia</i>	kakukk-homokhúr	Száraz gyepes, gyomtársulások pionír faja.	A halomtest nyugati oldalán a nyíltabb száraz gyepfoltokban szórványos.
12.	<i>Arrhenatherum elatius</i>	franciaperje	Üde, mérsékelt üde környezetet igénylő, elterjedt, zavarástűrő faj.	A halom nyugati, gyepes oldalán él, ott a halomlábán és az enyhe rézsűjű alsó régióban gyakori.
13.	<i>Artemisia austriaca</i>	selymes üröm	Löszsztyepek természetes, ritka kísérő faja.	A halomtest nyugati, gyepes oldalán a meredek rézsűjű középső és felső régióban fordul elő, több kisebb foltban.
14.	<i>Asparagus officinalis</i>	közönséges spárga	Száraz, mérsékelt száraz gyepes szórványos előfordulása kísérő faja.	A halom nyugati, gyepes oldalán, az enyhe rézsűjű alsó és a meredek rézsűjű középső-felső régiójában fordul elő. Mindkét helyen, szórványos.
15.	<i>Asperula cynanchica</i>	ebfojtó müge	Száraz gyepes, a Tiszántúlon főként jobb állapotú löszsztyeppfoltok szórványos előfordulása kísérő faja.	A halom nyugati, gyepes oldalán, az enyhe rézsűjű alsó és a meredek rézsűjű középső-felső régióban él. Mindkét helyen szórványos előfordulása.

16.	<i>Astragalus austriacus</i>	kisvirágú csüdfű	Száraz gyepesek, száraz tölgyesek, a Tiszántúlon főként jobb állapotú lösztyeppfoltok szórványos előfordulása kísérő faja.	A halom nyugati, gyepes oldalán, az enyhe részű alsó és a meredek részű középső-felső régióban él. Mindkét helyen viszonylag gyakori előfordulása.
17.	<i>Astragalus glycyphyllos</i>	édeslevelű csüdfű	Üde és mérsékelt üde erdők, azok szegélyeinek, tisztásainak, közepesen zavarástűrő, természetes kísérő faja.	A halom részben fásodott keleti oldalán tisztásain mezofil, zavart növényzetben fordul elő egy-két példány.
18.	<i>Ballota nigra</i>	fekete peszterce	Útszéli gyomtársulások, befásodó területek, bolygatott erdők gyomfaja.	A halom részben fásodott keleti oldalán a fák alatt és a tisztások üde gyomközösségében szórványos.
19.	<i>Bidens tripartita</i>	subás farkasfog	Nedves gyom- és iszaptársulások tagja.	A halom részben fásodott keleti oldalán üde gyomközösségben szálanként fordul elő.
20.	<i>Bromus arvensis</i>	mezei rozsnok	Útszéli parlagok, vetések, zavart szárazgyepes szórványos előfordulása gyomfaja.	A halom részben fásodott keleti oldalán, a fásodás szegélyein él szórványosan.
21.	<i>Bromus hordeaceus</i>	puha rozsnok	Gyomtársulások, szárazgyepes zavarástűrő faja.	A halom részben fásodott keleti oldalán tisztásain gyomközösségben szórványos.
22.	<i>Bromus inermis</i>	árva rozsnok	Mérsékelt üde gyepesek, közepesen zavarástűrő természetes kísérő faja.	Ritka előfordulása. A halomtest gyepes, kissé árnyékolt déli oldalán került elő.
23.	<i>Bromus sterilis</i>	meddő rozsnok	Meleg, száraz környezeti igényű, laza talajokon gyakori gyomfaj.	Szórványos előfordulása. Főként a szántókkal határos halomszegélyeken él.
24.	<i>Bromus tectorum</i>	fedél rozsnok	Laza talajú (főként homoki) nyílt, száraz gyepes, gyomközösségek pionír faja.	A halom részben fásodott keleti oldalán tisztásain gyomközösségben szórványos.
25.	<i>Bryonia alba</i>	fekete földitök	Ligeterdők, üde fásodások szegélyeinek, mezofil gyomtársulásoknak zavarástűrő tagja.	A halom részben fásodott keleti oldalán, a fásodás szegélyein került elő. Ott gyakori.
26.	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	közönséges pásztortáska	Üde gyomtársulások, zavart gyepes gyakori gyomfaja.	A halomtesten ritka előfordulása.
27.	<i>Cardaria draba</i>	közönséges útszélszásza	Száraz gyepesek és gyomtársulások gyakori, zavarástűrő faja.	Szórványos előfordulása. Zömmel a halomtest gyepes, nyugati oldalán található állományai.
28.	<i>Carduus acanthoides</i>	útszéli bogáncs	Bolygatott száraz gyepesek, parlagok, gyomközösségek faja.	A halom részben fásodott keleti oldalán tisztásain gyomközösségben ritka.
29.	<i>Carex spicata</i>	sulymos sás	Meleg, üde, mérsékelt nedves fás vagy gyepes élőhelyek természetes kísérő faja.	A halom nyugati, gyepes oldalán, a halomláb közelében található egy kisebb foltja.
30.	<i>Celtis occidentalis</i>	nyugati ostorfa	Mérsékelt üde környezetet igénylő, adventív, zavarástűrő faj.	A halom részben fásodott keleti oldalán él. Ott gyakori.
31.	<i>Chenopodium album</i>	fehér libatop	Szántók, parlagok, ruderais gyomközösségek gyakori faja.	A halom részben fásodott keleti oldalán tisztások üde gyomközösségében szórványos.
32.	<i>Cichorium intybus</i>	mezei katángkóró	Üde parlagok, gyepes, gyomtársulások elterjedt faja.	A halom nyugati, gyepes oldalán, a szántóhoz közeli zavart növényzetben fordul elő szórványosan.
33.	<i>Cirsium arvense</i>	mezei aszat	Üdőbb környezeti igényű gyakori gyomfaj.	A halmon, főként a fásodott, keleti oldal tisztásain szórványos előfordulása.
34.	<i>Cirsium vulgare</i>	közönséges aszat	Üde környezeti igényű gyakori gyomfaj.	A halmon, főként a fásodott, keleti oldal tisztásain szórványos előfordulása.

35.	<i>Conium maculatum</i>	foltos bürök	Ruderális gyomtársulások faja.	A halmon a fásodott, keleti oldalon, szántóhoz közel, kökény közt szórványosan.
36.	<i>Convolvulus arvensis</i>	apró szulák	Mérsékelt száraz környezeti igényű, gyakori gyomfaj.	A halom nyugati, gyepes és keleti, fásodott részén a tisztásokon egyaránt gyakori.
37.	<i>Crepis setosa</i>	serteszórú zörgőfű	Száraz gyomközösségek közepesen gyakori faja.	A halom nyugati, gyepes oldalán él néhány példány.
38.	<i>Cynoglossum officinale</i>	közönséges ebnyelvűfű	Száraz, zavart gyepesek, száraz gyomközösségek gyakori faja.	A halom nyugati, gyepes oldalán él néhány példány.
39.	<i>Dactylis glomerata</i>	csomós ebír	Üde gyepesek és gyomközösségek zavarástűrő faja.	A halom nyugati, gyepes oldalán, a szántóhoz közeli, zavart növényzetben fordul elő szórványosan.
40.	<i>Daucus carota</i>	vadmurok	Üde gyepesek és gyomközösségek zavarástűrő faja.	A halom nyugati, gyepes oldalának alsó régiójában él. Ott szórványos.
41.	<i>Elymus hispidus</i>	deres tarackbúza	Sztyepprétek, száraz gyepes szórványos előfordulású faja.	A halom nyugati, gyepes oldalának középső régiójában szórványos.
42.	<i>Elymus repens</i>	közönséges tarackbúza	Zavart, száraz gyepesek, parlagok, gyomközösségek gyakori faja.	A halom nyugati, gyepes oldalának alsó régiójában és részben a meredek részen is gyakori előfordulású.
43.	<i>Erigeron acris</i> subsp. <i>acris</i>	bóbitás küllőrojt	Száraz és mérsékelt száraz gyepesek, parlagok, gyomközösségek zavarástűrő faja.	A halom nyugati, gyepes oldalán szálanként fordul elő.
44.	<i>Erigeron annuus</i>	egynyári seprence	Adventív gyomfaj. Parlagokon, vágásterületeken, zavart gyepesben fordul elő.	A halom nyugati, gyepes és keleti, fásodott részének tisztásain egyaránt szórványos előfordulású.
45.	<i>Eryngium campestre</i>	mezei iringó	Száraz gyepesek, parlagok, száraz gyomközösségek faja.	A halom nyugati, gyepes oldalának középső, felső régiójában fordul elő szórványosan.
46.	<i>Euonymus europaeus</i>	csíkos kecskerágó	Üde lomberdők, ligeterdők, fásodások természetes kísérő faja.	A halom részben fásodott keleti oldalán él egy-két fiatal példány.
47.	<i>Euphorbia cyparissias</i>	farkaskutyatej	Száraz gyepesek, gyomközösségek faja.	A halom nyugati, gyepes oldalán fordul elő közepes gyakorisággal.
48.	<i>Euphorbia virgata</i>	vesszős kutyatej	Száraz gyepesek, mezsgyék zavarástűrő faja.	A halom nyugati, gyepes és keleti, fásodott részén, a tisztásokon fordul elő szórványosan.
49.	<i>Falcaria vulgaris</i>	sarlófű	Száraz gyepesek, mezsgyék, útszélek gyomfaja.	A halom nyugati, gyepes oldalán fordul elő közepes gyakorisággal.
50.	<i>Fallopia convolvulus</i>	szulákkeserűfű	Gyomtársulások, degradált erdők, fásodások gyomfaja.	A halom részben fásodott keleti oldalán ritka előfordulású.
51.	<i>Festuca pratensis</i>	régi csenkesz	Üde gyepesek, kaszálók, mocsárterek társulásalkotó, gyakori faja.	Ritka előfordulású. A halomtest nyugati oldalának gyepes, kissé árnyékolt déli részén található.
52.	<i>Festuca pseudovina</i>	sovány csenkesz	Száraz, szikes gyepesek társulásalkotó faja.	A halom nyugati, gyepes oldalának felső részén él néhány csomója nyílt növényzetben.
53.	<i>Festuca rupicola</i>	pusztai csenkesz	A löszpusztaréteg társulásalkotó faja.	A halom nyugati, gyepes oldalán él, szórványos előfordulással.
54.	<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	amerikai kőris	Üde környezetet igénylő, adventív, invazív, zavarástűrő faj.	A halom részben fásodott keleti oldalán él néhány fiatal példány.
55.	<i>Fumaria schleicheri</i>	közönséges füstike	Mérsékelt száraz szántók, parlagok, művelt területek gyomfaja.	A halom szántóval határos, zavart növényzetében szálanként fordul elő.

56.	<i>Gagea pratensis</i>	mezei tyúktaréj	Száraz gyepek, mezsgyék, üde és száraz gyepek koratavaszi kísérő faja.	A halom nyugati, gyepes oldalán él, szórványos előfordulással.
57.	<i>Galium aparine</i>	ragadós galaj	Bolygatott, üde, zömmel ruderalis területek gyomfaja.	A halom keleti, fásodott részén fordul elő. Ott gyakori.
58.	<i>Galium spurium</i>	vetési galaj	Szántók, parlagok, cserjések szórványos gyomfaja.	A halom keleti, fásodott részén fordul elő. Ott igen ritka.
59.	<i>Galium verum</i>	tejoltó galaj	Száraz és félszáraz gyepek természetes kísérő faja.	A halom nyugati, gyepes oldalán, főként az alsó régióban gyakori. A keleti, fásodott rész tisztásain ritka.
60.	<i>Glechoma hederacea</i>	kerek repkény	Üde erdők, erdőszegélyek, rétek, gyomközösségek gyakori, zavarástűrő faja.	A halom keleti, fásodott részén, fák alatt, erdőszegélyen él, ritka előfordulással.
61.	<i>Hordeum murinum</i>	egérárpa	Száraz, zavart gyepek, száraz gyomközösségek gyakori faja.	A halom nyugati, gyepes oldalán fordul elő foltokban, szórványosan.
62.	<i>Juglans regia</i>	királydió	Európai adventív faj, mely természetgazdasági növényként, majd kivadulva honosodott meg a Kárpát-menedécében.	A halom keleti, fásodott részén fordul elő. Ott gyakori.
63.	<i>Koeleria cristata</i>	karcsú fényperje	Homoki gyepek, löszsztyepek természetes kísérő faja. A Tiszántúlon szórványos.	A halom nyugati, gyepes oldalán él diszpergáltan, szórványosan.
64.	<i>Lactuca serriola</i>	keszeg saláta	Ruderalis gyomtársulások faja.	Néhány példány fordul elő a halom nyugati, gyepes oldalán, szántóval határos zavart növényzetű halomszegélyben.
65.	<i>Lathyrus tuberosus</i>	mogyorós lednek	Zavart, száraz gyepek, parlagok, gyomközösségek gyakori faja.	A halom nyugati, gyepes és keleti, fásodott részén (a tisztásokon) fordul elő, diszpergáltan, szórványosan.
66.	<i>Lotus corniculatus</i>	szarvas kerep	Szárazabb rétek, legelők, gyomközösségek gyakori, zavarástűrő faja.	A halom nyugati, gyepes oldalán él diszpergáltan, közepes gyakorisággal.
67.	<i>Medicago falcata</i>	sárkerep lucerna	Szárazabb rétek, legelők zavarástűrő faja.	A halom nyugati, gyepes oldalán él diszpergáltan, szórványos előfordulással.
68.	<i>Medicago lupulina</i>	komlós lucerna	Üde gyepek, gyomközösségek gyakori faja.	A halom nyugati, gyepes oldalán él diszpergáltan, szórványos előfordulással.
69.	<i>Medicago sativa</i>	takarmány lucerna	Termesztett gazdasági növény.	Egy-két példány fordul elő a halom nyugati, gyepes oldalán, szántóval határos zavart növényzetű szegélyben.
70.	<i>Melilotus officinalis</i>	orvosi somkóró	Mérsékelt száraz és üdebb rétek, legelők, mezsgyék zavarástűrő faja.	A halom nyugati, gyepes oldalán él diszpergáltan, közepes gyakorisággal.
71.	<i>Muscari comosum</i>	üstökös gyöngyike	Nyílt, bolygatott erdők, erdőszegélyek, száraz gyepek, mezsgyék, gyomközösségek közepesen gyakori zavarástűrő faja.	A halom részben fásodott keleti oldalán és az ahhoz közeli gyepes halomrészekén fordul elő. Itt gyakori.
72.	<i>Myosotis arvensis</i>	parlagi nefelejcs	Szántók, parlagok, nyílt gyepesedő területek gyakori gyomfaja.	A halom részben fásodott keleti oldalához közeli gyepes halomrészen él. Itt ritka.
73.	<i>Nigella arvensis</i>	mezei kandilla	Szántók, parlagok, száraz gyepek, gyepesedő területek szórványos előfordulású gyomfaja.	A halom nyugati, gyepes oldalán él ritka, szálankénti előfordulással.
74.	<i>Ornithogalum brevistylum</i>	nyúlank sárma	Száraz gyepek, mezsgyék, löszpusztarétek zavarástűrő, védett faja.	A halom nyugati, gyepes oldalának déli szegélyén fák között néhány szál.
75.	<i>Ornithogalum kochii</i>	pusztai sárma	Félszáraz gyepek, sztyepprétek kísérő faja.	A halom nyugati, gyepes oldalán él ritka, szálankénti előfordulással.

76.	<i>Papaver rhoeas</i>	pipacs	Szántóföldi gyomfaj.	Egy-két, a közeli szántóról betelepült példánya él a halomtest gyepes nyugati oldalán.
77.	<i>Phragmites australis</i>	közönséges nád	Vízi, vízparti, mocsári, de széles ökospektruma okán szárazabb élőhelyeken is előforduló faj.	Terresztris példányai diszpergáltan fordulnak elő a halomtest gyepes nyugati oldalán.
78.	<i>Plantago lanceolata</i>	lándzsás útifű	Üde és félszáraz gyeppek, parlagok, gyomközösségek zavarástűrő faja.	A halom nyugati, gyepes és keleti, fásodott részén, a tisztásokon fordul elő, diszpergáltan, szórványosan.
79.	<i>Poa angustifolia</i>	keskenylevelű perje	Száraz gyeppek és nyílt erdők zavarástűrő faja.	A halom nyugati, gyepes oldalán él diszpergáltan, közepes gyakorisággal.
80.	<i>Poa compressa</i>	laposszárú perje	Száraz gyeppek, erdőszélek, gyomközösségek zavarástűrő faja.	A halom nyugati, gyepes oldalán él ritka előfordulással.
81.	<i>Poa pratensis</i>	réti perje	Nedves rétek, legelők természetes kísérő faja.	A halom nyugati, gyepes oldalán, főként az alsó régióban fordul elő közepes gyakorisággal.
82.	<i>Potentilla argentea</i>	ezüst pimpó	Száraz gyeppek zavarástűrő faja.	A halom nyugati, gyepes oldalán él ritka, szárlankénti előfordulással.
83.	<i>Prunus spinosa</i>	kökény	Gyeppek, erdőszegélyek, mezsgyék gyakori, zavarástűrő cserjéje.	A halom részben fásodott keleti oldalán gyakori.
84.	<i>Picris hieracioides</i>	közönséges keserűgyökér	Bolygatott gyeppek, parlagok, gyomközösségek gyakori faja.	A halom nyugati, gyepes oldalán, főként a középső régióban él néhány példány.
85.	<i>Robinia pseudoacacia</i>	fehér akác	Adventív, invazív, zavarástűrő fafaj.	A halom részben fásodott keleti oldalán gyakori.
86.	<i>Rosa canina</i>	gyepű rózsza	Gyeppek, erdőszegélyek, mezsgyék gyakori, zavarástűrő cserjéje.	A halom részben fásodott, keleti oldalán szórványos.
87.	<i>Rubus caesius</i>	hamvas szeder	Síkvidéki ligeterdők, üde lombdők, mezofil mezsgyék gyakori zavarástűrő faja.	A halom keleti, fásodott részén, a tisztásokon tömeges.
88.	<i>Rubus fruticosus</i> agg.	földi szeder	Az Alföldön erdőszélek, mezofil mezsgyék, üde gyomtársulások szórványos előfordulású faja.	A halom keleti, fásodott részén néhány foltja él.
89.	<i>Salvia nemorosa</i>	ligeti zsálya	Száraz gyeppek, sztyepprétek zavarástűrő faja.	A halom nyugati, gyepes oldalán a lábi részeken él. Ott foltjai szórványosak.
90.	<i>Sambucus nigra</i>	fekete bodza	Bolygatott lombdők, akácosok, üde gyomtársulások faja.	A halom részben fásodott, keleti oldalán szórványos.
91.	<i>Securigera varia</i>	közönséges tarkakoronafűrt	Alapvetően száraz gyeppek, sztyepprétek kísérő faja. Széles zavarástűrő okán akár üde gyomközösségekben is megél.	A halom nyugati, gyepes és keleti, fásodott részén, a tisztásokon fordul elő, diszpergáltan, szórványosan.
92.	<i>Senecio erraticus</i>	réti aggófű	Nedves rétek, árkok, ligeterdők zavarástűrő faja.	A halom keleti, fásodott részén, a tisztásokon üde ruderalis gyomközösségben szárlanként.
93.	<i>Senecio jacobaea</i>	Jakabnap aggófű	Száraz gyeppek, erdőszélek faja.	A halom nyugati, gyepes oldalán él néhány példánya.
94.	<i>Setaria viridis</i>	zöld muhar	Szántók, parlagok, bolygatott gyeppek, száraz gyomközösségek gyakori faja.	A halom szántóval határos, zavart növényzetében szárlanként fordul elő.
95.	<i>Stellaria media</i>	közönséges tyúkhúr	Szántók, vetemények gyomközösségek, bolygatott erdők gyakori faja.	Szórványos előfordulású a halom nyugati, gyepes oldalán, szántóval határos zavart szegélyben.

96.	<i>Silene alba</i>	fehér mécsvirág	Üde gyepek, mezsgyék, gyomközösségek gyakori faja.	A halom nyugati, gyepes és keleti, fásodott részén, a tisztásokon fordul elő, diszpergáltan, szórványosan.
97.	<i>Sinapis arvensis</i>	vadrepce	Szántók, parlagok, gyomközösségek faja.	Egy-két, a közeli szántóról betelepült példánya él a halomtest gyepes nyugati oldalán.
98.	<i>Stipa capillata</i>	kunkorgó árvalányhaj	Száraz gyepek, lösz- és homokpusztarétek kísérő faja.	A halom nyugati, gyepes oldalán, az enyhe részsűjű alsó és a meredek részsűjű középső-felső régióban fordul elő néhány kisebb csoportja és szórtan egy-egy példánya.
99.	<i>Taraxacum officinale</i>	pongolya pitypang	Zavart mezofil gyepes élőhelyek gyakori faja.	A halom nyugati, gyepes és keleti, fásodott részén (a tisztásokon) fordul elő, diszpergáltan, szórványosan.
100.	<i>Thymus glabrescens</i>	közönséges kakukkfű	Az Alföldön sztyeprétek kísérő faja.	A halom nyugati, gyepes oldalán, az enyhe részsűjű alsó és a meredekebb középső régióban polikormonjai gyakoriak.
101.	<i>Thesium linophyllon</i>	lenlevelű zsellérke	Az Alföldön sztyeprétek kísérő faja.	A halom nyugati, gyepes oldalán, a meredekebb középső régióban szórványos.
102.	<i>Thlaspi perfoliatum</i>	galléros tarsóka	Szántók, gyomtársulások faja.	Egy-két, a közeli szántóról betelepült példánya él a halomtest gyepes nyugati oldalán.
103.	<i>Torilis japonica</i>	bojtorjános tüskemag	Bolygatott erdők, mezsgyék, szegélyek, parlagok gyomfaja.	A halom keleti, fásodott részén, a tisztásokon gyakori, a nyugati, gyepes oldalon a halomlábbon diszpergáltan, szórványosan fordul elő.
104.	<i>Tragopogon dubius</i>	nagy bakszakáll	Száraz gyepek, ritkábban gyomközösségek zavarástűrő faja.	A halom nyugati, gyepes oldalán szórványos előfordulású.
105.	<i>Trifolium repens</i>	fehér here	Üde gyepek, mezsgyék, parkok zavarástűrő, gyakori faja.	A halom szántóval határos zavart növényzetében ritka előfordulású.
106.	<i>Urtica dioica</i>	nagy csalán	Magas tápanyagtartalmú, üde talajok gyakori gyomfaja.	A halom keleti, fásodott részén, a tisztásokon fordul elő.
107.	<i>Valerianella locusta</i>	saláta-galambbegy	Száraz gyepek, gyomközösségek gyakori faja.	A halom nyugati, gyepes oldalán szórványos előfordulású.
108.	<i>Verbascum chaixii</i> subsp. <i>austriacum</i>	osztrák ökörfarkkóró	Sztyeprétek, száraz tölgyesek, erdőszegélyek szórványos előfordulású faja.	A halom nyugati, gyepes oldalán, a középső régióban néhány példánya él.
109.	<i>Veronica arvensis</i>	mezei veronika	Gyomközösségek, zavart gyepek gyakori faja.	A halom nyugati, gyepes oldalán ritka előfordulású.
110.	<i>Veronica austriaca</i> subsp. <i>dentata</i>	fogaslevelű veronika	Száraz gyepek, erdőszegélyek, tölgyesek ritka előfordulású kísérő faja.	A halom keleti, fásodott részén, a tisztásokon egy-két példánya él.
111.	<i>Veronica persica</i>	perzsa veronika	Gyomközösségek gyakori faja.	Szórványos előfordulású a halom nyugati, gyepes oldalán, szántóval határos, zavart növényzetű szegélyben.
112.	<i>Veronica prostrata</i>	lecsepült veronika	Száraz gyepek zavarástűrő faja.	A halom nyugati, gyepes oldalán ritka előfordulású.
113.	<i>Vicia angustifolia</i>	vetési bükköny	Száraz gyepek, mezsgyék, szántók gyomfaja.	Ritka előfordulású a halom nyugati, gyepes oldalán, szántóval határos zavart növényzetű halomszegélyben.
114.	<i>Vicia cracca</i>	kaszanyűg bükköny	Üde rétek, parlagok, gyomtársulások zavarástűrő faja.	Szórványos előfordulású a halom nyugati, gyepes oldalán, szántóval határos zavart növényzetű szegélyben.

115.	<i>Vicia hirsuta</i>	borzas bükköny	Tarlók, parlagok, száraz gyepek zavarástűrő faja.	A halom nyugati, gyepes oldalán ritka előfordulása.
116.	<i>Vicia pannonica</i> subsp. <i>striata</i>	pannon bükköny	Szántók, mezsgyék, zavart gyepek, gyomközösségek faja. Az alapfajnál ritkább előfordulása.	A halom nyugati, gyepes oldalán szórtan, szórványosan.
117.	<i>Vicia sativa</i>	takarmány bükköny	Gazdasági növény, mely gyakran elvadul.	Szórványos előfordulása a halom nyugati, gyepes oldalán, szántóval határos, zavart növényzetű szegélyben.

Köszönetnyilvánítás

Itt szeretnénk köszönetet mondani Tóth Albertnek, Tóth Csabának, Sallai Zoltánnak, Csathó András Istvánnak, Szarka Józsefnek, Lisztes-Szabó Zsuzsának és Saláta Dénesnek megfigyeléseikért és hasznos tanácsaikért. A tanulmány elkészítését a NKFIH PD 121126 posztdoktori ösztöndíja (Bede Á.), a NKFIH KH 130338 pályázata (Deák B.), a Bolyai János Kutatási Ösztöndíj (Deák B.) és az Emberi Erőforrások Minisztériuma ÚNKP-18-4-DE-9 (Deák B.) programja támogatta.

Felhasznált térképek

- T.1: Első katonai felmérés. 1784. 1:28.800. XIX. 23. (Első katonai felmérés 2004).
T.2: „N^o V. IDEAL THEISS FLUS / Charte”. 1784 körül. Joannem Bapt. (HML Térképtár T.117).
T.3: Második katonai felmérés. 1861. 1:28.800. XXXVII. 55. (Második katonai felmérés 2005).
T.4: Harmadik katonai felmérés. 1883. 5264/2 (Harmadik katonai felmérés 2007).
T.5: „CZIBAKHÁZA / nagyközségnek / Sárszeg és Gyüger pusztákkal együtt / Felvételi előrajzai”. 1881. 1:2.880. Kataszteri térkép. Koller Károly, Buocz János, Novacki Zsigmond (MOL S 79. 511/3).
T.6: Katonai (topográfiai) felmérés. 1943. 1:50.000. 5264 K. (Magyarország topográfiai 2008).
T.7: Katonai felmérés. 1951. 1:25.000. L-34-41-A-b (Hadtörténeti Térképtár).
T.8: Katonai felmérés. 1955. 1:25.000. L-34-41-A-b (Hadtörténeti Térképtár).
T.9: Katonai felmérés. 1959. 1:10.000. L-34-41-A-b-4 (Hadtörténeti Térképtár).
T.10: Katonai felmérés. 1966. 1:50.000. L-34-41-A (Hadtörténeti Térképtár).
T.11: Egységes Országos Térképrendszer (EOTR). 1976. 1:10.000. 47-144 (FÖMI).
T.12: Katonai felmérés. 1978. 1:25.000. L-34-41-A-b (Hadtörténeti Térképtár).
T.13: Katonai felmérés. 1978. 1:50.000. L-34-41-A (Hadtörténeti Térképtár).
T.14: Katonai felmérés. 1991. 1:25.000. L-34-41-A-b (Hadtörténeti Térképtár).
T.15: Egységes Országos Térképrendszer (EOTR). 1990-es években felújított szelvények. 1:10.000. 47-144 (FÖMI).

Kiadott térképek és online források

- Első katonai felmérés 2004: Az első katonai felmérés. A Magyar Királyság teljes területe 965 nagyfelbontású színes térképszelvényen. 1782–1785. Arcanum Kiadó, Budapest. DVD-ROM.
fentről.hu: Budapest Főváros Kormányhivatal Földmérési, Távérzékelési és Földhivatali Főosztályának légifotó-archívuma. Internetes elérése: <https://www.fentről.hu> (2019. január 31.).
Google Earth: Google Earth Pro online térinformatikai felület. Internetes elérése: <https://www.google.hu/intl/hu/earth> (2019. január 31.).
Harmadik katonai felmérés 2007: Biszak S., Tímár G., Molnár G., Jankó A.: A Harmadik Katonai Felmérés. 1869–1887. Arcanum Kiadó, Budapest. DVD-ROM.
Magyarország topográfiai 2008: Tímár G., Molnár G., Székely B., Biszak S., Jankó A.: Magyarország topográfiai térképe a második világháború időszakából. DVD-ROM. Arcanum Adatbázis Kft., Budapest. DVD-ROM.
Második katonai felmérés 2005: Tímár G., Molnár G., Székely B., Biszak S., Varga J., Jankó A.: A második katonai felmérés. 1819–1869. A Magyar Királyság és a Temesi Bánság nagyfelbontású, színes térképei. Arcanum Adatbázis Kft., Budapest. DVD-ROM.
MNM Régészeti Adatbázis 2018: Magyar Nemzeti Múzeum Régészeti Adatbázisa (Budapest), <https://archeodatabase.hnm.hu/hu> (2018. december 31.).

Irodalom

- Bagdi S. 1970: Adatok Tiszazug hidrogeográfiai sajátosságaihoz. *Acta Academiae Paedagogicae Szegediensis* 1970(2): 139–149.
- Bagi G., Szurmay Z. 2001: Cibakháza. Száz magyar falu könyvesháza Kht., Budapest. p. 185.
- Barczy A. 2016: Kunhalmok eltemetett talajainak vizsgálata. Szent István Egyetem Egyetemi Kiadó, Gödöllő. p. 179.
- Bede Á. 2016: Kurgánok a Körös–Maros vidékén... Kunhalmok tájrégészeti és tájökológiai vizsgálata a Tiszántúl középső részén. Magyar Természettudományi Társulat, Budapest. p. 150.
- Bede Á. 2019: A Tiszazug és a Körösszög halmainak kataszterezése és állapotfelmérése. *Archaeologiai Értesítő* 144: 199–217.
- Biró, M., Bölöni, J., Molnár, Zs. 2018: Use of long-term data to evaluate loss and endangerment status of Natura 2000 habitats and effects of protected areas. *Conservation Biology* 3: 660–671.
- Borhidi A. 2003: Magyarország növénytakarásai. Akadémiai Kiadó, Budapest. p. 610.
- Csányi M. 1981: A tiszazugi régészeti kutatások. In: Szabó L. (szerk.): 10 éves a Tiszazug kutatása. Damjanich János Múzeum, Szolnok. pp. 10–16.
- Csányi M., Tárnoki J. 2011: Településrégészeti kutatások a Tiszazugban. In: Bartha J., Benedek Cs., Gecse A. (szerk.): Életjel. Tanulmányok az ezredvégi Tiszazug népeletéből. Jász-Nagykun-Szolnok Megyei Múzeumok Igazgatósága, Szolnok. pp. 7–36.
- Csathó A. I. 2008: Ősi sztyepprétmарadvány a megyesegyházi temetőben. In: Korsós Z., Gyenis Gy., Penksza K. (szerk.): A Magyar Biológiai Társaság XXVII. Vándorgyűlése. 2008. szeptember 25–26. Magyar Biológiai Társaság, Fővárosi Állat- és Növénykert, Budapest. pp. 19–25.
- Csathó A. I. 2009: A mezsgyék természetvédelmi jelentősége és védelmük időszzerűsége. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 171–181.
- Csipes A. 2000: Cibakháza története a kapitalista viszonyok megerősödéséig. In: Horner I., Óze S., Ráczkevi L.-né (szerk.): Cibakháza története. Cibakháza önkormányzatának Polgármesteri Hivatala, Cibakháza. pp. 9–43.
- Dani J., Horváth T. 2012: Őskori kurgánok a magyar Alföldön. A Gödörsíros (Jamnaja) entitás magyarországi kutatása az elmúlt 30 év során. Áttekintés és revízió. *Archaeolingua Alapítvány*, Budapest. p. 215.
- Deák B. 2018: Természet és történelem. A kurgánok szerepe a sztyeppi vegetáció megőrzésében. *Ökológiai Mezőgazdasági Kutatóintézet*, Budapest. p. 150.
- Deák, B., Valkó, O., Török, P., Tóthmérész, B. 2016: Factors threatening grassland specialist plants – A multi-proxy study on the vegetation of isolated grasslands. *Biological Conservation* 204: 255–262.
- Deák, B., Valkó, O., Török, P., Kelemen, A., Bede, Á., Csathó, A. I., Tóthmérész, B. 2018: Landscape and habitat filters jointly drive richness and abundance of specialist plants in terrestrial habitat islands. *Landscape Ecology* 33: 1117–1132.
- Deák B., Török P., Tóthmérész B., Radócz Sz., Lukács K., Valkó O. 2019: A közép-tiszavidéki halmok flórakutatásának új eredményei. *Kitaibelia* 24: 94–105.
- Dövényi Z. (szerk.) 2010: Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest. Második, átdolgozott és bővített kiadás. p. 876.
- Ecsedy, I. 1979: The People of the Pit-Grave Kurgans in Eastern Hungary. *Fontes Archaeologicae Hungariae*. Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 1–85.
- Endes M., Harka Á. 1985: Javaslat a Tiszazug természeti értékeinek védetté nyilvánítására. Kézirat. p. 36. Tiszazugi Földrajzi Múzeum Adattára (Tiszaföldvár) 566-88/2.
- Farkas F. (közvetette) 1994: Jász-Nagykun-Szolnok megye földrajzi nevei V. Tiszazug. Jászberényi Tanítóképző Főiskola, Tiszazug önkormányzatai, Jászberény–Kunszentmárton. p. 178.
- Gábris Gy., Túri Z. 2008: Homokmozgás a történelmi időkben a Tiszazug területén. *Földrajzi Közlemények* 132: 241–250.
- Horváth A., Illyés E., Molnár Zs., Molnár Cs., Csathó A. I., Bartha S., Kun A., Türke I. J., Bagi I., Bölöni J. 2011: H5a. Lössgyepek, kötött talajú sztyepprétek. In: Bölöni J., Molnár Zs., Kun A. (szerk.): Magyarország élőhelyei. Vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNER 2011. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót. pp. 174–181.
- Kalicz N. 1957: Tiszazug őskori települései. Régészeti füzetek 8. Magyar Nemzeti Múzeum, Történelmi Múzeum, Budapest. p. 102.
- Király G. (szerk.) 2009: Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvafő. p. 628.
- Kiss Cs. 1999: A kunhalmok védelme és megmentésük lehetőségei. *A Pusztá* 16: 240–287.
- Kiszelovics I., Csányi M. 2018: Cibakháza nagyközség településrendezési terve. Örökségvédelmi hatástanulmány. Kézirat. Szolnok. p. 38.

- Kovács Gy., Csányi M., Tárnoki J. 2017: Topográfiai kutatások a Tiszazugban (Jász-Nagykun-Szolnok megye). In: Benkő E., Bondár M., Kolláth Á. (szerk.): Magyarország régészeti topográfiája – Múlt, jelen, jövő. MTA BTK Régészeti Intézet, Archaeolingua Alapítvány, Budapest. pp. 239–253.
- Kozma B. 1910: A kunhalmok elhelyezkedése az Alföldön. Földrajzi Közlemények 38: 437–443.
- Lendvai G., Horváth A., Kun A., Molnár Zs., Illyés E., Csathó A. I. 2011: Löszfalak és szakadópartok növényzete. In: Bölöni J., Molnár Zs., Kun A. (szerk.): Magyarország élőhelyei. Vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNÉR 2011. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót. pp. 192–195.
- Lisztes-Szabó Zs., Kiss H., Kovács Sz., Molnár A., Pető Á. 2014: A hajdúszoboszlói Kéthalom recens löszvegetációjának fitolit morfortípus-diverzitás vizsgálata. Botanikai Közlemények 101: 243–261.
- Molnár V. A. (szerk.) 2018: Élet a halál után. A temetők élővilága. Debreceni Egyetem, Természettudományi és Technológiai Kar, Növénytan Tanszék, Debrecen. p. 215.
- Molnár Zs., Kun A. (szerk.) 2000: Alföldi erdősztyepp-maradványok Magyarországon. WWF Füzetek 15. WWF Magyarország, Budapest. p. 56.
- A. Nagy M. 1954: Talajföldrajzi megfigyelések a Tiszazugban. Földrajzi Értesítő 3: 507–543.
- Nótári K. 2008: A tiszaugi Körtvélyesi-legelő vegetációtérképe és természetességi értékelése. Tiszavilág 3: 61–71.
- Pásztor L., Dobos E., Michéli E., Várallyay Gy. 2018: Talajok. In: Kocsis K. (főszerk.): Magyarország nemzeti atlasza 2. Természeti környezet. Magyar Tudományos Akadémia, Csillagászati és Földtudományi Kutatóközpont, Földrajztudományi Intézet, Budapest. pp. 82–93.
- Pető, Á., Barcsi, A. (eds.) 2011: Kurgan Studies. An environmental and archaeological multiproxy study of burial mounds in the Eurasian steppe zone. British Archaeological Reports International Series 2238. Archaeopress, Oxford. p. 350.
- Prohászka P. 2015: Egy maroknyi lokálpatrióta Tiszazug régiségeinek nyomában. (Források a Tiszazug Régészeti Magántársaság működéséhez). Jász-Nagykun-Szolnok Megyei Múzeumi Adattár 38. Damjanich János Múzeum, Szolnok. p. 232.
- Rákóczi A. 2016: Kunhalmok és emberek az évezredek sodrában. A közös agrárpolitika tájvédelmi előírásainak hatásai a Békés megyei kunhalmok állapotára. Magyar Természettudományi Társulat, Budapest. p. 129.
- Rákóczi A., Barcsi A. 2014: Védett tájlemek az Európai Unióban, a 73/2009 EK rendelet hatásai a magyar kunhalmok állapotára. Tájökológiai Lapok 12: 95–105.
- Saláta D., Krausz E., Pető Á. 2017: Régészeti lelőhelyek előzetes állapotfelmérése történeti források alapján. In: Benkő E., Bondár M., Kolláth Á. (szerk.): Magyarország Régészeti Topográfiája: múlt, jelen, jövő. MTA BTK Régészeti Intézet, Archaeolingua Alapítvány, Budapest. pp. 359–367.
- Timár L. 1954: A Tiszazug növényföldrajza. Földrajzi Értesítő 3: 554–567.
- Timár L., Bodrogek Gy. 1959: Die pflanzengeographische Karte von Tiszazug. Acta Botanica Hungarica 5: 203–232.
- Tóth A. 1986: A Tiszazug és északi környékének halmjai. (Állapotrögzítés). Kézirat. Kisújszállás. p. 28.
- Tóth A. 1988: Szolnok megye tiszántúli területének kunhalmjai. Zounek 3: 349–410.
- Tóth A. (szerk.) 2004: A kunhalmokról – más szemmel. Alföldkutatásért Alapítvány, Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Kisújszállás–Debrecen. p. 192.
- Tóth Cs. 2007: Jász-Nagykun-Szolnok megye kunhalmjainak állapotfelmérése. Jászkunság 50(1–2): 42–59.
- Tóth Cs. 2008: A Tiszazug kunhalmjainak állapotfelmérése. Tiszavilág 3: 9–20.
- Túri Z. 2011: Környezetföldrajzi és tájökológiai vizsgálatok a Tiszazugban. In: Bartha J., Benedek Cs., Gecse A. (szerk.): Életjel. Tanulmányok az ezredvégi Tiszazug népeletéből. Jász-Nagykun-Szolnok Megyei Múzeumok Igazgatósága, Szolnok. pp. 7–36.
- Valkó, O., Venn, S., Zmihoski, M., Biurrun, I., Labadessa, R., Loos, J. 2018: The challenge of abandonment for the sustainable management of Palearctic natural and semi-natural grasslands. Hacquetia 17: 5–16.
- Virágh, D. 1979: Cartographical data of the kurgans in the Tisza Region. In: Ecsedy, I. (ed.): The People of the Pit-Grave Kurgans in Eastern Hungary. Fontes Archaeologici Hungariae. Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 119–148.
- Zólyomi B. 1969: Földvárak, sáncok, határmezsgyék és a természetvédelem. A Csörsz-árok és az Alföld ősi növényzete. Természet Világa 100: 550–553.

Rövidítések

- FÖMI: Budapest Főváros Kormányhivatal Földmérési, Távérzékelési és Földhivatali Főosztálya (Budapest).
 Hadtörténeti Térképtár: a HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Hadtörténeti Térképtára (Budapest).
 HML: Magyar Nemzeti Levéltár Heves Megyei Levéltára (Eger).
 MOL: Magyar Nemzeti Levéltár Országos Levéltára (Budapest).

LANDSCAPE HISTORICAL AND FLORISTICAL RESEARCH ON THE KETTŐS-HALOM KURGAN IN CIBAKHÁZA, HUNGARYÁ. OLASZ¹, T. TÓTH², B. DEÁK³, Á. BEDE⁴¹University of Veterinary Medicine Budapest
1078–Budapest, István street 2.; email: olaszakos2000@gmail.com²Körös-Maros National Park Directorate
5540–Szarvas, Anna-liget 1.³MTA-ÖK Lendület Seed Ecology Research Group; Institute of Ecology and Botany,
Centre for Ecological Research
2163–Vácrátót, Alkotmány street 2–4.⁴University of Szeged, Faculty of Natural Sciences and Informatics, Department of Geology and Paleontology
6722–Szeged, Egyetem street 2–6.**Keywords:** burial mound (kurgan), Tiszazug region, steppe vegetation, habitat island, habitat conservation

The twin kurgans, called “Kettős-halom” is one of the most valuable kurgans in the Tiszazug region. They are situated near Cibakháza village in Jász-Nagykun-Szolnok County. The twin kurgans are prehistoric burial mounds, which were built next to each other. The northern mound has outstanding nature protection significance, because its surface conserved a loess grassland vegetation, which is in a favourable conservation state. The number of the vascular plant species is 117. The kurgan harbours many protected and regionally rare vascular plant species (such as *Agropyron cristatum*, *Artemisia austriaca*, *Asperula cynanchica*, *Astragalus austriacus*, *Elymus hispidus*, *Ornithogalum brevistylum*, *Stipa capillata*, *Veronica austriaca* subsp. *dentata*) typical to dry grasslands. In the 1970s the body of the southern mound was almost completely excavated. Nowadays there is only a remnant of the former kurgan in its north-eastern side. On the northern kurgan invasive trees (*Robinia pseudoacacia*) were planted; the expansion of this species threatens the grassland vegetation, especially on the eastern and southern slopes. In the short run it would be necessary cut the forest and establish a buffer zone around the mounds. In the long run it would also be worth reconstructing the original form of the southern kurgan.

ZÖLDHOMLOKZATOK TELEPÍTÉSI LEHETŐSÉGEI ÉS KORLÁTOZÓ TÉNYEZŐI BUDAPESTI MINTATERÜLETEKEN

WEISZ Szilvia, BOROMISZA Zsombor

Szent István Egyetem, Tájvédelmi és Tájrehabilitációs Tanszék
1118 Budapest, Villányi út 35-43. e-mail: weis96@gmail.com

Kulcsszavak: zöld infrastruktúra, zöld homlokzat, zöldfelület, szálló por, hősziget, tájépítészet

Összefoglalás: Kutatásunk során a Magyarországon újszerűnek számító zöldhomlokzatok telepítésének lehetőségeit vizsgáljuk egy alkalmassági értékelés segítségével, budapesti mintaterületeken (Erzsébet téri, Teleki László téri, Kosztolányi Dezső téri mérőállomások 300 m-es pufferterülete). A számításba vehető homlokzatok meghatározását követően a potenciálisan kialakítható zöldfelületek levegőminőségre és mikroklímára gyakorolt hatását számszerűsítjük. A kizáró okok leválogatása után az Erzsébet téren mindösszesen 15 db, a Teleki László téren 28 db, míg a Kosztolányi Dezső téren 69 db alkalmas homlokzat található zöldhomlokzat telepítésére. A vizsgálati területeken összesen 8060,7 m² potenciális homlokzat van. Ezek megoszlása az egyes kutatási területeken belül nem egyenletes. A legkiemelkedőbbnek a Kosztolányi Dezső téri mérőállomás és 300 m-es sugarú pufferterülete számít, ami az összes alkalmas felület 54,6%-át teszi ki. A számított homlokzatfelületek, az ezeken kialakítható növényzet levélfelületének ismeretében, a témakörben született korábbi kutatások alapján meghatározható a növényállomány becsült nitrogén-dioxid (NO₂) és szállópor (PM₁₀) anyagok megkötése és mikroklíma javító hatása: a vizsgált telepítendő/telepíthető növényállomány egy év alatt összesen 9,35 tonna PM₁₀-et és 8 tonna NO₂-ot tud megkötni, valamint a nyári időszakban 3–4 °C-kal, a téli időszakban 0,7–0,9 °C-kal képes csökkenteni a környezete hőmérsékletét.

Bevezetés

Az ingatlanberuházások miatt a városi zöldfelületek száma és mérete csökkenő tendenciát mutat, míg a burkolt felszín aránya növekszik (Budapest Környezeti Programja 2017). A nagyvárosokban a zöldfelületek hiánya, a beépített területek nagysága, a területen álló épületek kialakítása és fűtése, valamint a gépjárművek, különösen a személygépkocsik számának növekedése és állapota negatív hatással van a levegő minőségére és a helyi klíma alakulására (Patocska-Györfi 2013). A légszennyezettség összefüggést mutat a város és a városban található zöldfelületek arányával és zöldfelületi intenzitásával (Escobedo 2011, Mezösi 2007, Nagy 2008, Oláh 2012b, Szabó 2015). A növényzet többek között a nitrogén-dioxidot (NO₂) és a szállóport (PM₁₀) megköti és eltávolítja a légkörből (Tasyara 2015), amelynek mennyisége számszerűsíthető (Ljesevic 2002, Nowak et al. 2006, Nowak et al. 2010, Ottel et al. 2010, Perini et al. 2017, Sepsi et al. 2015, Vince-Szabó 2009). A zöldhomlokzatok telepítésével járó pozitív hatást a levegőminőségre (Abhijith et al. 2017), valamint a városi hőszigetre már sok nyugati nagyváros tapasztalta. A hazánkhoz közeli Bécsben és a távolabbi Londonban már több helyen is támogatják a telepítésüket. A támogatás formája gyakran az ingyenes kivitelezésben (http1) vagy az egyes adók (pl. csapadékvíz elvezetése utáni) elengedésével valósul meg (Csibi et al. 2016). A levegőminőségre gyakorolt pozitív hatás mellett jelentős a zöldfelületek városklímára, hőszigetre (Gábor és Jombach 2008, Loksa 2004, Mezösi 2007, Mika 2013, Nagy 2008) gyakorolt hatása (Mathey et al. 2010), a fával borított területeken nyáron 5–6 °C-kal, míg összefüggő gyeppel fedett területeken 2–3 °C-kal csökkent a hőmérséklet a burkolt felszínű területekhez képest (Oláh 2012a, M. Szilágyi 2012).

A zöldhomlokzatok városi környezetben egyre népszerűbb vertikális zöldfelületi elemek, levegőszennyezettségre gyakorolt jótékony hatásuk bizonyított (Abhijith et al. 2017, Csibi et al. 2016, Nowak et al. 2006). A homlokzatok rossz hőháztartása és városi hősziget

szempontjából a legjelentősebbnek mondható albedóértékekre az egyik lehetséges megoldás a zöldtetők, zöldhomlokzatok alkalmazása (Oláh 2012a). A zöldhomlokzattal ellátott épületeknél érvényesül a növényzet kedvező mikroklimatikus hatása: a növényzet nyári árnyékoló, hűtő hatása a beltér hőkomfortját is befolyásolja, ezzel együtt a hűtésre szánt energiafelhasználást csökkenti (Csibi et al. 2016, Djedjig et al. 2017, Johnston-Newton 2004, Poddar et al. 2016), továbbá a téli hővédelme is kiemelkedő, a fűtési és hűtési energiát összességében 60%-kal csökkenti (Poddar et al. 2017).

A zöldhomlokzatok alapvetően négy különböző rendszerben telepíthetők: a futtatott rendszerek, a moduláris rendszerek, a függesztett rendszerek és a zsebes rendszerek (Tamási-Dobszay 2015, Wilkinson 2017). A tapasztalatok alapján az utóbbi kettő típus számos hátránnyal rendelkezik pl.: növénygyegek eltérő mértékű fejlődése, filcnemez algásodás, kifagyás (Csibi et al. 2016, Manso-Gomes 2015, Medl et al. 2017, [http2](http://)). A moduláris zöldhomlokzatoknál a telepíthető növények esetében nincs akkora tapasztalat a növényalkalmazásban, az új megoldások 4–5 éve jelentek meg az országban, így a Magyarországhoz hasonló klimatikus viszonyú országok növényalkalmazásai szolgálták iránymutatónak (Csibi et al. 2016, ex verb. Tamási 2018).

Kutatásunk során a Magyarországon újszerűnek számító zöldhomlokzatok telepítésének lehetőségeit vizsgáljuk egy alkalmassági értékelés segítségével, budapesti mintaterületeken. A zöldhomlokzatok terjedése a környezeti állapot lokális javulását eredményezheti Budapesten is, városszerkezeti beavatkozás nélkül is, szűk, kis méretű közterületek, egyre kevesebb rendelkezésre álló hely esetében is. Az alkalmas homlokzatok meghatározását követően a potenciálisan kialakítható zöldfelületek levegőminőségre és mikroklímára gyakorolt hatását számszerűsítjük.

Anyag és módszer

A vizsgálati területeket azok a budapesti helyszínek adták, ahol a légszennyezettség a NO₂ és a PM₁₀ 2005 és 2014 között az éves átlagok alapján legmagasabb értékeket mutatták az Országos Légszennyezettségi Mérőhálózat megfigyelései alapján (Budapest Környezeti Állapotértékelése 2015), valamint, ahol a városi hősziget-hatás mértéke is meghaladta az 5 °C-ot (Budapest Környezeti Állapotértékelése 2015, Budapest Környezeti Programja 2017, ELTE Meteorológiai Tanszék adatsorai, Oláh 2012a). Ezeknek a feltételeknek az alábbi három mérőállomás felel meg: az V. kerületben található Erzsébet tér, a VIII. kerületben fekvő Teleki László tér, a XI. kerületben elhelyezkedő Kosztolányi Dezső tér és 300 m-es sugarú puffterületük. A 300 m-es puffterület az Országos Légszennyezettségi Mérőhálózat automata mérőállomásának pontossági határa miatt szükséges (ex verb. Molnár 2018).

Az telepítési alkalmassági értékelés során alapvető szempont volt a jelenlegi homlokzatállomány vizsgálata, melyekhez egyéb beavatkozás (pl.: felújítás, hozzáépítés) nem szükséges, moduláris vagy futtatott típusú zöldhomlokzat telepítésére. A helyszíni bejárások 2018. január 13-án és október 12-én történtek, GoogleEarth felvételek, valamint a Főváros Településszerkezeti terve (2017) segítségével. Az alkalmas homlokzatokat digitális forrású, nagy felbontású űrfelvétel alapon ábrázoltuk (1:12000), az épületek rekonstrukcióját és az űrfelvétel helyességének ellenőrzését Földhivatali térképek alapján végeztük. Az értékelés módszerét az 1. táblázat és az 1. ábra tartalmazza.

1. táblázat Az alkalmassági értékelés tényezői, meghatározásai módszerük/adatforrásaik
 Table 1. Factors of suitability-evaluation, method of their definition/data sources

Alkalmassági értékelés tényezője	Kizáró okok	Meghatározási módszerük/adatforrásaik
Védettség, jogi korlátozás	településrendezési terv, településképi arculati kézikönyv korlátozásai	Budapest településszerkezeti Terve (2017)
Homlokzat műszaki állapota	20×100cm alatti szabad, sértetlen falfelület	szakértői becslés helyszíni bejárás alapján
Homlokzat üvegezési aránya	50% feletti arányúak kizárva	szakértői becslés helyszíni bejárás alapján
Homlokzat díszítettsége	stukkókkal és kőfaragványokkal díszítettek kizárva	szakértői becslés helyszíni bejárás alapján
Homlokzat tájolása	északi tájolásúak (irányultsága -22,5° és +22,5° közé esik) kizárva	QGIS térinformatikai rendszer

A zöldhomlokzat telepítésére alkalmas felület becsléséhez figyelembe vettük az egyes homlokzatokon található ablakok számát és nagyságát, az üvegezési arányból kiindulva. A légszennyező-forrás közvetlen, azaz 10 m-es környezetében található homlokzat moduláris rendszerű (talaj kapcsolattal nem rendelkező), míg ettől távolabb eső homlokzatok futtatott rendszerű (talajkapcsolattal rendelkező) zöldhomlokzat típussal számoltunk. Hazai kutatásokat (Csibi et al. 2016) és kivitelezési tapasztalatokat (ex verb. Tamási 2018) felhasználva megállapítottuk, hogy ezen szempontok alapján és a magyarországi éghajlati feltételek mellett legjobban bevált, alkalmazható fajok futtatott rendszerre az alábbiak: *Clematis armandii*, *Euonymus fortunei* fajták, *Hedera colchica*, *Hedera helix* 'Ördögárok', *Hedera helix* 'Wörner', *Hedera helix* 'Reimscheid', *Hedera helix* 'Ripple', *Hedera helix* 'Sagittifolia', *Lonicera henryi*, *Lonicera japonica* és *Rubus henryi*, míg moduláris rendszerre a következők: *Heuchera*, *Heucherella*, *Helleborus*, *Geranium*, *Dianthus*, *Bergenia*, *Cerastium*, *Liriope* és *Waldsteinia* nemzetség örökzöld vagy áttelelő lombú évelői, a *Lonicera*, a *Cotoneaster*, az *Euonymus* nemzetség lomblevelű örökzöld cserjéi, a *Briza*, a *Carex*, a *Deschampsia*, a *Helicotrichon*, a *Sesleria* nemzetség áttelelő lombú fűféléi és a *Sasa*, a *Sasaella*, a *Pleioblastus*, a *Shibataea* nemzetség fagyűrő bambuszai. A pontos fajösszetételből egyértelműen meghatározható, hogy milyen környezetvédelmi funkciói, ökoszisztéma-szolgáltatásai lehetnének a zöldhomlokzatoknak, ha megvalósulna a telepítésük. A NO₂ és PM₁₀ megkötés mennyiségének számszerűsítésénél figyelembe vettük a fenti szennyezőanyagok ülepedési sebességét, valamint a légszennyezettség koncentrációját. Az ülepedési sebességet a lombkorona rezisztenciája, az aerodinamikája (Ra) és a levelek határreége (Rb) befolyásolja. A lombkorona rezisztenciát az egyes növényfajok esetén az egyes szennyezőanyagokra nézve a kutikula, a sztóma és a mezofillum rezisztenciája szabja meg. A képlet felállításához Szabó (2015), Nowak és társainak (2006) munkáját alkalmaztuk:

F (gm²s⁻¹): szennyező anyag megkötés mértéke $F = Vd \times C$

Vd (ms⁻¹): ülepedési sebesség $Vd = 1/(Ra+Rb+Rc)$ ahol Ra és Rb ~ 0

$1/Rc = 1/(rs+rm)+1/rt$

ahol rs = sztóma rezisztenciája

rm = mezofillum rezisztenciája

rt = kutikula rezisztenciája

C (gm⁻³): légszennyezettség koncentráció

A növények hősziget-hatásra gyakorolt hatásait az élettani folyamataik alapján (a felvett vízmennyiség 1–2%-át saját szervezetük működéséhez, a maradék mennyiséget pedig párologtatásra hasznosítják) számszerűsítettük. A számítások alapját képezte a párologtatás alatt elvont energia mennyisége (egy közel 100%-os borítottságú zöldhomlokzat 1 m²-re

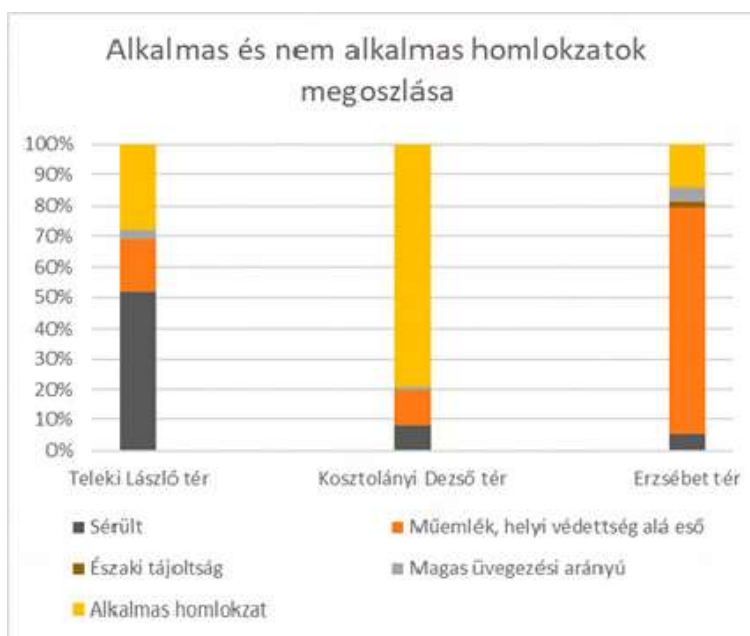
vetítve egy év alatt körülbelül 1 m^3 vízpárát juttat a levegőbe) (Koroknai et al. 2015), ezáltal a környezet hűtőhatásának megállapítása.

Eredmények és megvitatásuk

A kutatási területeken több védelmi és korlátozási elem is található. Ilyenek a műemlékek, a helyi védettségű építmények, a világörökségi helyszínek és a műemléki környezet. Az Erzsébet tér igen gazdag a védelmi elemekből, számos műemléki és helyi védettségű építmény, műemléki környezet, valamint a kutatási terület nyugati részén világörökségi helyszín is található. A területen található homlokzatok közel $2/3$ -a emiatt nem alkalmas zöldhomlokzat telepítésére. A másik két kutatási területen ezek az elemek nem jelentősek, a Kosztolányi Dezső téren 3 tömb esik műemléki környezetbe, míg a Teleki László tér és 300 m-es környezetében ez a korlátozás 17 db homlokzatot érint.

Az épületek homlokzatai gyakran sérültek, főként a Teleki László tér és a Kosztolányi Dezső tér környezetében. Az Erzsébet térnél a modernebb épületek esetében előfordul a magas (60–80%-os) üvegezési arány. Elsősorban a belváros (Erzsébet tér és Teleki László tér) homlokzataira jellemző a nagy mennyiségű faragott kőelem és stukkó díszítés. Az Erzsébet tér és környezetében található épületek homlokzatai gyakran északi tájolásúak.

Az üvegezési arány nagysága miatt kizárásra kerülő homlokzatok száma csekély, a 3 kutatási területen összesen nem haladja meg a 10 db-ot. Sérült homlokzatok mind a 3 vizsgálati területen nagy számban fordultak elő. Kiemelkedő e tényező alapján a Teleki tér kutatási területe, ahol a kizárást 90%-ban ez a tényező adta. Északi tájolású homlokzatok az Erzsébet tér és 300 m-es vizsgálati területén fordultak csak elő, a védelmi, korlátozási elemek leválogatása után csak 2 db ilyen homlokzat volt. A felsorolt kizáró okok leválogatása után az Erzsébet téren mindösszesen 15 db, a Teleki László téren 28 db, míg a Kosztolányi Dezső téren 69 db zöldhomlokzat telepítésére alkalmas homlokzat található (1. ábra).



1. ábra A kutatási területeken előforduló homlokzatok megoszlása
Figure 1. Facade types on the key-research areas

Legnagyobb számban olyan alkalmas homlokzatok fordulnak elő a kutatási területeken, amelyek ablakokkal rendelkeznek. Megállapítottuk, hogy az Erzsébet tér környezetében 11 db, összesen $1141,9 \text{ m}^2$ -nyi ilyen típusú alkalmas homlokzat-felület található. A Teleki László

tér kutatási területén 28 db nyílásos homlokzat van, amelyek összfelülete 1533,2 m²-t tesz ki. A Kosztolányi Dezső téren ezek az értékek majdnem 2,5-szer nagyobbak: 67 db, összesen 4354,8 m²-nyi ilyen típusú homlokzat van. Ezen típusú homlokzatoknak a nyílászárók (elsődlegesen ablakok) miatt kisebb vizuális hatásuk lenne zöldhomlokzat telepítése esetén, mint az összefüggő felületet alkotó tűzfalaknak, kerítés-falazatoknak és egyéb egybefüggő ablak nélküli homlokzatoknak (3. ábra).



2. ábra Alkalmos homlokzatok elhelyezkedése és falfelület jellegük
(saját szerkesztés, forrás: GoogleSatellite 2017)

Figure 2. Location of suitable facades and type of their wall-surface
(own edition, source: GoogleSatellite 2017)

A vizsgálati területeken összesen 8060,7 m² alkalmas homlokzatfelület található. Ezek megoszlása az egyes kutatási területeken belül nem egyenletes. A Kosztolányi Dezső téri mérőállomás és 300 m-es sugarú puffertérülete az összes alkalmas felület 54,6%-át, vagyis 4404,2 m²-t, a Teleki László tér és 300 m-es puffertérülete 27,4%-át, mintegy 2209,7 m²-t, míg az Erzsébet tér és 300 m-es puffertérülete csupán 17,9%-át vagyis 1446,8 m²-t tesz ki.

A legmagasabb arányban moduláris rendszer az Erzsébet tér vizsgálati területén, míg a futtatott rendszer Teleki László tér vizsgálati területén valósulhat meg. Az Erzsébet tér és 300 m-es sugarú környezetében 355,8 m²-nyi moduláris és 1091 m²-nyi futtatott rendszerű zöldhomlokzat telepítésére van lehetőség. A Teleki László tér és 300 m-es sugarú környezete területén 432,76 m²-nyi moduláris és 1706,08 m²-nyi futtatott rendszerű zöldhomlokzat telepítése lehetséges. A Kosztolányi Dezső tér és 300 m-es sugarú környezetében 463 m²-nyi

moduláris és 3941,2 m²-nyi futtatott rendszerű zöldhomlokzat telepítése valósítható meg (2. táblázat).

2. táblázat Alkalmos homlokzatok nagysága és szennyezőanyag megkötése
Table 2. Size and pollutants' absorption of suitable facades

Kutatási mintaterület megnevezése	Alkalmos homlokzatok felülete (m ²)			teljes szennyezőanyag megkötés (t/év)	
	moduláris rendszerűre (talajkapcsolattal nem rendelkező) alkalmas homlokzat	futtatott rendszerűre (talajkapcsolattal rendelkező) alkalmas homlokzat	alkalmos homlokzat összesen	PM ₁₀ megkötés	NO ₂ megkötés
Kosztolányi Dezső tér	463	3941,2	4404,2	4,83	4,14
Teleki László tér	432,76	1706,08	2209,7	2,72	2,31
Erzsébet tér	355,8	1091	1446,8	1,8	1,55

A számított homlokzatfelületek, levélfelületek ismeretében, a témakörben született korábbi kutatások (Nowak et al. 2006, Oláh 2012a) alapján meghatározható a növényállomány becsült NO₂ és PM₁₀ anyagok megkötése és a mikroklimára gyakorolt hatása. A számítások alapján a vizsgált növényállomány egy év alatt összesen 9,35 tonna (t) PM₁₀-et és 8 t NO₂-ot tud megkötni és a nyári időszakban 3–4 °C-kal, míg a téli időszakban 0,7–0,9 °C-kal képes csökkenteni a környezete hőmérsékletét. Az egyes vizsgálati területeken azonban a légszennyező anyagok megkötésének nagyságrendje eltéréseket mutat.

Az Erzsébet tér és 300 m-es környezete az évi 1,8 t PM₁₀ megkötésének közel 40%-a moduláris rendszerű, míg több mint 60%-a futtatott rendszerű zöldhomlokzatról származik. A NO₂ esetében az Erzsébet tér és 300 m-es sugarú környezete 1,55 t megkötésére képes évente a telepítendő zöldhomlokzat. Ennek légszennyező anyag mennyiségéből 0,62 t-át moduláris, míg 0,93 t-át a futtatott rendszerű zöldhomlokzatok tudnak megkötni. A Teleki László tér mintaterülete 2,72 t PM₁₀ és 2,31 t NO₂ megkötésére képes. Ebből 0,87 t (32%) moduláris rendszerből, míg 1,85 (68%) t futtatott rendszerből származik PM₁₀ esetén. NO₂-nál a moduláris rendszerből 0,74 t és futtatott rendszerből 1,57 t ered. A Kosztolányi Dezső tér és 300 m-es sugarú területén a légszennyezettségre gyakorolt hatás kiugróan magas, 4,83 t PM₁₀ és 4,14 t NO₂ megkötése lehetséges a telepítendő zöldhomlokzatokkal – 19% moduláris és 81% futtatott rendszerből fakad. Sepsi és munkatársai (2015), valamint Vince-Szabó (2009) ugyan szintén vizsgálták a növényfajok PM₁₀ megkötését, azonban az eltérő módszertan miatt és a vizsgált növényfajok (elsősorban lombhullató fák) különbségei miatt nem teljes mértékben összevethetők az általunk kapott eredményekkel. A telepítendő növényzet városi hősziget (és ezzel a hőmérséklet) csökkentésében játszó mértékével, az általunk kapott megegyező értékekre jutott Oláh (2012b).

A fővárosban évente 2500 t PM₁₀-et és 20 000 t NO_x-et bocsátanak ki a légszennyező források. Ha a főváros viszonylatában vizsgáljuk a potenciálisan alkalmas homlokzatok lehetséges környezetvédelmi funkcióját, akkor ez a mennyiség nem jelentős (ennek az értéknek PM₁₀ esetén 0,4%-a, míg a NO₂ esetén 0,04%-a), azonban a kutatási területeken a levegőminőség lokális javulását eredményeznék a zöldhomlokzatok.

A külföldön megvalósult példák és a kutatásunk bizonyítják, hogy a zöldhomlokzatok városszerkezeti beavatkozás nélkül, a meglévő homlokzatok segítségével is jelentős lokális javulást érhetnek el a korábban említett két problémára (Abhijith et al. 2017, Djedjig 2017, Nowak et al. 2006, Poddar et al. 2016), így telepítésük Budapesten is javasolható. Jelen kutatás a zöldhomlokzatok népszerűsítését, társadalom irányába való kommunikációját is elősegítheti egzakt eredményeivel.

A zöldhomlokzatok telepítéséhez minden esetben szükséges a megfelelő, kivitelezésben jártas szakember bevonása. A szakembernek gondoskodnia kell a munka- és balesetvédelmi előírások betartásáról, a helyes telepítési időszak és növényfaj megválasztásáról, a támrendszer statikai méretezéséről. A telepítés után elengedhetetlen a növényzet és a

támszerkezet folyamatos karbantartása. Az üzemeltetésre jelenleg Magyarországon bevett példa, hogy a kivitelező cég 1 évig garanciálisan vállalja, majd később őt bízzák meg a fenntartásával (Csibi et al. 2016).

A telepítéshez és a fenntartáshoz szükséges anyagi forrásokat Magyarországon jelenleg túlnyomó részt az építető vállalja, valamint lehetőség nyílik egyes időszakokban önkormányzati támogatás igénylésére is. Jó példa erre a főváros környezeti állapotának javítására, fejlesztésére irányuló Budapest Főváros Közgyűlésének Városfejlesztési, Közlekedési és Környezetvédelmi Bizottsága által kiírt 2018-as Zöldtető és Zöldfal építő pályázat (<http3>).

A kutatás – potenciális folytatásként – kiterjeszhető más, fővárosi mintaterületekre, akár egy teljes kerületre. Az elemzés elvégezhető a tervezett, szándékolt épület felújítások, a városrehabilitációs beruházások ismeretében is, ezzel eltérő képet kapva a jelenlegi állapotra lefuttatotthoz képest. Szintén külön szcenárióként elemezhető, hogy meghatározott településrendezési változások (pl. a helyi építési szabályzat paramétereinek módosítása egyes övezetekre) hogyan módosítanák a kapott értékeket. A kutatás társadalomtudományi aspektusból is továbbfejleszhető, hiszen a tájépítészeti szakmai gyakorlat számára is hasznos lenne megvizsgálni, hogy a helyi közösség, az érintett ingatlanok, tulajdonosai, lakói, üzemeltetői, használói stb. mennyire mutatnak szándékot zöldhomlokzatok kialakítására, mennyire ismerik ezek ökoszisztéma-szolgáltatásait, épület-üzemeltetésre (pl. gazdasági elemzésekkel is kiegészíthető) és életminőségre gyakorolt hatásait.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozunk a Fővárosi Önkormányzatnak, különösen Beregi Eszternek, aki kutatásunk fél éves időtartama alatt folyamatos támogatást nyújtott a kutatáshoz szükséges források felkeresésében. Továbbá Dr. Hrotkó Károly egyetemi tanárnak (SZIE Kertészettudományi Kar, Dísznövénytermesztési és Dendrológiai Tanszék), aki tudományos munkája során a növények légszennyező anyagok levélfelületre való ülepedésével foglalkozott, és ezáltal nagy segítséget nyújtott az egyes növényfajok légszennyező anyagok megkötésének számításához szükséges képlet felállításában. Hálával tartozunk Tamási Alexandrának a greenwall.pro cég építészeti vezetőjének, aki a homlokzatok telepítési alkalmassági értékelésének kidolgozásához adott tanácsokat. Végezetül, pedig az Új Nemzeti Kiválóság Programnak (Felsőoktatási Alapképzés Hallgatói Kutatói Ösztöndíj) mely kereteket és lehetőséget biztosított a kutatómunka megvalósulásának.

Irodalom

- Abhijith, K.V., Kumar, P., Gallagher, J., McNabola, A., Baldauf, R., Pillag, F., Broderick, B., Di Sabatino, S., Pulvirenti, B. 2017: Air pollution abatement performances of green infrastructure in open road and built-up street canyon environments - A review. *Atmospheric Environment* 162: 71–86.
- Budapest Környezeti Állapotértékelése 2015, Budapest Főváros Önkormányzata, Budapest.
- Budapest Környezeti Programja 2017–2021, Budapest Főváros Önkormányzata, Budapest.
- Csibi K., Dezsényi P., Wien Fári M.G., Koroknai J., Pataky R., Szentkirályi-Tóth F. 2016: Zöldinfrastruktúra füzetek 2. Zöldhomlokzatok Függőleges zöldfelületek tervezésének, kivitelezésének műszaki és kertészeti útmutatója. Budapest Főváros Városépítési Tervező Kft., Budapest. p. 155.
- Djedjig, R., Belarbi, R., Bozonnet, E. 2017: Green wall impacts inside and outside buildings: experimental study. *Energy Procedia* 139: 578–583.
- Escobedo, F. J., Kroeger, T., Wagner, J. E. 2011: Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices. *Environmental Pollution* 159(8-9): 2078–2087.
- Gábor P., Jombach S. 2008: A zöldfelület intenzitás és a városi hősziget jelenségének összefüggései Budapesten. *Falu-Város-Régió* 1: 31–36.
- Johnston, J., Newton, J. 2004: *Building Green. A guide to using plants on roofs, walls and pavements.* Greater London Authority, London. p. 121.
- Koroknai J., Pataky R., Kaprinyák T., Fári M. G. 2015: Napfényes helyen, HIB modulokban elhelyezett dísznövények nyári vízháztartásának értékelése. *Kertgazdaság* 47(2): 25–34.
- Ljesevic, M. 2002: *Urbana Ekologija.* Univerzitet u Beogradu Geografski Fakultet, Beograd.
- Loksa G. 2004: Meteorológia a tájökológia szolgálatában. *Tájökológiai Lapok* 2(2): 195–199.

- Manson, M. Castro-Gomes, J. 2015: Green wall systems: A review of their characteristics. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 41: 863–871.
- Mathey, J., Röbber, S., Wende, W. 2010: Role of urban green spaces for cities under climate change aspects of planning and implementation. UNECE, Prague.
- Medl, A., Stangl, R., Florineth, F. 2017: Vertical greening systems – A review on recent technologies and research advancement. *Building and Environment* 10: 1016–1054.
- Mezősi G. 2007: *Városökológia*. JATEPress, Szeged. p. 174.
- Mezősné Szilágyi K. 2012: Az „élhető település táj” zöldfelületi, ökológiai, térségi és társadalmi összefüggései. *4D Tájépítészeti és Kertművészeti folyóirat Különszám*: 115–124.
- Mika J. 2013: A klímaváltozás és a városi hősziget összefüggései. *Természettudományi Közlöny* 144(5): 197–201.
- Nagy I. 2008: *Városökológia*. Dialóg Campus Kiadó, Budapest–Pécs. p. 335.
- Nowak, D. J., Crane, D. E., Stevens, J. C. 2006: Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry & Urban Greening* 4: 115–123.
- Nowak, D. J., Heisler, G. M. 2010: Air Quality Effects of Urban Trees and Parks. *National Recreation and Park Association* 1: 45.
- Oláh A. B. 2012a: A Városi beépítettség és a felszíntípusok hatása a kisugárzási hőmérsékletre. Doktori értekezés. Budapesti Corvinus Egyetem, Tájépítészeti Kar, Kert- és Szabadtervezési Tanszék, Budapest. p. 146.
- Oláh A. B. 2012b: Városi hősziget mérséklése tájépítészeti eszközökkel. *4D Tájépítészeti és Kertművészeti folyóirat Különszám*: 163–174.
- Ottel, M., van Bohemen, H.D., Fraaij, A. L. A. 2010: Quantifying the deposition of particulate matter on climber vegetation on living walls. *Ecological Engineering* 36: 154–162.
- Perini, K., Ottel, M.; Giuliani, S.; Magliocco, A.; Rocciotello, E. 2017: Quantification of fine dust deposition on different plant species in a vertical greening system. *Ecological Engineering* 100: 268–276.
- Poddar, S., Yoon Park, D., Chang, S. 2017: Simulation Based Analysis on the Energy Conservation Effect of Green Wall Installation for Different Building Types in a Campus. *Energy Procedia* 111: 226–234.
- Patocska M., Györfi T. 2013: Lakossági üvegházgáz kibocsátások és semlegesítésének lehetőségei. *Tájökológiai Lapok* 11(2): 341–350.
- Sepsi P., Sárközi E., Hrotkó K., Kardos L. 2015: Monitoring of air pollution in Budapest, Hungary using tree leaf samples - preliminary results. *AgroLife Scientific Journal* 4(1): 161–164.
- Szabó B. (2015): A városi zöldfelületek hatása a város klímájára. Szakdolgozat. Eötvös Lóránd Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Meteorológiai Tanszék, Budapest. p. 43.
- Tamási A., Dobszay G. 2015: Requirements for Designing Living Wall Systems – Analysing System Studies on Hungarian Projects. *Periodica Polytechnica Architecture* 46: 78–87.
- Vince T., Szabó Gy. 2009: Beregszász légszennyezettségének jellemzése a falevelekre rakódott por vizsgálata alapján. In: Kiss T. (szerk.): *Természetföldrajzi folyamatok és formák*. Geográfus Doktoranduszok IX. Országos Konferenciájának Természetföldrajzos Tanulmányai. Szegedi Tudományegyetem Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Szeged.
- Wilkinson, S., Castiglia Feitosa, R., Tsuyoshi Kaga, I., Hachmann de Franceschi, I. 2017: Evaluating the Thermal Performance of Retrofitted Lightweight Green Roofs and Walls in Sydney and Rio de Janeiro. *Procedia Engineering* 180: 231–240.
- http1: <https://forbes.hu/legyel-jobb/zoldhomlokzatokkal-kuzdenek-a-nyari-hoseg-ellen-becsben/> [2019. június 5.]
- http2: www.greenwall.pro [2019. június 5.]
- http3: www.budapest.hu [2019. június 5.]

ASSESSMENT OF DESIGN SUITABILITY AND LIMITING FACTORS OF GREEN FACADE SYSTEMS IN BUDAPEST

Sz. WEISZ., Zs. BOROMISZA

Szent István University, Department of Landscape Protection and Reclamation
1118–Budapest, Villányi út 35-43. e-mail: weisz96@gmail.com**Keywords:** green infrastructure, living facade, green wall-surface, particulate matter, heat island, landscape architecture

During our research the possibilities of establishing living facades – being quite new in Hungary – are investigated by assessing suitability of plots located in Budapest (300 m buffer zone of the measuring stations situated on Erzsébet square, Teleki László square and on Kosztolányi Dezső square). After having defined the suitable facades, it is possible to quantify the impacts, which the green wall surfaces would make on the air-quality, as well as on the microclimate. Considering the reasons for exclusion, the plots, being suitable to have living facades are as below: Erzsébet square (15 pcs), Teleki László square (28 pcs), Kosztolányi Dezső square (69 pcs). The assessed plots have 8060,7 m² potential facades, being, however, not evenly distributed on the various spots. In fact, it is the measuring station on Kosztolányi Dezső square and its 300 m buffer-zone being the most significant ones, representing 54,6% of all suitable wall-surfaces. Having in mind the measured facade surfaces and the vegetated ones, and also on the basis of preliminary researches in this topic it is possible to define the estimated NO₂ and PM₁₀ absorption of the vegetation, together with the improving effect of microclimate: the annual absorption of the assessed vegetation amounts to 9,35 tons PM₁₀ and 8 tons NO₂, besides reducing the environmental temperature by 3–4 Celsius degrees in the summer period and by 0,7–0,9 Celsius degrees in winter.

TERÜLETHASZNÁLAT-VÁLTOZÁS A SZILAS-PATAK VÍZGYŰJTŐ TERÜLETÉN 1990-TŐL

SAEIDI Sahar^{1,2}, GRÓSZ János^{1*}, SEBŐK András¹, DEGANUTTI DE BARROS Vinicius¹, WALTNER István¹

¹Szent István Egyetem, Környezettudományi Intézet

²Szent István Egyetem, Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Intézet
2100 Gödöllő, Páter Károly utca 1.

*levelező szerző e-mail: Grosz.Janos@mkk.szie.hu

Kulcsszavak: CORINE, felszínborítás, változáselemzés, távérzékelte adatok, természetvédelem

Összefoglalás: A felszínborítás és a területhasználati adatok elemzése igen fontos eszköz, amely hozzájárul a rendelkezésre álló területek megfelelő célra való alkalmazására. Manapság egyre szélesebb körben hozzáférhető távérzékeléssel nyert adatokkal könnyen, gyorsan, nagy területről gyűjthetünk hasznos információkat. A CORINE felszínborítási adatbázis használatával lehetővé vált a hosszútávú területhasználati adatok elemzése. A kutatás tárgyát a Szilas-patak vízgyűjtő területe képezi, amelynek jelentős szerepe van a természetvédelemben, a vízgazdálkodásban, valamint a rekreáció tekintetében a fővárosban és az agglomerációban élők számára. A kutatás fő célja a Szilas-patak vízgyűjtő területén az adott vizsgálati periódusban (1990–2018) a területhasználatban és felszínborításban bekövetkező változások nyomon követése és elemzése. Az elemzések alapján elmondhatjuk, hogy a változások során két irány mutatkozott, egyrészt 10%-kal csökkent a nem öntözött szántóföldek kiterjedése, míg az urbanizációs folyamatok erősödtek. Az ipari és kereskedelmi létesítmények 2%-kal, az út- és vasúthálózathoz kapcsolódó területek 2%-kal, a nem összefüggő településszerkezet 3,4%-kal, a sport és szabadidős tevékenységscsoporthoz tartozó területek részaránya pedig 1,2%-kal növekedett.

Bevezetés

A területhasználat-változás (Centeri et al. 2012) és annak nyomon követése fontos tényezővé vált az utóbbi évtizedekben (Demény és Centeri 2008, Tóth et al. 2018, Bartus et al. 2018). Napjainkban az egyik leghangsúlyosabb kérdés a rendelkezésre álló területek megfelelő hasznosítása, valamint az eltérő célok [környezet és természetvédelem (Geiger et al. 2011, Varga és Bölöni 2009), gazdasági hasznosítás] összehangolása (Barczy és Centeri 1999). Kulcsfontosságú tényező, hogy a felhasználható területekről rendelkezünk archív információval, például a területhasználatról és az egyéb kvantitatív paraméterekről. A több évtizedre visszanyúló területhasználati adatok elemzése segítséget nyújthat, például a mezőgazdasági területeken a talajok fizikai és kémiai állapotában bekövetkező változások ok-okozati tényezőinek lehatárolásában (Birkás et al. 2017), valamint a terület adottságainak megfelelő hasznosítási ágazat kiválasztásában (Demény et al. 2016, Baics 2013). Definíció szerint a földhasználat vagy területhasználat a földfelszín egy részének hasznosítási módját, funkcióját jelenti (Dömsödi 2007).

A területhasználatban bekövetkeztetett változások elemzése igen nagy jelentőséggel bír a városi ökológiában, a mezőgazdaságban, illetve a településfejlesztésben (Tóth és Centeri 2008). Az urbán ökoszisztéma legtöbb eleme, mint például a városklíma vagy a városi talajok jellemző tulajdonságai szoros összefüggésben vannak a területhasználat és felszínborítás térszerkezetével.

Mucsi és munkatársai (2007, 2010) kutatásai szerint a felszín-fedettség jellemzői közül a mesterséges burkolattal és a növényzettel vagy a vízfelülettel borított területek aránya, térbeli jellemzői erősen befolyásolják a városi élőhelyek jellegzetességeit. A mezőgazdaság vonatkozásában pedig, a természeti kívánt kultúrával kapcsolat háttér-információk nyerhetők az idősoros adatok feldolgozásával.

Számos tanulmány foglalkozott már az elemzési módszerek kidolgozásával, illetve fejlesztésével (Civco et al. 2002, Deng és Wang 2008). Különböző elemzési módszerek alkalmazása lehetővé tette a rendelkezésre álló adatok elemzést különböző tudományterületekhez kapcsolódóan (Bakos et al. 2008), amelyekből számos fontos információ nyerhető a területek kezelését illetően.

Harbor (1994) vizsgálta a területhasználat-változás hatásait a vízgazdálkodás területén, különös tekintettel a talajvízkészlet változásra és a felszíni lefolyást befolyásoló tényezőkre. A terület hidrológiai tényezőit befolyásoló területhasználati hatások értékelése céljából különböző gyakorlati módszereket dolgoztak ki, amelyek segítségével a területen bekövetkező változások hatását modellezni lehetett.

Az utóbbi évszázad végén, a távérzékelés területén végbemenő technikai fejlődés lehetővé tette a területhasználatban bekövetkező változások egyszerűbb nyomon követését (Bakó 2019, Molnár 2019). A távérzékeléssel végzett felmérések legmeghatározóbb előnyei közé sorolható, hogy rövid idő alatt, nagy területről, kevés anyagi ráfordítással nyerhetők adatok. Manapság egyre szélesebb körben hozzáférhetők a műholddal, a repülőgéppel vagy akár a drónnal készült felvételek, amelyekből hasznos információk nyerhetők a felszínborítottságról.

Több kutatás foglalkozott az űrfelvételek és az ezekből nyert adatok felhasználásával végzett területhasználati kategóriák elkülönítésével és elemzési módszereivel (Civco et al. 2002, Deng és Wang 2008). A területhasználatot célzó vizsgálatok és elemzések legfőbb célja egy felszínborítási adatbázis létrehozása, amely megteremti a környezettel való jobb és helyes gazdálkodás elvi lehetőségét.

Jelen kutatás tárgyát a Szilas-patak vízgyűjtője képezi, amelynek jelentős szerepe van a természetvédelemben, a vízgazdálkodásban, valamint a rekreáció tekintetében a fővárosban és az agglomerációban élők számára. Az elemzés során a területhasználatban bekövetkező változások vizsgálatához a CORINE felszínborítási adatbázisból nyert információkat használtuk fel. Az elemzési periódus tartalmazza a következő CORINE területhasználati adatbázisokat: CORINE Land Cover CLC 1990, CLC 2000, CLC 2006, CLC 2012 és CLC 2018. A kutatás fő célja a Szilas-patak vízgyűjtő területén az adott vizsgálati periódusban a területhasználatban bekövetkező változások nyomon követése és elemzése.

Anyag és módszer

A kutatás egy lényeges szakaszát képezi a vizsgálni kíván terület bemutatása, illetve az archív adatok, vagyis a területről korábban készült tanulmányok áttekintése. A kutatási terület a Szilas-patak vízgyűjtőjére terjed ki. A Szilas-patak egy, a Gödöllői-dombságból eredő és Káposztásmegyernél a Dunába torkolló magyarországi patak. A patak két forrásból ered, az egyik a Kerepestől nyugatra található Látó-hegytől északra, a Mártírok útja és az Ady Endre utca között bukkan a felszínre, míg a másik a Kerepestől délkeletre álló Küdői-hegy lábánál. Kerepesen leginkább Malom-pataknak nevezik, míg Újpalotán Palotai-pataknak. Útja során Kerepes Szilasliget nevű részéből kiindulva keresztülhalad Kistarcsa, majd Nagytarcsa belterületén, ahonnan egy éles kanyarral Cinkota felé veszi az irányt. Az M0 gyorsforgalmi út alatt áthaladva éri el Budapest XVI. kerületét, ahol az 1978-ban, mesterségesen kialakított Naplás-tóba torkollik (Bognár 2005). Ezt követően egy mesterséges lefolyó indítja további útjára Mátyásföldön, Rákospalotán és Káposztásmegyeren keresztül, ahol a Megyeri-erdő alatt beleömlik a Mogyoródi-patakba. Onnantól mintegy másfél kilométer megtétele után, nem messze a Megyeri hídtól végül a Dunába torkollik. A vizsgált vízgyűjtő terület a 1. ábrán látható.



1. ábra Szilas-patak vízgyűjtő területének kiterjedése (forrás: Google Earth)
 Figure 1. Catchment area of the Szilas Creek (source: Google Earth)

A dombvidéki szakaszon a terület erózió-érzékenysége igen jelentős. A vízfolyás medrét tekintve természetes (külterületen földmedrű, Budapest belterületén U szelvényű) és kiépített szakaszok váltják egymást (Pécsi 1958). A meder feliszapolódási sebessége nagymértékben függ a területhasználatától, illetve az alkalmazott területi vízrendezéstől. A patak átlagos vízhozama 0,14–0,16 m³/s, de korábbi mérések alapján a kis és a nagy árvízhozama között jelentős különbség mérhető. A Szilas-patak vízkészletét az elmúlt évszázad közepéig hasznosították, a korábbi vízhasználat emlékét őrzi a Nagytarcsai-malomárok elnádásodott medre (Bognár 2005).

A rendelkezésre álló geológiai adatokat tekintve a Szilas-patak az újpleisztocénban jelent meg, és ezt követően Nagytarcsától déli irányba folyt. A würm időszakban történt tektonikai mozgások hatására változott meg a patak folyásiránya. A würm időszak végére és a holocén elejére a patak két teraszt alakított ki (Stollmayerné Bonz 1991).

A patak többnyire huminites öntésiszapból álló allúviuma 500 méter szélességben övezi a jelenlegi medret (Pécsi 1958). A patak völgyében a talajvíz felszínközeli (0,5–2,5 m). A völgytalpak közelében tapasztalhatók az erózió következtében talajvíz-kilépési helyek, amelyek a völgy nedvesen tartásában segítenek. A vízgyűjtő területén Ramann-féle barna erdőtalajok a jellemzők. A Szilas-patak hidromorf hatására kialakult réti és öntéstalajokon, a völgyek talpán általában rétek, üde, vizenyős gyepterületek találhatóak (Németh 1996).

A patak mentén több, különböző mértékben védett terület került kijelölésre. Az egyik legjelentősebb a Naplás-tó és környéke. A Naplás-tó hivatalos nevén Szilas-pataki árvízvédelmi tározó, amely az 1970-es években lett kialakítva. Budapest legnagyobb kiterjedésű állóvize a XVI. kerületben, Cinkota mellett található. A tó és közvetlen környezete 1997 óta helyi jelentőségű természetvédelmi terület. A Naplás-tó vízgyűjtője a Pesti hordalékkúp-síkságon található (Marosi és Somogyi 1990). A tó és környezete a maga közel 167 hektárjával a Budai Tájvédelmi Körzet után a második legnagyobb védett természeti terület Budapesten. A helyi védettséget élvező természeti területek közül ez a legnagyobb.

A Naplás-tó ökológiai szempontból a főváros egyik legértékesebb területe. A tó számos vízimadárnak fontos pihenőhelye a tavaszi és az őszi madárvonulási időszakban. A tó védelem alá helyezésének indoka az volt, hogy ez Közép-Európában az egyetlen ilyen nagy kiterjedésű városi terület, amelyen vízi és mocsári növényzet, illetve a hozzá csatlakozó

sásréti és lápréti vegetáció viszonylag háborítatlan. A természetvédelmi terület 3 részre tagolódik: a Naplás-tó és a közvetlen környéke, a Szilas-patak menti láprétek és a Cinkotai Parkerdő (Marosi és Somogyi 1990).

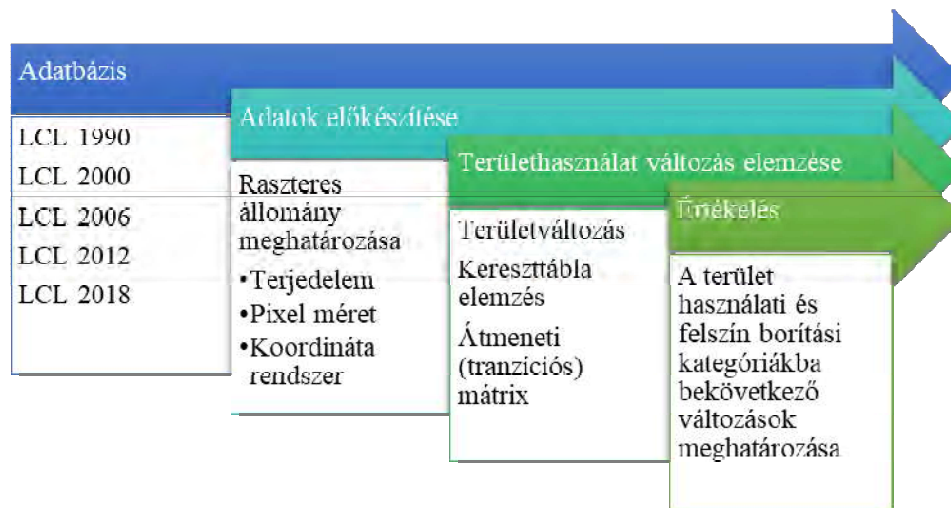
A terület eredetileg a Szilas-patak árterületén egy széles, lapos völgyben elhelyezkedő, időszakosan vízzel borított, magas talajvízállású láprét volt. Ennek maradványai, az alsó- és a felső-láprét, valamint a tó mellett található fűzláp képezik a terület ökológiai szempontból legértékesebb részét. A terület fő védett botanikai értékei közé tartozik a szibériai nőszirm (*Iris sibirica*), a hússzínű ujjaskosbor (*Dactylorhiza incarnata*) és a réti iszalag (*Clematis integrifolia*) (Bognár 2005).

A ritka botanikai különlegességek mellett a természetvédelmi terület fő értéke a madárvilág rendkívüli fajgazdagsága. A rendszeresen végzett madármegfigyelés eredményeként 180 madárfaj jelenlétét mutatták ki a szakemberek, köztük több ritka védett madárfajét is, mint például a fekete harkály (*Dryocopus martius*). A vizsgálatok során feltárt fajgazdagság annak köszönhető, hogy ezen a másfél-száz hektáros területen nagyon változatos élőhelytípusok jelennek meg (Bognár 2005). Megtalálható itt mezőgazdasági terület, szabad vízfelület, nádas, liget, bozót, fenyő-, tölgy-, valamint akácerdő. A XX. század során egyre növekvő antropogén hatás ezen a területen is változásokat indított el a kialakult ökoszisztémában. Az 1980-as években még három vöcsökfajt figyeltek meg a tavon, amelyből napjainkra már egy sem maradt. A terület egykor rendkívül gazdag kétéltű faunája is megsínyli az ember közelségét (Pécsi 1958). Az itt élő kétéltűek, mint például a vöröshasú unka (*Bombina bombina*), a barna ásóbéka (*Pelobates fuscus*), a tavi béka (*Rana esculenta*), a gyepi béka (*Rana temporaria*), a pettyes göte (*Triturus vulgaris*) tóba lerakott petéi többnyire a mesterségesen betelepített sporthalak áldozatául esnek. A hullók közül említést érdemel a vízisikló (*Natrix natrix*) és a mocsári teknős (*Emys orbicularis*). A WWF Magyarország mocsári teknős programjának mintaterületéül választotta a tavat. A tóban 1997 telén vándorlóként néhány napig megjelent a fokozottan védett vidra (*Lutra lutra*) (Bognár 2005).

A Szilas-patak vízgyűjtő területén több tanulmány foglalkozott már a vízgazdálkodást, a kémiai, biológiai, fizikai vízminőséget és a területhasználatot érintő kérdések vizsgálatával. Ahhoz, hogy több információt nyerjünk a vízgyűjtő területet érintő változásokról, terhelésekről és az ökológia állapotáról, megvizsgáltuk az elmúlt évtizedben készített tanulmányokat és elemzéseket a kutatási területtel kapcsolatosan. Az egyik forrásanyag a XVI. kerületi önkormányzat által 1997 óta rendszeresen elkészített kerületi környezetállapot-jelentés, amely részletesen kitér a Naplás-tavat és a Szilas-patakot érintő környezeti hatásokra. Az elvégzett vizsgálatok általános kémiai vízminőségi paraméterekre és különböző szénhidrogén csoportok által okozott szennyeződésekre koncentráltak. A mérési eredmények alapján a 2010-es évet követően megnövekedett a víz nitrit-, nitrát- és ammónium-ion tartalma. A Grósz által 2012-ben a Naplás-tó után, a patakon végzett vizsgálati eredmények is alátámasztották az említett paraméterek nagyobb koncentrációban történő megjelenését. Ennek okai lehetnek a patak vízgyűjtő területén végzett mezőgazdasági tevékenységek, illetve az illegális szennyvízbekötések, amelyekből többlet tápanyagtartalom jutott a víztestbe. A Naplás tavon 2016 és 2018 között vizsgáltuk a biológiai vízminőségi paraméterek közül a klorofill-a tartalom vertikális és horizontális változását (Grósz et al. 2019). A vizsgálati periódus során több alkalommal is előfordult, hogy a víztestbe jutó többlet tápanyagtartalom vízvirágzást okozott a vegetációs időszakban. A Bajor (2013) által elvégzett élőhelytípus-elkülönítést és felszínborítottságot célzó vizsgálatok eredményei szerint a Naplás-tavat és környékét 50%-ban erdőterületek, 20%-ban gyepek, 15%-ban cserjések, 10%-ban nyílt vízfelületek, 2,5%-ban nádasok és 2,5%-ban láprétek borítják.

A kutatás során az európai CORINE felszínborítás adatbázisból 5 különböző időintervallumot felölelő (1990, 2000, 2006, 2012, 2018) adatsort használtunk fel a területhasználatot és felszínborítást érintő változások elemzésére. Az adatok elemzésre

történő előkészítését (méretarány-, pixel méret meghatározás, koordináta-rendszer kiválasztás) QGIS 3.4 térinformatikai szoftver segítségével végeztük el. Az adatok előkészítését követően keresztábra elemzéssel meghatároztuk az egyes területhasználati kategóriákban bekövetkező változások fő irányultságait az 1990 és 2018 között eltelt időszakokra vetítve. Az elemzés egymást követő szakaszai a 2. ábrán láthatók.



2. ábra A térinformatikai elemzési folyamat egyes lépései
Figure 2. Single steps of the GIS analysis process

Eredmények és megvitatásuk

Az elvégzett elemzések eredményei időszakokra bontva, valamint a teljes periódust vizsgálva kerülnek bemutatásra. Az első elemzési periódus 1990 és 2000 közötti időszakot fedi le. Ebben a ciklusban a mezőgazdasági tevékenységcsoporthoz köthető területhasználati kategóriákban történt változás. A nem öntözött szántóföldi területek aránya több mint 3%-kal csökkent, amely 568 hektárt jelent. Ugyanakkor a legelőként hasznosított területek aránya 1,5%-kal, azaz 268 hektárral nőtt a vízgyűjtő területen.

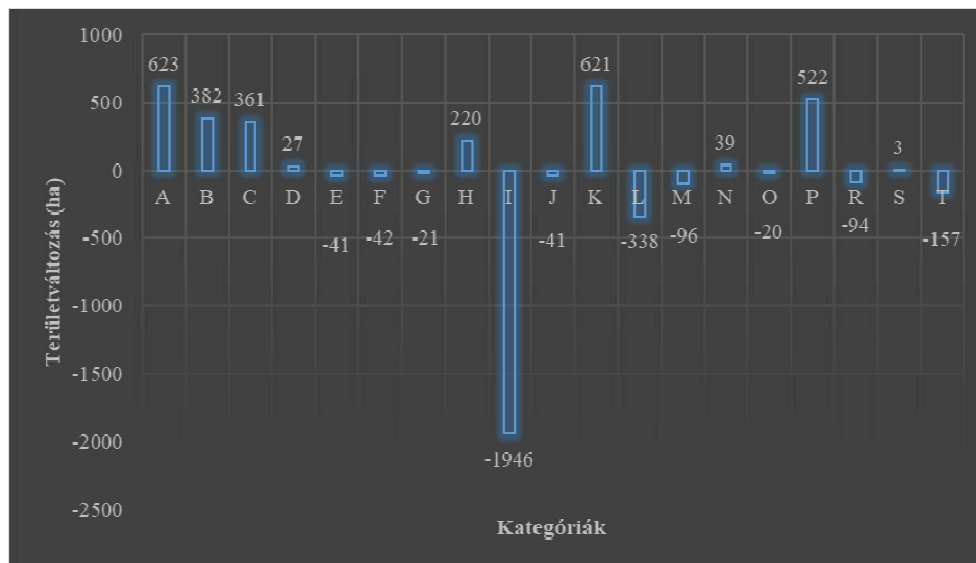
A következő vizsgálati időszak a 2000 és 2006 között eltelt idő. Ebben a periódusban szintén a mezőgazdasághoz, illetve még az urbanizációhoz köthető területhasználati változások következtek be. A nem öntözött mezőgazdasági területek aránya tovább zsugorodott, több mint 4%-kal (735 ha). A legelőterületek aránya ismét növekedett az előző periódushoz hasonlóan 408 hektárral, azaz több mint 2,2%-kal. Az urbanizációs folyamatok térhódításának a kezdete figyelhető meg ebben a ciklusban, ugyanis a nem összefüggő településszerkezetek aránya növekedésnek indult. A terjeszkedés egy 297 hektáros (1,6%-os) növekedést jelentett.

A 2006 és 2012 között eltelt időszakban az egyik legjelentősebb hatást, az urbanizációhoz kapcsolódó területhasználat növekedés jelentette. Nőtték a közlekedéshez kapcsolódó infrastrukturális fejlesztések, pontosabban az úthálózat és vasúthálózathoz kapcsolódó területek aránya 1,1%-kal, 210 hektárral. Ebben az időszakban is folytatódott a nem öntözött szántóföldi területek zsugorodása további 334 hektárral (1,8%-kal).

A 2012–2018 időszakban az előző periódusban megfigyelt trendek folytatódtak. Ismét 309 hektárral csökkent a nem öntözött szántók aránya. Az előző időszakoktól eltérően nőtt a cserjés-erdős területek kiterjedése 2,5%-kal 464 hektárral.

Jelen kutatás egy fontos szakaszát képezte a felszínborítás- és területhasználat-változások elemzése az egész 1990 és 2018 között eltelt időszakot tekintve. A vizsgálati periódus alatt a

területhasználatban bekövetkező változások a 3. ábrán láthatók. A kifejezőbb ábrázolásmód érdekében az egyes felszínborítás és területhasználati kategóriákat betűkóddal jelöltük. Az alkalmazott kódok az 1. táblázatban láthatók.



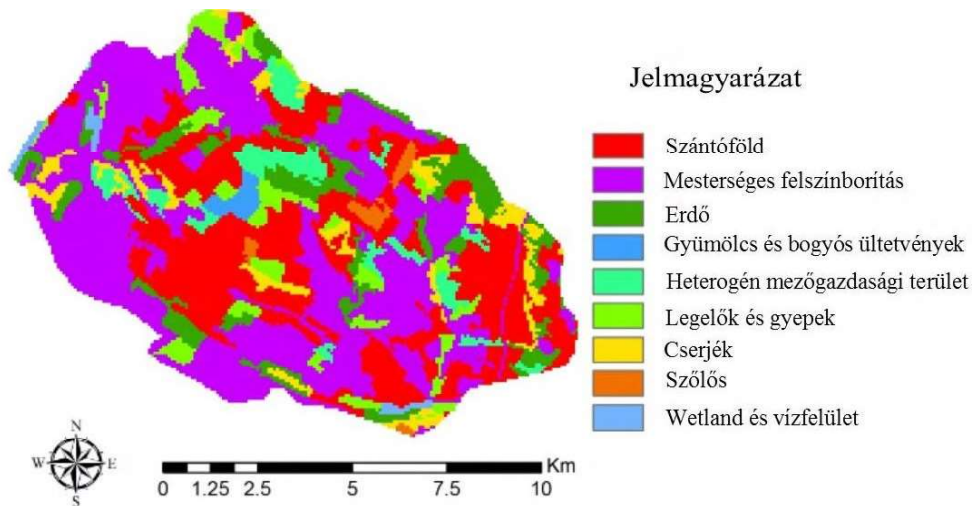
3. ábra A Szilas-patak vízgyűjtőjének felszínborítás- és területhasználat-változása 1990 és 2018 között
Figure 3. Land-use and land cover changes on the Szilas Creek watershed between 1990 and 2018

1. táblázat Területhasználati kategóriák alkalmazott betűkódja
Table 1. Alphabet code of land-use categories

Területhasználati kategóriák	Kód
Nem összefüggő településszerkezet	A
Ipari és kereskedelmi létesítmények	B
Úthálózat, vasúthálózat és csatlakozó területek	C
Külszíni bányák	D
Hulladéklerakó	E
Építési munkahelyek	F
Városi zöldterületek	G
Sport- és szabadidős létesítmény	H
Nem öntözött szántóföld	I
Szőlőskertek	J
Legelő	K
Komplex művelési szerkezet	L
Mezőgazdasági területek túlsúlyban szántókkal és jelentős természetes vegetációkkal	M
Lombhullató erdők	N
Vegyes állományú erdő területek	O
Cserjés-erdős terület	P
Mocsaras terület	R
Természetes gyepek	S
Gyümölcsfák és bogyós ültetvények	T

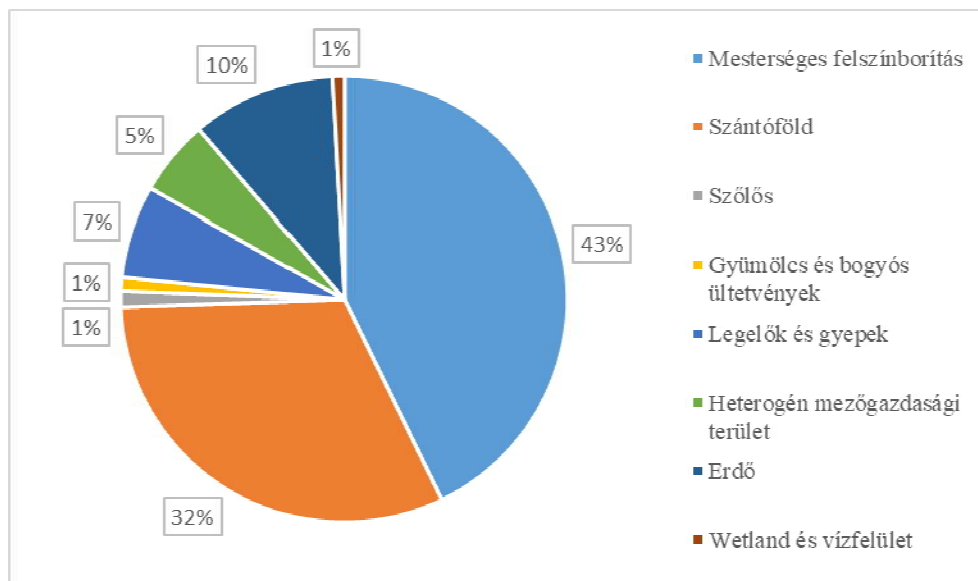
A 29 évet átfogó elemzési időszakban két meghatározó területhasználati irány mutatkozott. A mezőgazdasághoz kapcsolódó területhasználat, a nem öntözött szántóföldek aránya több, mint 10%-kal csökkent, míg az urbanizációs folyamatok erősödtek. Az ipai és a kereskedelmi létesítmények 2%-kal, az út- és vasúthálózathoz kapcsolódó területek 2%-kal, a nem összefüggő településszerkezet 3,4%-kal, valamint a sport és szabadidős tevékenységcsoporthoz tartozó területek részaránya pedig 1,2%-kal növekedett. Az agráriumhoz köthető területhasználati kategóriákban a legelők területe 621 hektárral növekedett. A periódusban a Szilas-patak vízgyűjtő területén folyamatosan növekvő

urbanizációs hatás egyik kiváltó oka részben az lehetett, hogy Budapest belső kerületeiből egyre többen költöztek ki a külső kerületekbe, illetve az agglomerációba. Másrészt pedig a vidéki településekről sokan költöztek a fővárosba és annak vonzáskörzetébe. Ezen hatásokból kifolyólag a mezőgazdasághoz köthető területhasználat visszaszorult és felváltották az újonnan épült településrészek, valamint a hozzá kapcsolódó infrastrukturális és rekreációs létesítmények. A Szilas-patak vízgyűjtő területének felszínborítása a 4. ábrán látható.



4. ábra A Szilas-patak vízgyűjtő területének felszínborítása 2018-ban
Figure 4. Land cover of Szilas Creek catchment in 2018

Az ábrán jól látható, hogy 2018-ban a vízgyűjtő terület nagy részét két fő kategória foglalta el, a mesterséges területek (települések és a hozzájuk tartozó ipari, kereskedelmi, közúti- és vasúti-hálózati létesítmények), valamint a mezőgazdasági területek. A mesterséges terepfelszín aránya nagymértékben növekedett az elemzési periódus alatt, ebből következően a mezőgazdasági célú területhasznosítás és a természetes felszínborítás aránya pedig zsugorodott. Az egyes területhasználati és felszínborítási kategóriák 2018-as területi megoszlása az 5. ábrán látható.



5. ábra Felszínborítás kategóriák a Szilas-patak vízgyűjtőjén 2018
Figure 5. Land cover categories of Szilas Creek catchment in 2018

A Szilas-patak vízgyűjtő területén végbemenő mesterséges felszínborítás növekedésnek több okai is van. A települési belterületek növekedésének a fő oka lehet, hogy Budapest belső kerületeiből egyre többen költöztek ki a külső kerületekbe, illetve az agglomerációba. A megnövekedett lakosság igényeinek ellátásához új infrastruktúra hálózatot, valamint rekreációhoz köthető létesítményeket kellett építtetni ki. A rekreációs létesítményekhez kapcsolódó fejlesztés volt a Szilas-patak egy szakasza mentén megvalósult kerékpárút hálózat és szabadidős park létrehozása. Az alábbi ábrákon látható a különbség a patak két szakasza között. A 6. ábrán egy természetközeli partszakasz látható, míg a 7. ábrán pedig az átalakított partszakasz, a megvalósított kerékpár és gyalogos úttal.



6. ábra Természetközeli szakasz
Figure 6. Near-nature habitat



7. ábra Létesített kerékpárút
Figure 7. Established bicycle path

Ehhez hasonló fejlesztések a lakosság összkomfortérzetét és életminőségét nagymértékben javítják, ugyanakkor a természetes környezetet és felszínborítást megváltoztatják (8. ábra). Az ilyen változások a megnövekedett terheléssel (például nagy kerékpáros és gyalogos forgalom a patak mentén) komoly hatást gyakorolhatnak a jelen lévő életközösségekre. Jelentős forgalmi terhelést jelentenek a kialakított szabadidős parkba látogató lakosok is.



8. ábra Szabadidős park
Figure 8. Leisure park

Az esti időszakban a kerékpár és gyalogos út megvilágítása negatív hatást gyakorolhat az élővilágra. Olyan intézkedésekkel, mint például a világítás korlátozásával csökkenteni lehet az ökoszisztémát ért negatív hatásokat. A lehetséges negatív hatások csökkentése érdekében, valamint a természetközeli területek nagyobb arányú fenntartása végett célszerű lenne a beépítések korlátozása.

Köszönytnyilvánítás

A kutatás az EFOP-3.6.1-16-2016-0016 „SZIE Szarvasi Campusának kutatási és képzési profiljának specializálása intelligens szakosodással: mezőgazdasági vízgazdálkodás, hidrokulturás növénytermesztés, alternatív szántóföldi növénytermesztés, ehhez kapcsolódó precíziós gépkezelés” program támogatta. A tanulmány alapjául szolgáló kutatást az Emberei Erőforrások Minisztériuma által meghirdetett Felsőoktatási Intézményi Kiválósági Program (1783-3/2018/FEKUTSRAT) támogatta, a Szent István Egyetem vízzel kapcsolatos kutatások tématerületi programja keretében.

Irodalom

- Baics T. 2013: Táj- és talajvízszint-változások Kunfehértó térségében. Tájökológiai Lapok 11(1): 41–65.
- Bajor Z. 2013: Ökológiai állapotfelmérés: Naplás-tó és környéke. Budapest. p. 6.
- Bakos, K., Barczy, A., Vona, M., Evelpidou, N., Centeri, Cs. 2008: Potential effects of land use change around the Inner Lake in Tihany, Hungary – examination of geology, pedology and plant cover/land use interrelations. Cereal Research Communications 36: 143–146.
- Bakó G. 2019: Nagy terepi felbontású és frekvenciájú légi felmérésen alapuló monitoring-hálózat kiépítési módszertana. Tájökológiai Lapok 17(1): 61–74.
- Barczy A., Centeri Cs. 1999: A mezőgazdálkodás, a természetvédelem és a talajok használatának kapcsolatrendszer. ÖKO – Ökológia Környezetgazdálkodás Társadalom 10(1-2): 41–48.
- Bartus, P., Baráz, Cs., Malatinszky, Á. 2018: Landscape changes in a 19th century wood pasture and grazing forest. Hungarian Geographical Bulletin 67(1): 13–27.
- Birkás, M., Dekemati, I., Kende, Z., Pósa, B. 2017: Review of soil tillage history and new challenges in Hungary. Hungarian Geographical Bulletin 66(1): 55–64.
- Bognár A. L. [Nagy Á., Ménesi L., Pólay I., Szabados-Molnár I. (szerk.)] 2005: Védett természeti értékek a fővárosban. Főpolgármesteri Hivatal, Budapest. p. 38.
- Cardille, J. A., Foley, J. A. 2003: Agricultural land-use change in Brazilian Amazonia between 1980 and 1995: Evidence from integrated satellite and census data. Remote Sensing of Environment 87(4): 551–562.
- Centeri, Cs., Grónás, V., Demény, K., Idei, Sz., Penksza, K., Nagy, A. 2012: Interrelation of land use change, nature conservation and urbanization in the Gödöllő Hillside, Hungary. In: E., Turunen, A., Koskinen (eds.): Urbanization and the global environment. Nova Science Publishers, New York. pp. 1–50.
- Civco, D. L., Hurd, J. D., Wilson, E. H., Song, M., Zhang, Z. 2002: A comparison of land use and land cover change detection methods. ASPRS-ACSM Annual Conference and FIG XXII Congress.

- Demény, K., Centeri, Cs. 2008: Habitat loss, soil and vegetation degradation by land use change in the Gödöllő Hillside, Hungary. *Cereal Research Communications* 36(Suppl 5): 1739–1742.
- Demény, K., Centeri, Cs., Szalai, D. 2016: Analysis of land stability and land-use change processes in the 19–20th centuries: a case study in Gödöllő Hillside, Hungary. *Acta Universitatis Sapientiae Agriculture and Environment* 8: 39–49.
- Deng, J. S., Wang, K. 2008: PCA-based land-use change detection and analysis using multitemporal and multisensor satellite data. *International Journal of Remote Sensing* 29(16): 4823–4838.
- Dömsödi J. 2007: A földértékelés, földminősítés módszertani elemzése (rendszerzése) és továbbfejlesztése. *Geodézia és Kartográfia* 59(3): 26–33.
- Geiger B., Saláta D., Malatinszky Á. 2011: Tájéörténeti vizsgálatok a kiscsombosi fás legelőn. *Tájökológiai Lapok* 9(2): 219–233.
- Grósz J. 2012: A Szilas-patak bioindikációs vizsgálata. Szakdolgozat. Szent István Egyetem, Gödöllő. p. 62.
- Grósz, J., Waltner, I., Vekerdy, Z. 2019: First analysis results of in situ measurements for algae monitoring in Lake Naplás (Hungary). *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences* 14(2): 385–398.
- Harbor, J. M. 1994: A practical method for estimating the impact of land-use change on surface runoff, groundwater recharge and wetland hydrology. *Journal of the American Planning Association* 60(1): 95–108.
- Marosi S., Somogyi S. (szerk.) 1990: Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest. p. 1023.
- Molnár D. 2019: Agrármonitoring rendszer geometriai pontosságának tájökológiai szempontú, távérzékeléses ellenőrzési módszerekkel történő vizsgálata. *Tájökológiai Lapok* 17(1): 85–91.
- Mucsi L., Kovács F., Henits L., Tobak Z., Leeuwen, van B., Szatmári J., Mészáros M. 2007: Városi területhasználat és felszínborítás vizsgálata távérzékeléses módszerekkel. *Városökológia* 1: 146–152.
- Mucsi, L., Henits, L., Unger, J. 2010: Analysis of the relationship between urban land use and urban heat island using RS methods. XXX. EARSeL Symposium, Paris.
- Németh C. 1996: Üzemelési szabályzat a Szilas-pataki tározóhoz. Mélyépítér Mévit Kft.. Budapest.
- Penksza, K., Centeri, Cs., Vona, M., Malatinszky, Á., Szentés, Sz., Balogh, Á., Pottyondy, Á., Szemán, L. 2007: The effects and environmental aspects of grasslands use change on plant–soil–erosion relations in Hungary. *Lucrari Stiintifice Management Agricol* 9: 375–380.
- Pécsi M. [Pécsi M, Marosi S., Szilárd J. (szerk.)] 1958: Budapest természeti képe. Akadémiai Kiadó, Budapest. p. 744.
- Seto, K. C., Woodcock, C. E., Song, C., Huang, X., Lu, J., Kaufmann, R. K. 2002: Monitoring land-use change in the Pearl River Delta using Landsat TM. *International Journal of Remote Sensing* 23: 1985–2004.
- Stollmayerné Bonz, E. 1991: Adatok a Naplás-tó és környéke élővilágához. *Calandrella* 5(1): 65–84.
- Szabó B., Centeri Cs., Vona M. 2011: A Turai Legelő Természetvédelmi Terület és környékének tájváltozás vizsgálata katonai térképek alapján. *Tájökológiai Lapok* 9(1): 1–11.
- Tóth A., Centeri Cs. 2008: Tájváltozás vizsgálat Galgahévíz településen és környékén. *Tájökológiai Lapok* 6(1): 165–180.
- Tóth T., Harmos K., Saláta D., Penksza K. 2018: A hollókői fás legelő növényzetének változása (2011–2017). *Tájökológiai Lapok* 16(2): 143–156.
- Varga A., Bölöni J. 2009: Erdei legeltetés, fáslegelők, legelőerdők tájörténete. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 68–79.
- Weng, Q. 2002: Land use change analysis in the Zhujiang Delta of China using satellite remote sensing, GIS and stochastic modelling. *Journal of Environmental Management* 64(3): 273–284.

ANALYSIS RESULTS OF LAND-USE AND LAND COVER CHANGES OF SZILAS CATCHMENT FROM 1990

S. SAEIDI^{1,2}, J. GRÓSZ^{1*}, A. SEBŐK¹, V. DEGANUTTI DE BARROS¹, I. WALTNER¹

¹ Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences, Institute of Environmental Science

² Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences, Institute of Conservation and Environmental Management

2100–Gödöllő, Páter Károly u. 1., Hungary

*corresponding author, e-mail address: Grosz.Janos@mkk.szie.hu

Keywords: land-use change, land cover, CORINE, Szilas catchment

One of the most significant and vulnerable natural resource is the accessible free land. Detection of the land-use and land cover change (LULC) is a very important information for the future aspect. Our paper is dealing with the land-use and land cover changes of Szilas catchment between 1990 and 2018. The study area is an important for the regional water management, the nature protection, the nearby residents and sever as recreational place. In this study, CORINE land cover maps of Europe from five different time periods (1990, 2000, 2006, 2012, 2018) were used to analyze the trends of LULC changes and also detect the prominent changes in different classes of LULC maps within the Szilas catchment. During the analysis, entire data set was analyzed by crosstab module to obtain land cover changes in each category and to establish the trend of changes for the study area between 1990 and 2018. According to the results, the area of the agricultural land has decreased, however, the area of the urban region has greatly increased within the catchment. During the analysis we found that, the area of the non-irrigated arable land decreased by 10%. The process of urbanization was constantly growing: industrial or commercial units by 2%, road and rail networks associated land by 2 %, discontinuous urban fabric by 3,4%, sport and leisure facilities by 1,2%.

VÁROSI TAVAK KÖRNYEZETI ÁLLAPOTÉRTÉKELÉSE SZEGED PÉLDÁJÁN

BABCSÁNYI Izabella¹, BODOR Dezső², SIPOS György¹, FARSANG Andrea¹

¹Szegedi Tudományegyetem, Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék
6722 Szeged, Egyetem utca 2-6. e-mail: babcsani@geo.u-szeged.hu, gysipos@geo.u-szeged.hu, farsang@geo.u-szeged.hu

²Szegedi Vízmű Zrt.
6720 Szeged, Tisza Lajos krt. 88. e-mail: bodor@szegedivizmu.hu

Kulcsszavak: eutrofizáció, nehézfém, üledék, vízminőség, tápanyag, szennyezés

Összefoglalás: Szeged belterületén 15 kisebb-nagyobb tó található. Némelyek természetes eredetű vízjárta helyek, mások a XIX. század végén mélyített kubikgödrök, vannak azonban közöttük bányatavak és holtágak is. Öt szegedi tónak vizsgáltuk a környezeti állapotát, melyek közül a Bika-tó természetes eredetű, a Méntelepi Fehér-tó és a Búvár-tó sekély kubikgödrök (<3 m), a Csemegi-tó és a Sancer-tó mélyebb bányatavak (>10 m). Ezek közül három tóban vizsgáltuk évente megismételt vízminőségvizsgálatokon (2009 és 2017 között) a víztér oldott oxigén-tartalmát, kémiai oxigén igényét (az oldott szerves anyagot), továbbá az oldott nitrogénformákat (nitrát, nitrit, ammónium) és az ortofoszfát-koncentrációt. A Sancer-, a Búvár- és a Bika-tavakban történt üledékminőségvizsgálás céljából. A vizsgált városi tavakban jelentős a víztér szervesanyag- és N-, P-tápanyagterhelése. Vízminőségi adatok alapján megállapítható, hogy a tavak ammónium- és nitrát-koncentrációi némileg csökkenő tendenciát mutatnak az utóbbi években, amely összefügghet a tisztított szennyvízbevezetések vélt csökkenésével. A város csaknem teljes csatornázottsága 2006-ra épült ki Szegeden, azonban a csatornákból szivárgó szennyvíz és a lassan regenerálódó szennyezett talajvíz továbbra is terhelheti a tavakat. Az oldott foszfát-koncentrációk azonban továbbra is magasabb értékeket mutatnak egyes tavakban, amely a korábban az üledékekben felhalmozott P kioldódásából adódhat. Ez történhet az üledékek szerves anyagainak lebomlásával, különösen anaerob állapot fellépése esetén. Az üledékvizsgálatok alapján megállapítható, hogy egyes jellemzően közlekedési eredetű nehézfémek (Cu, Zn, Pb) kisebb mértékű dúsulást mutatnak a felszíni üledékrétegekben a forgalmas utak mentén elhelyezkedő tavakban. Azonban egy nehézfém dúsulása sem éri el a jogszabályban lefektetett szennyezettségi határértékeket. Összességében megállapítható, hogy a vizsgált szegedi tavakat magas trofitási fok jellemez, amely a tavak külső és belső tápanyagterheléséből és a vizük frissülésének hiányából adódhat.

Bevezetés

Az emberiség az ókor óta hasznosítja a lakott területeken elterülő tavakat és vizes élőhelyeket esővíztározásra, illetve egyéb háztartási és mezőgazdasági célokra. A vízfelületek jelentősen javíthatják a városlakók életminőségét azáltal, hogy esztétikai és rekreációs élményt nyújtanak a környék lakói számára, továbbá a városi klímát is kedvezően befolyásolják. A városi ökológiai rendszer fontos részét képezik ezek a vízfelületek. Az épített környezetben található tavak minőségére és ökoszisztémájára azonban jelentősebb antropogén nyomás nehezedhet, mint a természetes környezetben található vizes élőhelyekre. A városi tavakra jellemző, hogy szennyvizek és egyéb antropogén szennyeződések terhelhetik őket, ezért fokozottan veszélyeztetett ökoszisztémák (Naselli-Flores 2008). Az emberi beavatkozásnak köszönhetően a városi talajok is (amelyek közvetlen kapcsolatban állnak a tavakkal) sokszor jelentősen megváltozott fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságokkal rendelkeznek a természetes talajokhoz viszonyítva (Puskás et al. 2007, 2008). A városi környezet sokrétű antropogén hatásain túl, a klímaváltozás további kihívások elé állítja a tavi ökoszisztémákat és azok vízminőségére is vélhetően hatással van (Szilágyi és Somlyódi 1991). Ezért fontos a városi tavak környezeti állapotfelmérésére és a vízminőség védelmére hangsúlyt fektetni.

Szeged városképét meghatározzák a felszíni vizek, ugyanis 15 kisebb-nagyobb tó található a város területén. Vannak közöttük természetes eredetű vízjárta helyek, holtágak, bányatavak és kubikgödrök. Jelenleg a tavak többsége elszigetelten fekszik a városi környezetben. A szegedi

tavak többségét bel- és esővíztározásra használják, vannak azonban horgászati és rekreációs célokra hasznosított tavak is. A szegedi tavak elsődleges funkciója a vízkárelhárítás, ezért a tavakat kezelő Szegedi Vízmű Zrt. csak állapotfenntartást végez a tavakon nádvágással, évenkénti vízminőség-ellenőrzésekkel. A nagyobb mértékű emberi használat céljából szükség lenne a tavak környezetének rendezésére és adott esetben a tavak rehabilitációjára (iszapkostrás, part- és mederrendezés), ehhez azonban szükséges felmérni azok állapotát.

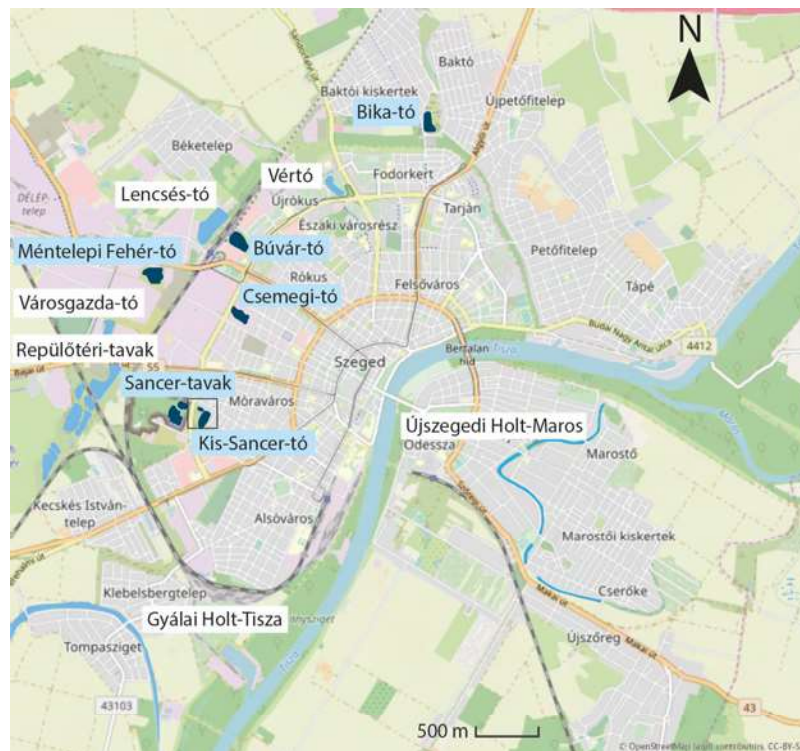
A tavak környezeti állapotára ható potenciális szennyezőforrások városi környezetben i) a nem vízáteresztő felszínről lefolyó esővíz által beszivárgó szennyezések, különösen egyes nehézfémek esetében, ii) a légkörből kiülepedő porok által a tavakat terhelő szennyezések, iii) a felszín alatti talajvízzel bejutó szennyezések, iv) a tisztítatlan szennyvíz bevezetéséből adódó terhelés és egyéb illegális hulladék bekerülése a víztérbe (Mahler et al. 2009). A szennyezéseken felül vizsgálni kell a tavak feliszapolódásának mértékét is, amelyet jelentősen felgyorsíthatnak a tavakba kerülő antropogén eredetű tápanyagok (eutrofizáció). A tavak természetes eutrofizálódásának, "előregedésének" lassú ütemét az emberi tevékenység, a közvetve vagy közvetlenül a víztérbe kerülő szennyező anyagok, tápanyagok jelentős mértékben felgyorsíthatják, amely megnehezíti a városi tavak kezelését (Birch és McCaskie 1999). A tápanyagok mennyisége meghatározza a szén- és energiaáramlást a magasabb trofikus szintek (fitoplankton, zooplankton, makroszkópikus gerinctelenek, planktonévo halak, ragadozó halak) felé. A talajvízzel, csapadékkal és egyéb úton a víztérbe kerülő növényi tápanyagok (N és P vegyületek) az algák vagy egyes hínárfajok túlszaporodását idézhetik elő. Az algák túlbujánzása jelentősen rontja a víztér fényviszonyait, amely a halak életkörülményeit is negatívan befolyásolja. A tápanyagok származhatnak belső és/vagy külső forrásokból.

Napjaink legfontosabb szerves, perzisztens szennyezői közé tartoznak a nehézfémek. Városi környezetben a nehézfém-szennyezők több forrásból is eredhetnek, melyek jellemzően ipari, közlekedési, valamint a fűtési szezonban a tüzelőanyagok égetéséből is származhatnak. Szegeden a közlekedési eredetű fémszennyezés jellemző (Csányi 2017). A jelen tanulmány célja a városi környezet felszíni vizekre gyakorolt hatásának vizsgálata. Ennek keretében a szegedi tavak közül a Csemegi-tóban és a Méntelepi Fehér-tóban vízminőség-vizsgálatokra, a Sancer-tóban és a Búvár-tóban üledékvizsgálatokra, a Bika-tó esetében pedig víz- és üledékvizsgálatokra alapozva elemeztük a városi tavak környezeti állapotát.

Anyag és módszer

A jelen tanulmány keretében három szegedi tóban vizsgáltuk a tavak vízminőségét: egy mélyebb bányatóban (Csemegi-tó), egy természetes keletkezésű sekélyebb, részben elmocsarasodott tóban (Bika-tó) és egy szintén sekélyebb vízmélységgel rendelkező kubikgödörben (Méntelepi Fehér-tó) (1. ábra). A tanulmány másik célkitűzése a közlekedési eredetű légszennyezés tavakra gyakorolt hatásának vizsgálata volt, amelynek keretében kiválasztottunk két, forgalmas utak közvetlen közelében elhelyezkedő tavat (Sancer-tavak, Búvár-tó) és egy, azoktól távolabb eső tavat (Bika-tó). A Csemegi-tó és az üledékvizsgálatoknak alávetett Sancer-tavak korábbi téglagyári anyagkinyerő helyeken jöttek létre, a Bika-tó természetes keletkezésű vízjárta hely, míg a Méntelepi Fehér-tó és a Búvár-tó a Szeged várost körbeölelő töltés építésekor kimélyített kubikgödör (a XIX. század végén). A Sancer-tavak a bányaművelés 1957-es felhagyását követően jöttek létre, amely során a bányagödörök fokozatosan elöntötte a víz. A Sancer-tavakat öt közvetlenül vagy a talajvíz révén közvetve összeköttetésben álló tó alkotja, amelyek mélysége 3-12 m, de helyenként a 30 m-t is eléri. A tavak teljes vízfelülete 6,7 ha. Elmondások alapján a múltban több szennyezés is érte a tavakat (illegális hulladék-lerakások). A Búvár-tó előzménye már az I. Katonai Felmérés térképén (Magyarország Első Katonai Felmérés, 1782-1785) is látható több

kisebb gödör formájában. Téglavető név alatt szerepel egy későbbi katonai térképen (Magyar Királyság Második Katonai Felmérés, 1819-1869), a körtöltés építésekor pedig nagy valószínűséggel tovább mélyítették. A korábban nagy kiterjedésű tavat a vasúti töltés, majd a közelmúltban egy bevásárlóközpont építésekor jelentős részben feltöltötték. A tó jelenkori területe 3,1 ha, amelynek 48%-a nádas. A Bika-tó egy természetes keletkezésű vízjárta hely, melynek nyílt vízfelülete kicsi (0,5 ha) a tó teljes kiterjedéséhez képest (6,8 ha), ugyanis jelentős részét nádas nőtte be. A Bika-tó, a többi vizsgálatba bevont tóval ellentétben egy kertvárosias-kiskertes városrészben helyezkedik el, távol a forgalmas utaktól. A Csemegi-tó (1,8 ha) egykori bányagödör vízelöntése következtében jött létre, míg a Méntelepi Fehér-tó a szegedi körtöltés építésekor keletkezett kubikgödör elöntése által keletkezett. Az utóbbi, egy sekély tó, melynek jelentős részét nádas borítja, hiszen a tó teljes 5,6 ha-os területéből csupán 1,4 ha a nyílt vízfelület. A tavak pleisztocén infúziós lösz, löszös agyag alapközeten jöttek létre (Kaszab 1987). A vizsgált tavak elsődleges funkciója vízkárelhárítás (bel- és esővíztározás), azonban a Sancer-tavakat használják még horgászati célra, a Búvár-tó közvetlen környezete pedig rekreációs lehetőségeknek is teret ad.



1. ábra A szegedi tavak áttekintő térképe, amelyen a vizsgált tavakat sötétebb árnyalattal emeltük ki
 Figure 1. The map of urban lakes in Szeged (the studied lakes are highlighted in a darker shade)

Évente tavasszal vagy a koranyári időszakban történik vízmintavétel a Szegedi Vízmű Zrt. kezelésében álló szegedi tavakból. A vízminőség-ellenőrzés céljából történő évenként megismételt akkreditált mintavétel során, a Vízmű munkatársai egy-egy minta/tó gyűjtését végzik 30 cm mélységben a vízfelszín alatt. A vízmintákat a tápanyag-analíziseket megelőzően 0,45 μm -es papírszűrőn átszűrik. A vízmintákon pH-mérést (MSZ 1484-22:2009), fajlagos vezetőképesség-mérést (MSZ EN 27888:1998), ammónium-analízist (MSZ EN ISO 11732:2005), nitrátnitrogén-mérést (MSZ EN ISO 13395:1999), ortofoszfátfoszformeghatározást (MSZ EN ISO 6878:2004), permanganátos kémiai oxigénigény-mérést (MSZ 448-20:1990) és oldotoxigén-meghatározást (MSZ 260/15-67) végeznek.

A Sancer-tavakból és a Búvár-tóból három-három pontban a parthoz közel vettünk üledékmintákat 2007-ben és 2008-ban az üledék felső 10 cm-es rétegéből (Kurucz 2008). A

Bika-tó esetében, valamint a Sancer-tavak körúton belül eső részéből (Kis-Sancer-tó) a tavak közepéből egy-egy furatmintát vettünk 2018-ban és vizsgáltuk a fémek feldúsulását a felső 0-10 cm-es rétegekben a 50-60 cm-es mélységhez képest. Az üledékmintákat 45°C-os szárítást követően mozsárban vagy golyós malomban finom porrá őröltük, majd királyvizes feltárást követően ICP-OES (induktív csatolású plazma – optikai emissziós spektrométer, Perkin Elmer Optima 7000DV, $\pm 10\%$) műszerrel mértük a nehézfém-koncentrációkat.

Eredmények és megvitatásuk

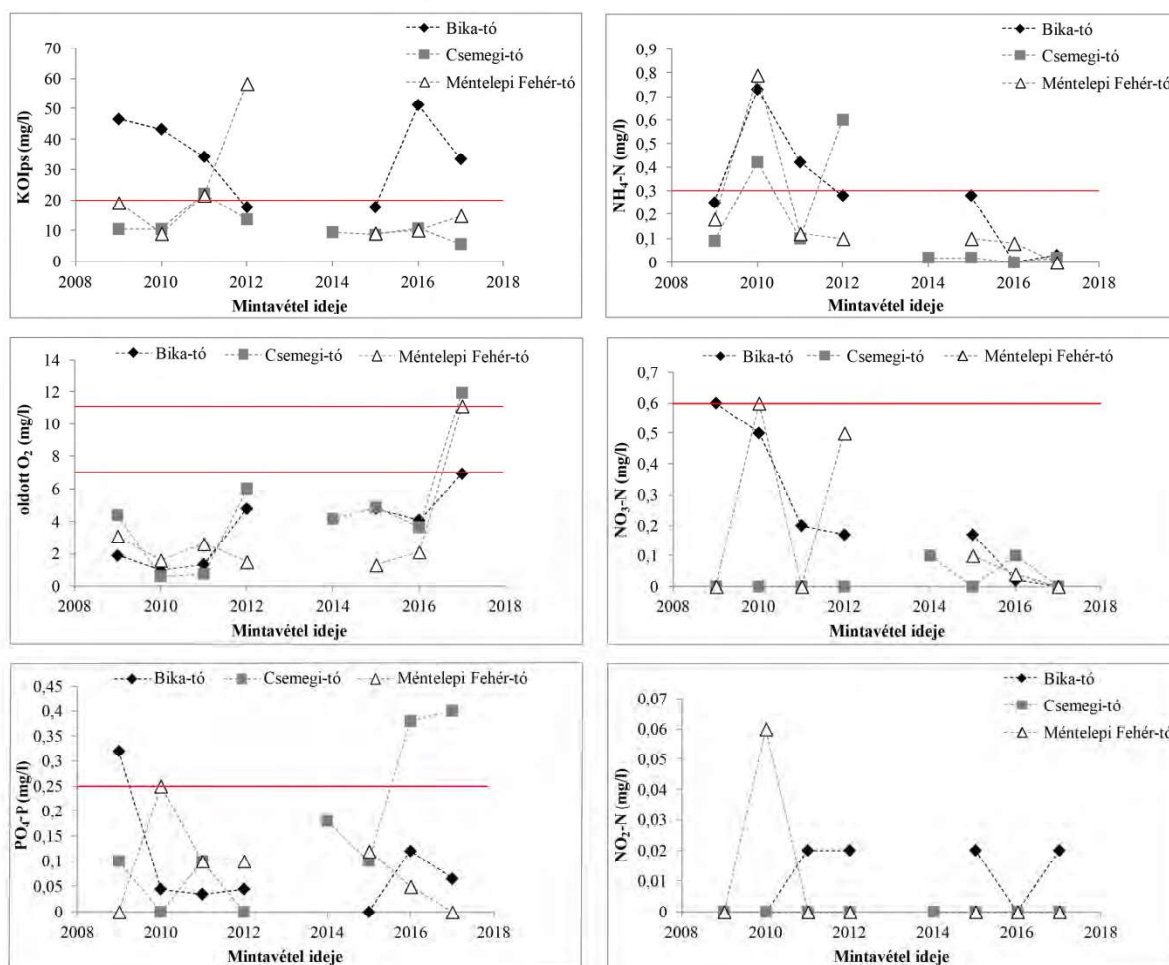
Tápanyagterhelés

A tavak szervesanyag-, P és N-tápanyag háztartását fontos elsősorban meghatározni, amikor a tavak eutrofizációját vizsgáljuk. Az eutrofizációban kulcsszerepet tölt be a foszfor, amely a tavakba kerülve végső soron az üledékekben akkumulálódik és könnyen visszakerülhet a víztérbe anaerob állapot fellépése esetén. A felszíni vizek ökológiai állapotát befolyásoló vízminőségi határértékeket a 10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet 2. és 3. melléklete tartalmazza. A jogszabályban megadott határértékek a 31/2004. (XII.) KvVM rendeletben meghatározott természetes állóvíztípusokra érvényesek. Az általunk vizsgált városi tavak nem tartoznak a rendelet hatálya alá, ezért a 10/2010. (VIII. 18.) VM rendeletben szereplő környezetminőségi határértékeket csak tájékoztató jelleggel szerepeltetjük a 2. ábrán, amelyen a tavak vízminőségének évenkénti állapotfelmérése során mért vízminőségi adatokat mutatjuk be.

A tavak pH-ja időben széles tartományban mozog (7,4 és 9,9-es értékek között), semleges, enyhén lúgos, lúgos pH egyaránt előfordul mindegyik általunk vizsgált tóban. A mért pH értékek egy kivételével a 10/2010. (VIII.) VM rendeletben a felszíni vizekre meghatározott 6,0-9,2 tartományban találhatók. A Bika-tó pH-ja $8,3 \pm 0,6$, a Csemegi-tóban $8,3 \pm 0,7$ a víz kémhatása, míg a Méntelepi Fehér-tóban $8,5 \pm 1,5$. A Méntelepi Fehér-tó vizének 2017-ben mért pH-ja magasabb volt (9,9) a rendeletben szereplő értékeknél, viszont a korábbi években a 7,4 és 9,0 között mozgott. A víz bázikus kémhatása (jellemzően $\text{pH} > 8,3$), a víz CO_3^{2-} , OH^- ionjainak, vagy szerves bázisoknak tudható be. Az anaerob körülmények között lejátszódó biológiai szulfát-redukció is bázikus irányba tolja el a vizek kémhatását (Whitworth et al. 2014). Az oldott oxigén-koncentrációk a tavak nem megfelelő oxigén-ellátottságát jelzik (2. ábra). A 2017-ben mért oldott oxigén értékeket leszámítva a tavakban mért oldott oxigén-koncentrációk nagyon alacsonyak (< 5 mg/l). Az oxigénhiány gátolja az aerob biológiai folyamatokat és a magasabb rendű élőlények életkörülményeit is jelentősen nehezíti (pl. a pisztráng 5 mg/l, míg a ponty 4 mg/l vagy a feletti oxigéntartalmat igényel) (Rácz 2011). A tavak oldott oxigén-koncentrációi általában nagy szezonális ingadozást mutatnak, ugyanis a víz hőmérséklet emelkedésével csökken az oxigén oldhatósága a vízben és ezáltal nyáron jellemzően kisebb a víztér oldott oxigén-koncentrációja. Tovább csökkenti a víztér oxigéntartalmát az aerob mikroorganizmusok oxigén-légzése is, amely nyáron a magasabb hőmérséklet hatására megnövekedett biológiai aktivitás miatt fokozottabb. Ezért az oldott oxigén-koncentráció méréseket érdemes lenne a Vízmű munkatársainak évszakonként megismételni. A nagy szervesanyag-tartalmú vagy nagy sókoncentrációjú tavakban jellemző a kevés oldott oxigén.

A Bika-tóban és a Méntelepi Fehér-tóban mértünk határértéket meghaladó elektromos vezetőképességet (≥ 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$). A Bika-tóban a magas oldott szervesanyag-tartalom okozhatja a jelentős vezetőképességet (2. ábra). A Méntelepi Fehér-tóban szintén adódhat a magas szervesanyag-koncentrációból a víz határértéken felüli vezetőképessége. A permanganátos kémiai oxigénigény (KOIps) értékeket a felszíni vizek minősítésére vonatkozó MSZ 12749 :1993-as szabványban megadott értékekhez viszonyítottuk. A szabványban 20 mg/l-t meghaladó KOIps az erősen szennyezett osztályba sorolja a felszíni vizeket. Így a Bika-tó erősen szennyezett tónak minősül, míg a Méntelepi Fehér-tó a tűrhető és a

szennyezett kategóriák határán (15 mg/l) fekszik (2. ábra). A víztér magas oldott szervesanyag-tartalma eutrofizációra utaló jel. A vizsgált tavak magas szervesanyag-tartalma származhat belső szervesanyag-terhelésből, továbbá külső antropogén forrásból a víztérbe kerülő szerves anyagokból is (szennyezett talajvíz, talajszemcsék, kiülepedő porok). A két sekély tó jelentős részét nád borítja, amely belső szervesanyag-terhelésként jelenik meg bennük, hiszen az elhalt növényi részek lebomlásukat követően beoldódnak a víztérbe hasonlóan a Kis-Balatonban tapasztalt folyamatokhoz (V.-Balogh et al. 1999). Szerves anyagoknál belső terhelésként jelentkeznek az elhalt vízi növények dekompozíciója. A belső terhelésből adódóan a tápanyagok külső forrásainak megszűnése után is sokáig fennmarad a tavak eutróf állapota. Külső eredetű szerves anyag kerülhet a tavakba illegális szennyvíz-bevezetések, illetve a környező területekről és a szálló porokból bemosódó szerves anyag révén. Szeged város csaknem teljes csatornázottságából kifolyólag tisztítatlan szennyvízbevezetésekkel szembe fordított külső tápanyagterhelések vélhetően már nem számottevőek a szegedi tavakban. Azonban a szennyvízcsatornák szivárgásából adódóan és a szennyezett felszín alatti vizek útján továbbra is érheti a tavakat külső eredetű tápanyagterhelés.



2. ábra A Bika-, a Csemegi- és a Méntelepi Fehér-tavak vízminősége 2009 és 2017 között (Redenczki 2017). A piros vonalak jelzik a vízminőségi határértékeket a 10/2010. (VIII. 18.) rendelet alapján. A permanganátos kémiai oxigénigénynél (KOI) a piros vonal a MSZ 12749 :1993-as szabványban megadott erősen szennyezett osztályba sorolás KOI értékét jelöli

Figure 2. The water quality of the Bika, Csemegi and the Méntelepi Fehér Lakes from 2009 to 2017 (Redenczki 2017). The red lines stand for quality guidelines as defined in the decree of 10/2010 (VIII. 18.). For the chemical oxygen demand (abbreviated as KOIps) the red line indicates the threshold for extremely polluted category as defined by the Hungarian standard MSZ 12749:1993

Az N- és P-formák közül az ammónium-nitrogént ($\text{NH}_4\text{-N}$), a nitrit-nitrogént ($\text{NO}_2\text{-N}$), a nitrát-nitrogént ($\text{NO}_3\text{-N}$) és az ortofoszfát-foszfort ($\text{PO}_4\text{-P}$) vizsgáltuk három tó vízterében. Az N-formák közül az $\text{NH}_4\text{-N}$ koncentrációk mutattak 2014 előtt a környezetminőségi határértéket jelentősen meghaladó értékeket ($\geq 0,3$ mg/l) (2. ábra). Az utóbbi években azonban határérték alatti (0,3 mg/L) ammónium-koncentrációt mértünk a vizsgált tavakban, amely javuló vízminőséget feltételez. Az ammónium a szerves nitrogén bomlásterméke, ezért legfőbb forrása a szerves anyag bomlása, továbbá a szennyvíz talajvízbe/tavakba szivárgása. A talajvíz mélysége 2-4 m között ingadozik Szeged belterületén (Fejes 2014). A tavak vélhetően kapcsolatban állnak a talajvízzel. Egy korábbi tanulmány alapján a város csatornázatlan külterületein a talajvízben jelentős az ammónium-terhelés a szikkasztók, emésztőgödörök alkalmazása miatt (Farsang et al. 2017). Habár a víztér oldott N-formái jelentős napszakos és évszakos ingadozást mutathatnak, az évente megismételt vízvizsgálatok alapján a tavakban egy némiképp csökkenő tendencia figyelhető meg a víztér ammónium-koncentrációjában. Szeged csaknem teljes csatornahálózata 2006-ra kiépült, amely valószínűsíti, hogy azóta nem számottevő a tavak közvetlen szennyvíz-terhelése, amely azonban nem zárja ki teljes mértékben a csatornákból a szennyvíz talajba, talajvízbe és azon keresztül a tavakba történő szivárgását.

A $\text{NO}_3\text{-N}$ korábbi években szintén határértéket ($\geq 0,6$ mg/l) megközelítő koncentrációban volt jelen a Bika-tó és a Méntelepi Fehér-tó vízterében, a $\text{NO}_2\text{-N}$ azonban nem számottevő (2. ábra). A nitrát az ammónium mikroorganizmusok általi nitráttá alakításából (nitrifikáció) adódik, másrészt a szennyvízcsatornák szivárgása által is kerülhet nitrát-szennyezés a talajvízbe és ezáltal a városi tavak vízterébe (Farsang et al. 2017). A tavak valamelyest csökkenő $\text{NO}_3\text{-N}$ -terhelése egybeesik a víztér mérséklődő $\text{NH}_4\text{-N}$ koncentrációival, amely jól mutatja a két komponens kapcsolatát. A nitrit- és a nitrát-szennyezés jelentős volt Szeged talajvizében még 2010-2012-ben, ugyanis nagy koncentrációban és nagy térbeli kiterjedésben volt jelen a talajvízben (Fejes 2014). A N-formák leggyakoribb antropogén forrása a szennyvízcsatornák szivárgása, továbbá a nitrogéntartalmú műtrágyák bemosódása művelés alatt álló kertek és parkok talajában. Ez utóbbi a Bika-tóra jelenthet veszélyforrást tekintve, hogy kiskertes városrészben helyezkedik el.

A mért $\text{PO}_4\text{-P}$ koncentrációk is több esetben meghaladják a határértéket (0,25 mg/l) mindhárom tóban. A szegedi talajvízben található magasabb foszfát-koncentrációk a még használatban lévő régi típusú, falazott csatornák közelében, Szeged belvárosi részén jellemzőek (Farsang et al. 2017). A régi, falazott csatornák szivárgása a tavak külvárosi fekvéséből kifolyólag kevésbé számottevő, de nem kizárható szennyezőforrás. Korábbi szennyezések eredménye is lehet a magas foszfáttartalom, amely a tavi üledékekben felhalmozódva, majd onnan kioldódva mint belső terhelés jelenik meg. Az üledékek szerves anyagainak bomlásából is adódhat a víztér magas $\text{PO}_4\text{-P}$ koncentrációja, kiváltképp anaerob állapot fellépése esetén (Prairie et al. 2001).

Toxikus elem-terhelés

A tavak vízháztartásukat tekintve egy többnyire zárt egységet képeznek, ebből kifolyólag a víztérbe kerülő szennyező anyagok hosszú ideig (a lebomlásig/átalakulásig/kiülepedésig) a tavak vízterét terhelik. Ezért fontos a tavakat fokozottan óvni a szennyezésektől. Az illegális szennyvízbevezetések kizárásával, valamint az illegális hulladéklerakások megszüntetésével a legnagyobb szennyezőforrásokat ki lehet zárni. Vannak azonban olyan szennyezőforrások, amelyeket nehéz kizárni. Ezek jellemzően a diffúz jellegű szennyezések, úgy mint a közlekedési/ipari/mezőgazdasági eredetű por/légszennyezés, valamint a szennyezett talaj/talajvíz.

1. táblázat A Sancer-, Búvár- és Bika-tavak üledékeiben mért fémkoncentrációk
 Table 1. Metal concentrations in the sediments of the Sancer, Búvár and Bika Lakes

	Cu (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Ni (mg/kg)
Sancer 1. (0–10 cm)*	10,0	<0,1	26,2	17,7	14,1
Sancer 2. (0–10 cm)*	17,1	<0,1	42,6	22,7	29,1
Sancer 3. (0–10 cm)*	23,9	<0,1	45,9	25,0	25,0
Kis-Sancer 4. (0–10 cm)	33,8	0,3	79,1	21,8	37,2
Kis-Sancer 4. (50–60 cm)	12,2	<0,1	37,3	11,6	25,3
Búvár 1. (0–10cm)*	27,0	0,1	62,0	31,0	19,0
Búvár 2. (0–10cm)*	49,2	0,2	162,4	44,4	19,9
Búvár 3. (0–10cm)*	58,6	0,2	149,9	70,3	37,0
Bika 1. (0–10 cm)	25,4	0,1	56,8	12,5	37,6
Bika 1. (50–60 cm)	26,0	<0,1	59,4	12,0	44,7
Feldúsulási faktor/Sancer-tó (fémkonc. _{0-10cm} /fémkonc. _{50-60cm})	2,8	>3	2,1	1,9	1,5
Feldúsulási faktor/Bika-tó (fémkonc. _{0-10cm} /fémkonc. _{50-60cm})	1,0	>1	1,0	1,0	0,8
B szennyezettségi határérték**	75	1	200	100	40
Átlagos geokémiai háttérkoncentráció***	25	0,65	95	21	22

kha=kimutatási határ alatt (Cd kimutatási határa: 0,1 mg/kg)

* (Kurucz 2008)

** A 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben megadott a földtani közegre vonatkozó szennyezettségi határértékek (B érték)

*** A Magyarországra vonatkozó átlagos geokémiai háttérkoncentrációs értékek (Ódor et al. 1997)

A nagyrészt közlekedési eredetű szennyezés városi tavakra gyakorolt hatását a Búvár-tavon, a Bika-tavon és a Sancer-tavakon vizsgáltuk. A sancer-tavi, búvár-tavi és bika-tavi iszapmintákban mért Pb-, Cu-, Zn-, Ni- és Cd-koncentrációkat a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben megadott a földtani közegre vonatkozó szennyezettségi határértékhez (B érték) viszonyítottuk (1. táblázat). A Pb-, Cu-, Zn-, Ni- és Cd- koncentrációk közül egy mintában sem haladták meg a vizsgált fémek a rendeletben megadott szennyezettségi határértékeket. A Búvár-tóban mértük a legmagasabb fémkoncentrációs értékeket, a sancer- és a bika-tavi üledékek kevésbé terheltek toxikus fémek által. A tavak fémterheltsége összességében nem jelentős, habár a Cd-ot leszámítva a többi fém esetében tetten érhető a magyarországi geokémiai háttérhez viszonyított kisebb mértékű dúsulásuk (Ódor et al. 1997).

A kis-sancer-tavi tóközepi és a búvár-tavi üledékekben nagyobb Zn, Pb, Cu, Cd értékeket mértünk, mint a Bika-tó üledékeiben (1. táblázat). A Zn, Cu, Pb és Cd jellemzően közlekedési eredetű fémek, melyek nagyobb mértékben dúsulnak fel a szálló és kiülepedő porokban többnyire a forgalmas utak mentén, mint például a Ni. Korábban megállapították, hogy a közlekedésből származó nehézfém-szennyezés a forgalmas utak mentén, azok 50-100 m-es körzetében figyelhető meg leginkább (Árkosi és Buna 1990). A Sancer-tó a kereskedelmi övezet és a belső lakónegyed határán helyezkedik el, egy nagy forgalmú úthoz közel (~60 m). A Búvár-tó a város kereskedelmi- lakótelepi részén található, szintén közel egy fő közlekedési útvonalhoz (~100 m), míg a Bika-tó a város kiskertes-kertvárosias lakónegyedében található, távol a forgalmas utaktól (≥600 m). A közlekedési eredetű szennyezés hatását a szegedi zöldterületek feltalajában is kimutatták, ugyanis a forgalmas közlekedési csomópontok közelében elhelyezkedő parkokban, játszótéren mérték a legmagasabb nehézfém-koncentrációkat a feltalajban (Mezősi et al. 1999). Továbbá megállapítható, hogy a bika-tavi üledékekben nincs számottevő különbség az üledékek mélyebb rétegeiben mért fémkoncentrációk és a felszíni üledékekben mért értékek között (feldúsulási faktorok

(fémkonc._{0-10cm}/fémkonc._{50-60cm}): ~1). Ezzel szemben a kis-sancer-tavi üledékekben a fémek feldúsulási faktorai 1,5 és >3 között mozognak az üledékek felső 10 cm-ében az 50-60 cm-es üledékrétegekhez képest. A fémfeldúsulás származhat egyrészt a fent említett közlekedési eredetű szálló és ülepedő porokból, másrészt a tóba bevezetett esővízelvezető csatorna is jelentős mennyiségű fémszennyezővel terhelheti a tavat. Korábbi eredmények szerint a városi tavaknak jelentős pormegkötő-képességük van (Zhu és Zeng 2018), amely pozitív hatást gyakorol a városi levegő minőségére. Ez különösen igaz az alföldi városokra, ahol jelentős pormennyiség terheli a levegőt. Egy korábban készült tanulmányban összehasonlították Szeged és Freiburg levegőminőségét és kimutatták, hogy a szegedi levegő PM₁₀-es értékei (10 µm alatti szemcseméret-tartományban található szállópor-koncentráció) 2-5-ször nagyobb értékeket mutatnak a freiburgi levegőhöz képest (Makra et al. 2010). Egy másik tanulmányban a levegőből kiülepedő porok fémtartalmát vizsgálták falevelek mintázásával Szeged területén (Csányi 2017). A tanulmány megállapította, hogy a belvárosi forgalom idézi elő a szegedi levegő porterheltségének jelentős részét. A faleveleken megkötött pormintákban mért nehézfém-koncentrációk egyes fémek (Zn, Cd, Cu) esetében magas értékeket mutattak: 199,8±45,9 mg/kg Zn, 0,58±0,15 mg/kg Cd, 29,6±5,6 mg/kg Pb, 22,2±6,5 mg/kg Ni, 102,4±48,6 mg/kg Cu. Ezek mind alátámasztják a feltételezést, mely szerint a forgalmas utak közelében fekvő tavakra nem elhanyagolható hatást gyakorol a közlekedési eredetű légszennyezés.

Emellett talajvízzel is kerülhetnek nehézfémek a vizsgált szegedi tavakba. A Szeged város alatt fekvő talajvíz toxikus fémek általi szennyezettsége nem elhanyagolható mértékű és annak jelentős része a talajból származik, illetve a talajon keresztül szivárog be a felszín alatti vizekbe (Fejes 2014). Az egyes fémek eltérő térbeli eloszlást mutatnak a város talajvizében. A talajvízben leginkább a közlekedési eredetű cink (Zn), ólom (Pb) és réz (Cu) mutatnak kiugróan magas koncentrációs értékeket nagyobb kiterjedésben.

Összegzés

A Szeged város belterületén fekvő tavak közül négyet (egy természetes eredetű vízjárta helyet, egy kubikgödrot és két bányatavat) vizsgáltunk víz- és iszapmintákból nyert fizikokémiai paraméterek alapján. A víztérből nyert szervesanyag- és N-P-tápanyag-koncentrációk alapján megállapítható, hogy a szegedi tavakat magas KOI_{ps} (szervesanyag-koncentráció) jellemzi, továbbá az N- és P-tápanyag-terheltségük is számottevő. Annak ellenére, hogy csak óvatos következtetéseket vonhatunk le az évente egyszer mért adatsorból, a tavak az elmúlt években némileg csökkenő N-terheltsége figyelhető meg, amely adódhat a közvetlen szennyvíz-szennyezés kizárásából. Az oldott foszfát esetében a korábbi szennyezések üledékekben történt felhalmozódása jelentheti a továbbra is fennálló magasabb foszfát-koncentrációs értékeket egyes tavak vízterében. Az összességében nem megfelelő vízminőség a rendelkezésünkre álló adatok alapján is tetten érhető. Általános jellemzője a szegedi tavak többségének, hogy nem rendelkeznek jelentős vízutánpótlással, jellemzően csak a csapadékvíz és a talajvíz pótolja a tavakból elpárolgó vizet. Ráadásul a klíma előrejelzett további szárazodása következtében a tavak csapadékból történő vízutánpótlása várhatóan csökkenni fog. Ezáltal a tavak vize betöményedik. A nád térnyerése is hozzájárulhat a tavak eutrofizációjához, mert többlet szervesanyag-forrást szolgáltat a víztérbe. Ezáltal a tavak feliszapolódása jelentős. A tavak időről időre iszapkotráásra szorulóknak a szélesebb körű hasznosítás érdekében. A vizsgált tavak üledékeit nem terheli jelentős mértékű nehézfém. A felszíni üledékekben azonban kisebb mértékű fémdúsulás figyelhető meg a mélyebb rétegekhez viszonyítva a forgalmas utakhoz közel fekvő tavakban. Ez jól mutatja a területhasználatból adódó különbségeket a tavak szennyezettségét illetően egy viszonylag kis kiterjedésű mintaterületen (~10,5 km²).

Köszönetnyilvánítás

Szeretnénk megköszönni a Szegedi Vízmű Zrt.-nek, hogy vízminőségi adatokat szolgáltatott a jelen tanulmányhoz, továbbá, hogy engedélyezték az üledékmintavételeket. A tanulmány az EFOP-3.6.1-16-2016-00008 (Intelligens élettudományi technológiák, módszertanok, alkalmazások fejlesztése és innovatív folyamatok, szolgáltatások kialakítása a szegedi tudásbázisra építve) és az EFOP-3.6.2-16-2017-00010 (Fenntartható nyersanyag-gazdálkodás tematikus hálózat fejlesztése – RING 2017) számú pályázatok támogatásából valósult meg.

Irodalom

- Árkosi I., Buna B. 1990: A közlekedésből származó nehézfémek (ólom) talaj- és növényzennyező hatásának vizsgálata. *Környezetgazdálkodási Kutatások* 3: 27–61.
- Birch, S., McCaskie, J. 1999: Shallow urban lakes: a challenge for lake management. *Hydrobiologia* 395/396: 365–377.
- Csányi K. T. 2017: Szeged város szennyezettsége - ülepedő porok nehézfém-tartalmának és mágneses szuszeptibilitásának vizsgálata falevelek segítségével. Publikálatlan OTDK dolgozat. Szegedi Tudományegyetem, Szeged. p. 71.
- Farsang, A., Fejes I., M. Tóth T. 2017: Integrated evaluation of urban groundwater hydrogeochemistry in context of fractal behaviour of groundwater level fluctuations. *Hydrological Sciences Journal* 62: 1216–1229.
- Fejes I. 2014: A talaj- és talajvízrendszer komplex környezeti szempontú értékelése városi területen, Szeged példáján. Doktori disszertáció, Szegedi Tudományegyetem, Szeged. p. 142.
- Kaszab I. 1987: Építéstani összefüggések Szeged és környéke felszínközeli üledékeiben. MÁFI, Budapest. p. 112.
- Kurucz B. 2008: Szeged környéki tavak környezeti állapotfelmérése - Esettanulmány a Sancer-tavak, a Búvár-tó és a Vér-tó példáján. Publikálatlan diplomamunka. Szegedi Tudományegyetem, Szeged. p. 49
- Makra, L., Mayer, H., Mika, J., Sánta, T., Holst, J. 2010: Variations of traffic related air pollution on different time scales in Szeged, Hungary and Freiburg, Germany. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 35: 85–94.
- Mahler, B.J., Van Metre, P.C., Callender, E. 2006: Trends in metals in urban and reference lake sediments across the united states, 1970 to 2001. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25(7): 1698–1709.
- Mezősi G., Mucci L., Farsang A. 1999: A városökológia szerepe a területi tervezésben Szeged példáján. *Alföldi Tanulmányok* 17: 74–93.
- Naselli-Flores, L. 2008: Urban Lakes: Ecosystems at Risk, Worthy of the Best Care. Proceedings of Taal 2007. The 12th World Lake Conference, Jaipur (India), International Lake Environment Committee Foundation (ILEC). pp. 1333–1337.
- Ódor, L., Horváth, I., Fügedi, U. 1997: Low-density geochemical mapping in Hungary. *Journal of Geochemical Exploration* 60: 55–66.
- Prairie, Y.T., De Montigny, C., Del Giorgio, P.A. 2001: Anaerobic phosphorus release from sediments: a paradigm revisited. *SIL Proceedings* 27: 4013–4020.
- Puskás I., Farsang A. 2007: A városi talajok osztályozása, az antropogén hatás indikátorainak elkülönítése Szeged talajtípusainak példáján. *Tájökológiai Lapok* 5: 371–379.
- Puskás I., Prazsák I., Farsang A., Maróy P. 2008: Antropogén hatásra módosult fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságok értékelése Szeged és környéke talajaiban. *Agrokémia és Talajtan* 57: 261–280.
- Rác I.-né 2011. *Víz-kémia II. Digital Textbook Library honlapja*. [https://www.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop412A/2010-0019_Vizkemia_II/index.html]
- Redenczki F. 2017: Szeged belterületi tavainak vizsgálata és állapotértékelése. Publikálatlan szakdolgozat. Szegedi Tudományegyetem, Szeged. p. 56
- V.-Balogh K., Présing M., Koncz E., Vörös L. 1999: Huminanyagok képződése nád (*Phragmites australis*) aerob és anaerob dekompozíciója során. *Hidrológiai Közöny* 79: 341–342.

- Szilágyi, F., Somlyódy, L. 1991: Potential impacts of climatic changes on water quality in lakes. Proceedings of the 20th General Assembly of the International Union of Geodesy and Geophysics, Vienna (Austria), IAHS 206: 79–88.
- Whitworth, K.L., Silvester, E., Baldwin, D.S. 2014: Alkalinity capture during microbial sulfate reduction and implications for the acidification of inland aquatic ecosystems. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 130: 113–125.
- Zhu, C., Zeng, Y. 2018: Effects of urban lake wetlands on the spatial and temporal distribution of air PM10 and PM2.5 in the spring in Wuhan. *Urban Forestry and Urban Greening* 31: 142–156.
- 10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet a felszíni víz vízszennyezettségi határértékeiről és azok alkalmazásának szabályairól
- 31/2004. (XII. 30.) KvVM rendelet a felszíni vizek megfigyelésének és állapotértékelésének egyes szabályairól
- 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet a földtani közeg és a felszín alatti víz szennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről
- MSZ 12749:1993 Felszíni vizek minősége, minőségi jellemzők és minősítés

ASSESSING THE ENVIRONMENTAL STATUS OF URBAN LAKES IN SZEGED, SE HUNGARY

I. BABCSÁNYI¹, D. BODOR², GY. SIPOS¹, A. FARSANG¹

¹University of Szeged, Department of Physical Geography and Geoinformatics
H–6722 Szeged, Egyetem str. 2–6. email: babcsani@geo.u-szeged.hu, ³gysipos@geo.u-szeged.hu,
farsang@geo.u-szeged.hu

²Szegedi Vízmű Zrt.
H–6720 Szeged, Tisza Lajos blvd. 88. email: bodor@szegedivizmu.hu,

Keywords: eutrophication, heavy metal, sediment, water quality, nutrient, contamination

The city of Szeged (SE Hungary) has 15 smaller urban lakes/wetlands. Some are of natural origin (natural wetland), while others were excavated to obtain either levee construction materials or clay for brick manufacturing. We examined the environmental status of five lakes: one natural wetland (Bika Lake), two shallow lakes (< 3 m deep) (Méntelepi Fehér Lake, Búvár Lake), and two deeper ones (>10 m deep) (Csemegi Lake, Sancer Lake). The dissolved oxygen, the chemical oxygen demand (accounting for the dissolved organic matter), dissolved nitrogen forms (nitrate, nitrite, and ammonium), and orthophosphate concentrations were measured in the lakes on an annual basis (from 2009 to 2017). Additionally, sediment cores were taken from three lakes to investigate their heavy metal contamination. The examined lakes bear significant dissolved organic matter, N- and P-nutrient loads. Overall, a somewhat decreasing tendency can be noticed in the ammonium and nitrate loads of the lake water, probably attributable to the reduction/exclusion of direct wastewater dumping into the lakes. Although the sewer system was built throughout the city by 2006, the leaking of sewer drains and pipes and the slowly regenerating contaminated groundwater can still pollute the lakes. A high amount of dissolved orthophosphate concentration lingers in some lakes, likely due to the P previously accumulated in the sediments that can be released into the water column by organic matter decay, in particular upon anoxic conditions. A slight enrichment of traffic-related metals (Cu, Zn, Pb) can be noticed in the surface sediments of lakes that are closest to roads with heavy traffic, but none of the analyzed metals reached the threshold values set by Hungarian standards. Overall, the urban lakes that were studied display a eutrophic nature that can be explained by both allochthonous (from external sources) and autochthonous (inner recycling of nutrients) nutrient loads and the lack of their water renewal.

A TERÜLETHASZNÁLAT VÁLTOZÁSA A RÁKOS-PATAK VÍZGYŰJTŐJÉN 1990-TŐL

SAEIDI Sahar^{1,2}, GRÓSZ János¹, SEBŐK András^{1*}, DEGANUTTI DE BARROS Vinicius¹,
WALTNER István¹

¹Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Környezettudományi Intézet
2100 Gödöllő, Páter k. u. 1.

*levelező szerző, e-mail: sebok.andras@mkk.szie.hu

Kulcsszavak: tájhasználat, ipar, agglomeráció, mezőgazdaság, CORINE

Összefoglalás: A tanulmány célja a Rákos-patak vízgyűjtő területén bekövetkező változások nyomon követése az 1990–2018-as időszak között. Ehhez a CORINE rendszerén alapuló, 5 időpontból származó adatbázisok képezték az alapot, melyek segítségével kategóriákra lehetett osztani a terület tájhasználati besorolását. A vízgyűjtő területet két részre osztva (a fővárosi szakasz, mint Alsó-Rákos, és az agglomeráció érintette Felső-Rákos), kimutatható, hogy a fővárosi szakaszon nem történt érdemi változás a vizsgált 28 éves időszakban, de a Felső-Rákos jellemezte szakaszon részben erősödő városi hatás, részben pedig átalakuló mezőgazdasági tájhasználat tapasztalható. Összességében a területet célzó programok főleg az infrastruktúra kiépülésében érhetőek tetten, a vizes élőhelyek erősödését a következő évek felmérései mutathatják meg.

Bevezetés

A tájhasználat, mint fogalom, nem újkeletű (Deák et al. 2008, Saláta et al. 2009). A civilizációk megjelenése óta az emberiség aktívan használja, alakítja a környezetét, arra jelentős hatással van (Barczy és Centeri 1999, Centeri et al. 2012). A városok megjelenése rendszerint vízhez kötött, tradicionálisan valamilyen víz (folyó, tó, forrás) közelében alakultak ki. Ezek a területek idővel terjeszkedtek (Demény et al. 2016), magába foglaltak teljes vízgyűjtő területeket, alapvetően befolyásolva a kis vízfolyások viselkedését. Jelen tanulmányunkban a Rákos-patak, mint antropogén hatásoknak fokozott mértékben kitett kis vízfolyással foglalkozunk (Komárominé és Bardóczyné 2006).

Maga a táj- (vagy terület-) használat kifejezés az adott területek felhasználási módjait jelöli. Több részegységre tagolódhatnak, melyek számos alkategóriát jelölhetnek. Sokféle felosztása lehet, például az OTÉK kormányrendeletben meghatározott [253/1997 (XII.20.)] nagy kategóriák a beépítésre szánt területet öt részegységre osztják (lakó, vegyes, gazdasági, üdülő, különleges), míg ezzel szemben a CORINE adatbázis szerinti beosztás a felszínborítási kategóriákat tekinti alapegységnek, és legalább 44 kategóriával számol (http3). További nehézség, hogy a magyarországi Központi Statisztikai Hivatal mind az EUROSTAT, mind a CORINE adatbázisától eltérő rendszert használ, így nehézkes az összehasonlítás, bizonyos mértékű konverzió nem kerülhető el (Szilassi 2013).

A patak földrajzi adottságait tekintve 44 km hosszúsággal, ehhez 187 km² vízgyűjtő területtel rendelkezik. A patak hosszának mintegy felében, 22 km-en át a főváros területén halad (Rosivall 2002). Történelmi távlatokból a patak áradásai komoly károkat okoztak a területen, így korán, a XVIII. században megkezdődtek az első szabályozási munkák, melyek kisebb-nagyobb megszakításokkal, de napjainkig is tartanak – emiatt ökológiai szempontból a patak lehatárolódott a környezetétől (http1).

Mint arra Báthoryné (2005) rámutatott, évtizedek óta fennáll az agglomeráció terhelte kis vízfolyások problémája, mely elsősorban ökológiai jellegű, és kiemelt tájvédelmi figyelmet érdemel. A szerző által is hivatkozott Rákos-patak revitalizációs program épp emiatt kiemelendő, hiszen az 1993-as tervezési fázistól kezdve (Gál és Szaszovszky 1997) a megvalósításán át komoly viták színtere lett a tervezet, mely egyúttal mintaként is

szolgálhatott a többi terv számára. Kifogásolták, hogy a klasszikus tájvédelmi szempontok nem, vagy csak alig jelentek meg a tervezés során, az elsősorban a hidraulikai és hidrológiai tulajdonságokra koncentrálnak, míg a monitoring rendszer teljes egészében hiányzik belőle – Báthoryné megfogalmazása szerint.

A Rákos-patak mentén két lépés található (az első a hatvani vasútvonal és a patak találkozásánál, a második a Csékút utca melletti töltés környéke). Ezek állatvilága (például a hegyi billegető megjelenése) és növényvilága (a kevés helyen megtalálható serevényfűz) Budapest területén egyedülálló. Mindez annak ellenére kijelenthető, hogy a patak a fővárosi szakaszon épített mederbe van terelve, a szabályozások miatt, mely rontja az ökológiai állapotát és felszabdálja a hajdan egybefüggő élőhelyet (Bajor 2004).

Az 1990-es évek után a patakba ömlő szennyvizek mennyisége csökkent, mára gyakorlatilag az illegális rákötéseket leszámítva nincs befolyó tisztátalan szennyvíz. Ez kiemelten jó hatással volt a patak élővilágára és a patak környezetében folytatott mezőgazdálkodásra (Rosivall 2002).

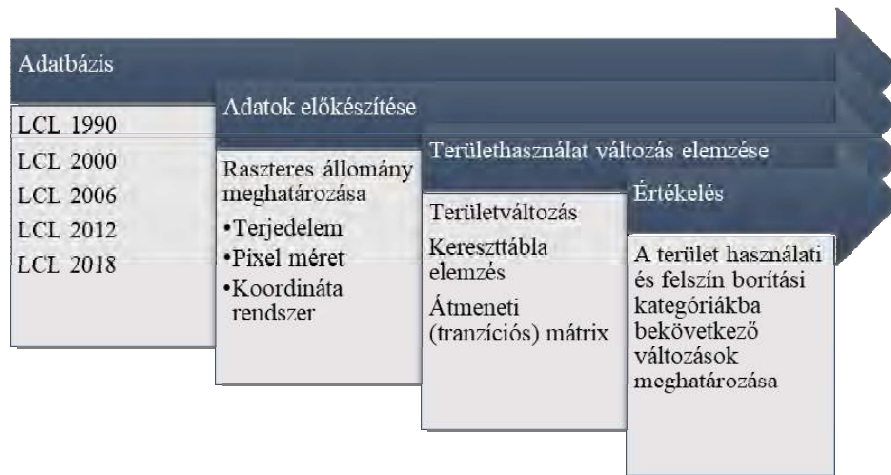
Nem mehetünk el szó nélkül a Fővárosi Önkormányzat által jegyzett, 2017-es (http2) tanulmány mellett, mely a Rákos-patak újabb revitalizációját tűzte ki céljául. Ezt megelőzően az 1993-as tervet követően helyi jellegű (például a torkolatot vagy a zuglói térséget érintő) terveket hoztak már nyilvánosságra, de ez az újabb, átfogó rendezést célzó tervezet részben tartalmazza, részben megújítja azokat. Fontos változás az 1993-as tervezethez képest, hogy a terület ökológia, zöldfelületi hasznosítása, természetközeli állapotának visszaállítására tett lépései kiemelt, központi figyelmet kapnak (ahogy a kerékpárút kiépítése is, mely a terv szerves része és az elmúlt években részben már meg is valósult). Így külön fejezet foglalkozik a vízrendezéssel, az infrastrukturális fejlesztésekkel, valamint a funkcióbővítés és a zöldfelületek kialakítása témakörökkel. Érdemes kiemelni, hogy a környezettel, talajvízzel való kapcsolat megteremtésére ahol lehetséges, a tervezet előirányozza a burkolatok átalakítását, mely visszaállítja a vízháztartási szempontból természetes állapotot, megtörve az évszázados burkolási gyakorlatot.

Anyag és módszer

A CORINE (Coordination of Information on the Environment) Land Cover (CLC) egy adatbázisrendszer és annak nomenkatúrája. Magát a rendszert 1985-ben az Európai Unióban indították azzal a céllal, hogy egységesített adatgyűjtést tegyenek lehetővé, egységes és körülhatárolt területkategóriákkal. A rendszer a felszínborítással foglalkozik, azt 44 kategóriába és 5 csoportba sorolja (http4). A CORINE rendszer fő kategóriái:

- mesterséges felszínek,
- mezőgazdasági területek,
- erdők és természetközeli területek,
- vizenyős területek,
- vizek.

A műholdak felvételei alapján osztályozott felszínborítási kategóriák 1:100.000 méretarány szerint készültek, röviden CLC100 (a CLC50 az 1:50.000 méretarányt jelöli). Munkánk során ezeket a térképeket használtuk fel az 1990–2018-as időszak alatt eltelt változásokat reprezentálva (az alábbi 5 évből származó adatokat vetettük össze: 1990, 2000, 2006, 2012, 2018). A térképekhez QGIS szoftvert használtuk (verziószám: 3.4), a koordináták és méretarányok egyeztetése után az elemzés a „crosstab” modullal történt, mellyel meghatároztuk a vizsgált időszak alatt a területhasználatban bekövetkezett változásokat (1. ábra).



1. ábra A Rákos-patak területhasználatához használt elemzési módszer a CORINE adatbázis kategóriái alapján
 Figure 1. Land use categories and methods for data analysis to Rákos Stream catchment, based on the CORINE database categories

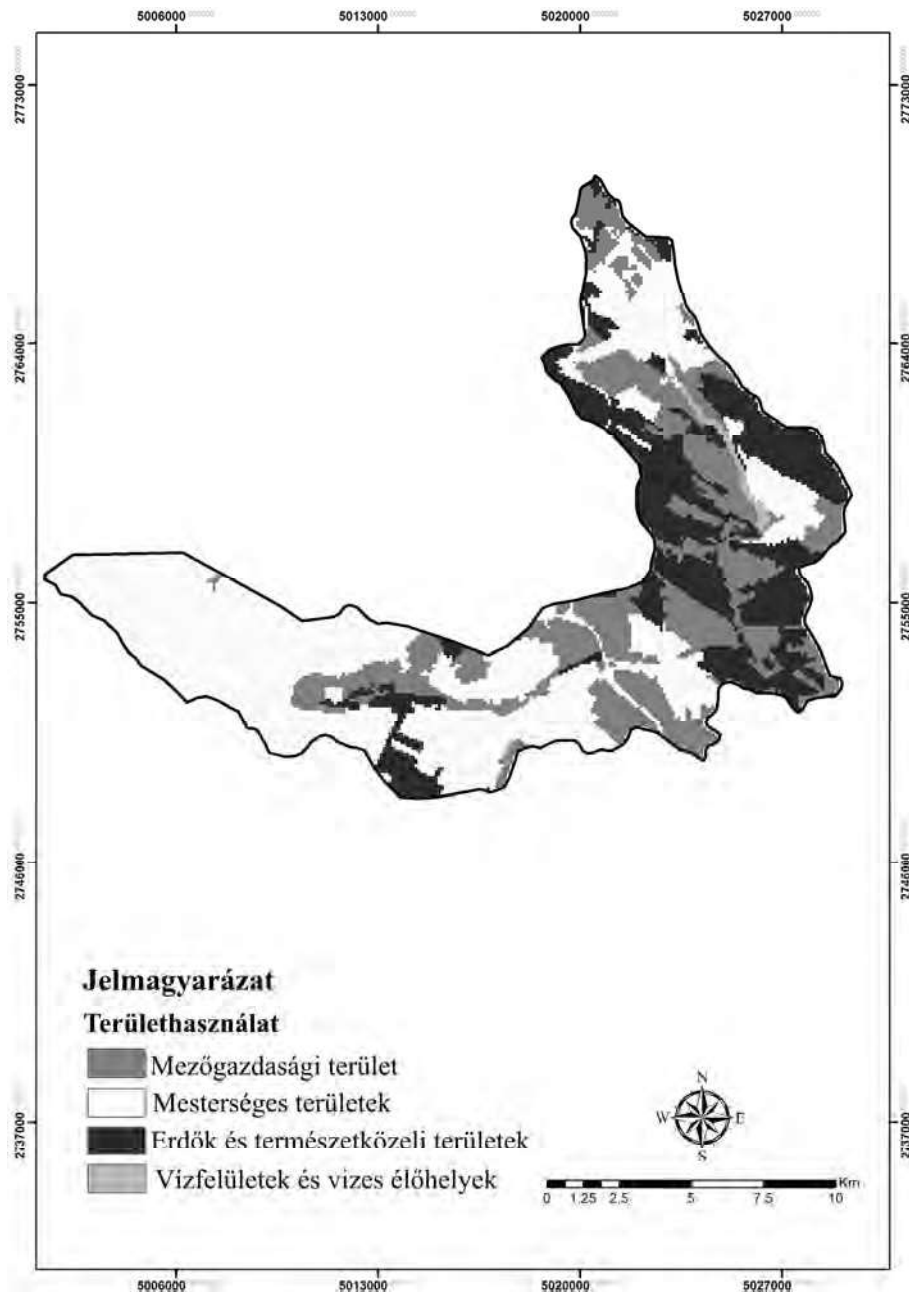
Az 1. ábrán látható folyamat az adatelemzéstől az értékelésig mutatja be a területhasználati kategóriák feldolgozását. Az 5 adatbázis (LCL 1990–2018) egységes formátumba való hozása, raszteres előkészítése (mely magába foglalja a megfelelő méretek és elhelyezkedések meghatározását) majd az elemzések elkészítése képezte a folyamat logikai gerincét. Amint a területhasználati térképek és az adatbázisok rendelkezésre álltak, összehasonlító elemzésnek vetettük alá azokat.

A folyamatban fontos volt a Felső- és az Alsó-Rákos elkülönítése, illetve a teljes terület együttes vizsgálata. Erre azért volt szükség, mert a patak vízgyűjtő területének közel fele (Alsó-Rákos területe) Budapest közigazgatási területén belülre esik, a városi hatás nagyon erős, a bekövetkező változás arányaiban jóval kisebb, mint a Felső-Rákos, alapvetően mezőgazdasági borítottságú területén történt területhasználati változások. Ezt a vizsgálat során célszerűnek találtuk elkülöníteni, és az eredmények figyelembevétele igazolni látszik, hogy ilyen típusú területen fontos a különbségtétel.

A területre elkészült továbbá a meteorológiai adatokon alapuló elemzés is, amihez az 1961 óta rendelkezésre álló idősorokat havi átlagolásban használtuk fel, kiküszöbölendő az éves ingadozásokat. Ennek segítségével megállapítható, hogy a terület mennyire felel meg a regionális klimatikus viszonyoknak.

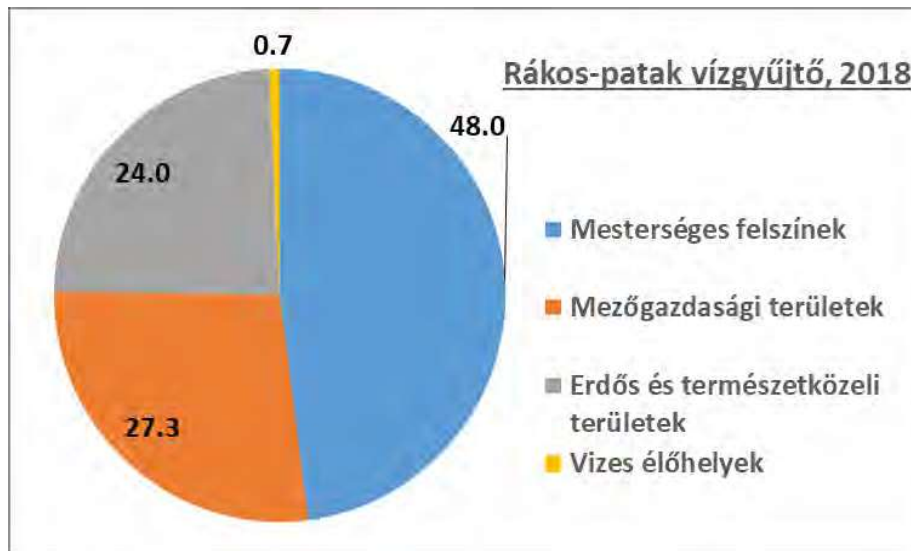
Eredmények és megvitatásuk

A CORINE adatbázis alapján elkészültek a felszínborítási térképek is. A Rákos-patak vízgyűjtő területét a területhasználati eloszlással az alábbi, 2. ábra tartalmazza.



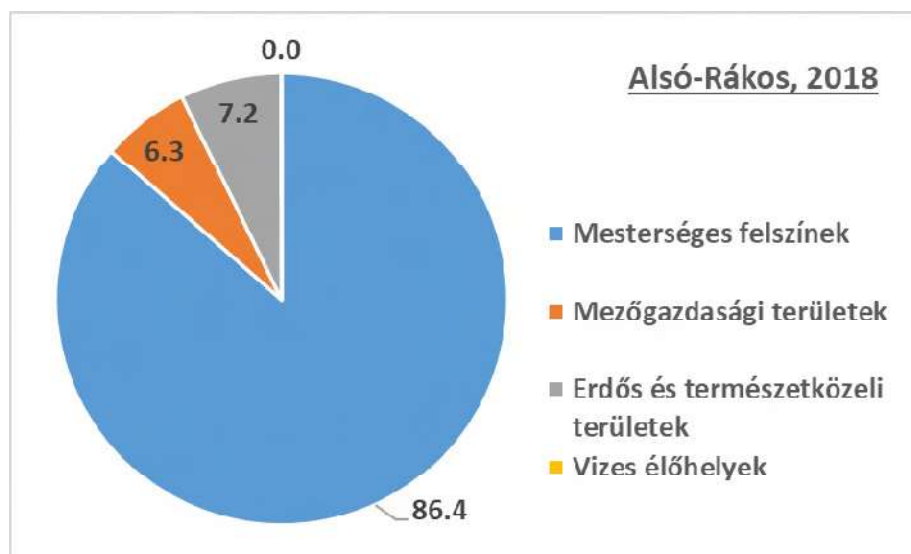
2. ábra A Rákospatak területhasználati térképe a CORINE adatbázis kategóriái alapján
 Figure 2. Land use map of the Rákospatak Stream, based on the CORINE database categories

A térkép alapján is egyértelműen látható, hogy indokolt a patak vízgyűjtő területe alsó és a felső szakaszának külön értékelése. A torkolathoz közelebb eső területeken a városi, épített környezet dominál, minimális mezőgazdasági tevékenységgel. A városhatáron kívül eső, forráshoz közeli területeken viszont a mezőgazdasági, elsősorban erdős területek dominálnak. Érdeemes a három nagyobb foltot megfigyelni Budapest közigazgatási határán kívül, melyek a forrástól számítva a következő városokat jelölik: Gödöllő, Isaszeg, Pécel. A városközpontokon kívül azonban a mezőgazdaságnak nagyon jelentős szerepe van, ami összesítésben jól látható a 3. ábrán.



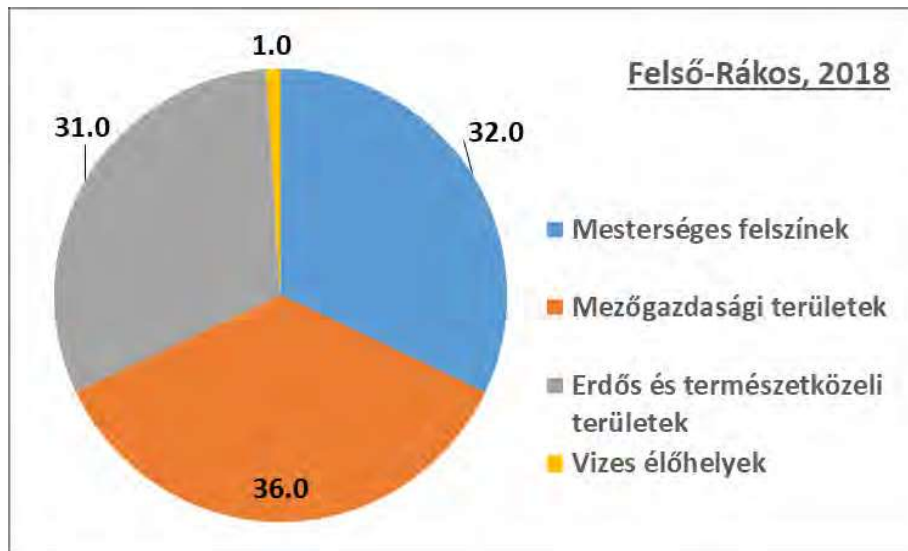
3. ábra A Rákos-patak területére vonatkozó CORINE besorolások megoszlása
 Figure 3. Land use distribution of the Rákos Stream catchment, based on the CORINE categories

Ha a teljes összehasonlítást nézzük, jól látható a közel 50%-os mesterséges felszínborítás. Ezt követik az erdők és az öntözött mezőgazdasági területek, illetve az egyéb mezőgazdasági területek. Az 4. és 5. ábrákon viszont a felső és alsó szakasz szétbontásával árnyaltabb képet kapunk.



4. ábra Az Alsó-Rákos területére vonatkozó CORINE besorolások megoszlása
 Figure 4. Land use distribution of the Lower Rákos Stream catchment, based on the CORINE categories

Mint azt a módszertan elején leszögeztük, érdemes az Alsó és Felső-Rákos területét külön kezelni. Jól megfigyelhető, hogy az 4. ábrán jelzett, mesterséges felszín 86%-nál nagyobb mennyiségű, ami a városi hatásnak köszönhető. Említésre méltó még a közel 6%-nyi mezőgazdasági terület, amit vélhetően parkok vagy park jellegű létesítmények adnak, a többi kategória pedig alig vagy egyáltalán nem jelenik meg, ami az erős városi hatás miatt nem meglepő eredmény.

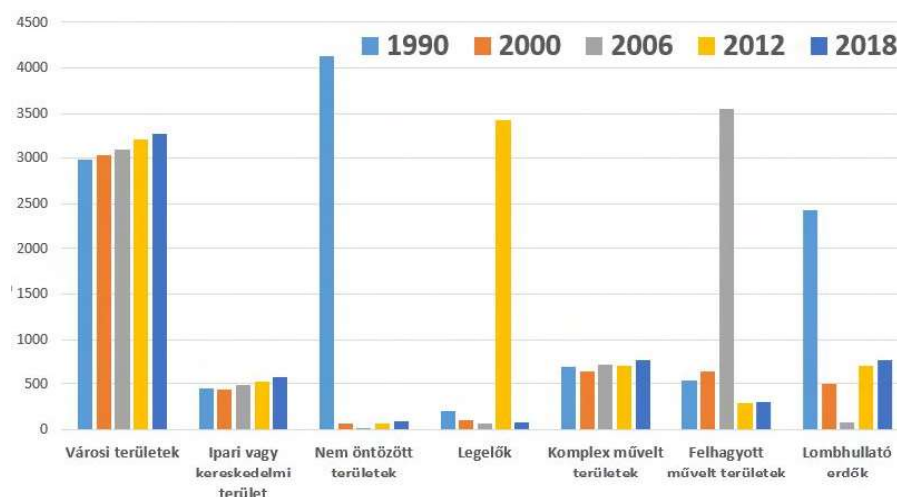


5. ábra A Felső-Rákos területére vonatkozó CORINE besorolások megoszlása

Figure 5. Land use distribution of the Upper Rákos Stream catchment, based on the CORINE categories

A 5. ábrán megfigyelhető, hogy míg az Alsó-Rákos területe, mely főleg a budapesti szakaszt foglalja magába, 86%-ban mesterséges, addig a Felső-Rákos területe csak 32%-ban városi jellegű mesterséges borítás, nagyrészt (több mint 35%-ban) mezőgazdasági terület. Szembeötlő a 31%-ot kitevő erdős terület, míg a vizes területek borítása a maguk 0.6%-val meglepően alacsonynak mondhatóak.

Ebben az elemzésben is feltűnő, hogy bár három várost is magába foglal a terület, a felszínborítottságnak harmadát sem éri el a mesterséges felszín, míg a fővárosi szakaszon ez az arány 85% felett van. A főváros, illetve a főváros közelsége alapvetően határozza meg a patak vízgyűjtő területének hasznosítását. Ahhoz, hogy ezt a változást folyamatában is elemezni lehessen, szükséges volt a kiválasztott 5 időpont összehasonlítása, amihez elemezni kellett a felvételezések eredményeit (7–8. ábrák) és különbségeiket.

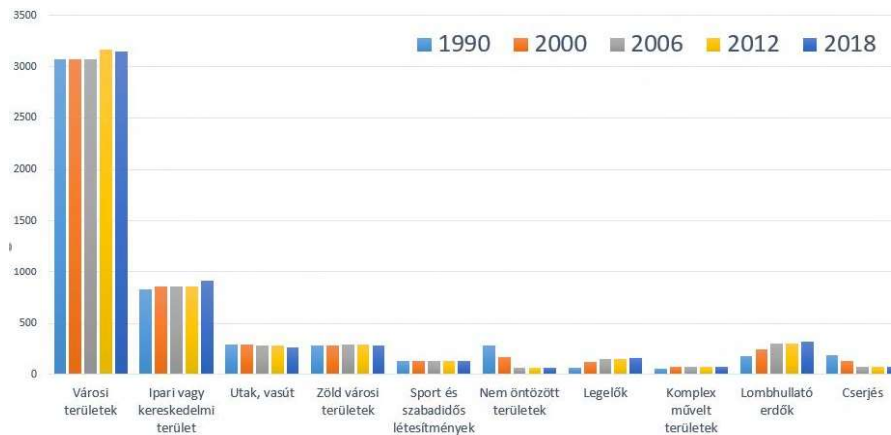


6. ábra A Rákos-patak területére vonatkozó CORINE besorolások megoszlása 1990 és 2018 között, 5 időpont felvételezése alapján

Figure 6. Land use distribution of the Rákos-stream catchment, based on the CORINE categories, between 1990 and 2018, at 5 individual measurement campaign

A 6. ábra jól jellemzi a Felső-Rákos területén bekövetkező területhasználati változásokat. A nem öntözött területek az 1990-es évek után gyakorlatilag eltűntek, valamint a lombhullató erdők aránya is drasztikusan, mintegy harmadára esett vissza. A füves területek nagyságában

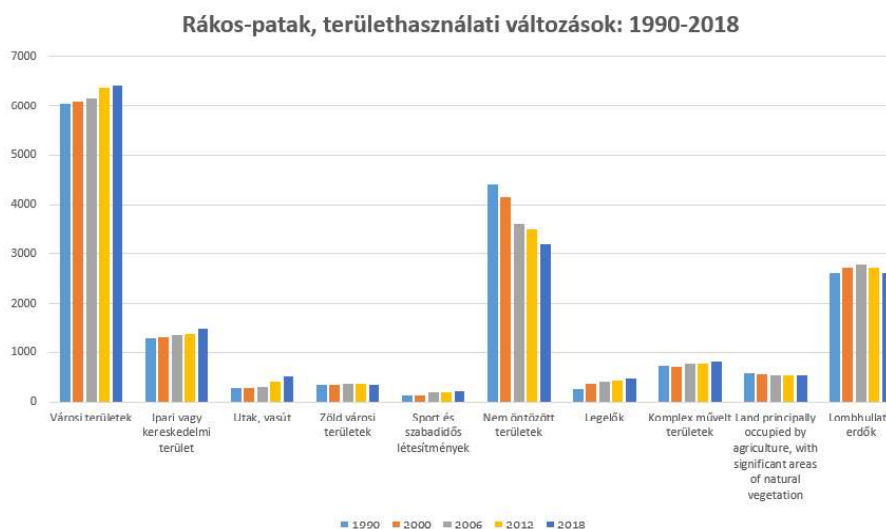
mérsékelt emelkedés mutatható ki. Ugyanez igaz az ipari területek arányára is. Ez arra utal, hogy az évtizedes tájhasználat átalakulóban van és a városiasodás irányába hatnak a folyamatok, míg a mezőgazdasági területeken a nagyobb hasznot hozó kultúrákra tértek át. Ez összességében a terület fejlődését mutatja, mely lassan követi az agglomerációra jellemző trendeket.



7. ábra Az Alsó-Rákos területére vonatkozó CORINE besorolások megoszlása 1990 és 2018 között, 5 időpont felvételezése alapján

Figure 7. Land use distribution of the Lower Rákos Stream catchment, based on the CORINE categories, between 1990 and 2018, at 5 individual measurement campaign

A 7. ábrán látható Alsó-Rákos területe ezzel szemben alig mutat változást a tájhasználatban. A pesti peremkerületek 1950-es hozzácsatolása óta eltelt évtizedekben az alapvetően falusi/kisvárosi környezet átalakult, és elérte a budapesti tájhasználati jellemzőket. Így az 1990-es évek utáni időszakban minimális, az ipar és a mesterséges felszínborítást erősítő emberi tevékenységek erősödése figyelhető meg, de ennek mértéke csekély. Alapvetően ezen a területen nem jellemző a mezőgazdasági tevékenység, a vizes területek száma csekély, így a már meglévő állapot fenntartása, annak szerkezeti átalakulása lehet a meghatározó tényező.

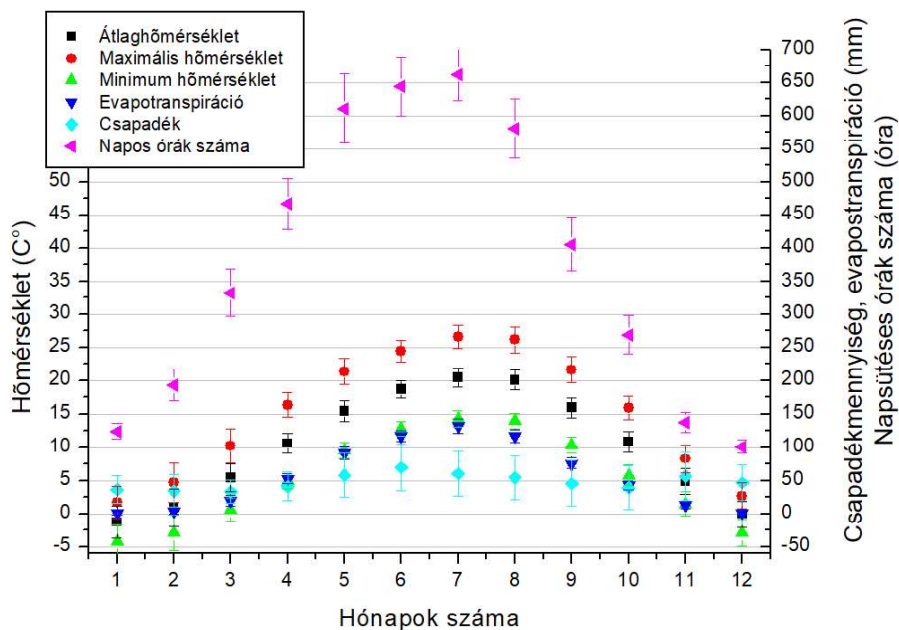


8. ábra A Felső-Rákos területére vonatkozó CORINE besorolások megoszlása 1990 és 2018 között, 5 időpont felvételezése alapján

Figure 8. Land use distribution of the Upper Rákos Stream catchment, based on the CORINE categories, between 1990 and 2018, at 5 individual measurement campaign

A 8. ábra a Rákos-mente teljes vízgyűjtő területének tájhasználati változásait mutatja a vizsgált időszakban. Ez összességében a nem összefüggő, városi szerkezet lassú elterjedését mutatja, miközben a nem-öntözött területek mértéke drasztikusan visszaesett az évek során. A legelők mennyisége folyamatos emelkedést mutat, az ipari területek megjelenése és elterjedése úgyszintén. Az infrastrukturális területek (utak, vasút) szintén megjelentek, mint tényező, folyamatosan hangsúlyosabbá válva.

A 9. ábrán látható a Rákos-patak területét érintő klimatikus viszonyok (átlag-, minimum- és maximumhőmérséklet, csapadék, napsütéses órák száma, evapotranspiráció) havi átlagai. Ami szembeszökő, hogy minden értékben határozott, trendszerű emelkedést lehet látni a nyári hónapokban, míg a téli hónapok alatt mind a csapadék intenzitása, mind a hőmérséklet jelentősen visszaesik.



9. ábra A Rákos-patak területén mért időjárási paraméterek 1961 és 2010 között

Figure 9. Meteorological parameters across the Rákos Stream catchment between 1961 and 2010

Ezek a változások megfelelnek a magyarországi, nedves kontinentális éghajlatnak, amelybe Budapest is beletartozik. Erre jellemző a hideg, fagyos tél, a meleg, szárazabb nyár, a csapadékos ősz és tavasz. A terület mikroklímája a mért adatok alapján nem jellemző.

Összességében kijelenthető, hogy a területre a főváros jelentős hatást fejt ki, részben kialakult, részben erősödő városi hatással. A mezőgazdasági tevékenységek terén ez az erősödés némi visszaesést mutat, míg szerkezetében átalakulás figyelhető meg a modernebb mezőgazdasági követelményeknek megfelelően. A két részterület jelentős különbséget mutat, míg az alsó-rákosi terület városi, kiépült környezet, addig a felső-rákosi környezet részben városi, részben mezőgazdasági terület, de mindenképpen kiemelendő, hogy az agglomeráció érezteti hatását. Fontos megemlíteni, hogy a revitalizációs tervekben emlegetett átalakítások részben megfigyelhetők az utak (kerékpárút) arányának növekedésében, illetve mivel részben folyamatban vannak, hatásukat csak évek múltán lehet majd kimutatni a tájhasználatban.

Köszönetnyilvánítás

Az FK 124803 számú projekt a Nemzeti Kutatási Fejlesztési és Innovációs Alapból biztosított támogatással, az NKFI-6 pályázati program finanszírozásában valósult meg.

Irodalom

- Bajor Z. 2004: A főváros természeti kincsei: A Rákos-patak mente. *Madártávlat* 18(4): 13–17.
- Barczy A., Centeri Cs. 1999: A mezőgazdálkodás, a természetvédelem és a talajok használatának kapcsolatrendszere. *ÖKO - Ökológia Környezetgazdálkodás Társadalom* 10(1-2): 41–48.
- Báthoryné I. R. N. 2005: Kis vízfolyás-rendezések tájvédelmi szempontjai. *Tájökológiai Lapok* 3(1): 1–10.
- Centeri, Cs., Grónás, V., Demény, K., Idei, Sz., Penksza, K., Nagy, A. 2012: Interrelation of land use change, nature conservation and urbanization in the Gödöllő Hillside, Hungary. In: Turunen, E., Koskinen, A. (szerk.): *Urbanization and the Global Environment*. New York (NY), Amerikai Egyesült Államok, Nova Science Publishers, *Urbanization and the Global Environment*. pp. 1–50.
- 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). *Tájökológiai Lapok* 6(3): 323–332.
- Demény, K., Centeri, Cs., Szalai, D. 2016: Analysis of land stability and land-use change processes in the 19–20th centuries: a case study in Gödöllő Hillside, Hungary. *Acta Universitatis Sapientiae Agriculture and Environment* 8: 39–49.
- G.Á.L. MÉRNÖKI TERVEZŐ ÉS SZOLGÁLTATÓ IRODA B.T. 1996: Rákos-patak torkolati szakasz revitalizációja, Elvi vízjogi engedélyezési tervhez műszaki leírás, Törzsszám: 8/96.
- Gál I., Szaszovszky F. 1997: A Rákos-patak revitalizációjának tervezése. *Hidrológiai Tájékoztató* 2: 27–29
- Halász, G., Szlepák, E., Szilágyi, E., Zagyva, A., Fekete, I. 2007: Application of EU Water Framework Directive for monitoring of small water catchment areas in Hungary, II. Preliminary study for establishment of surveillance monitoring system for moderately loaded (rural) and heavily loaded (urban) catchment areas. *Microchemical Journal* 85(1): 72–79.
- Komárominé K. M., Bardóczyné Sz. E. 2006: Tájökológiai-hidrológiai terepi vizsgálati módszerek alkalmazhatósága a Rákos-patak Gödöllő-Isaszegi tórendszer példáján (metodikai kérdések). *Tájökológiai Lapok* 4(2): 249–253.
- Rosivall E. 2002: A Rákos-patak adottságainak felmérése és táji szempontok szerinti elemzése. EMLA Alapítvány a Környezeti Oktatás Támogatására (<http5>)
- Saláta D., Horváth S., Varga A. 2009: Az erdei legeltetésre, a fás legelők és legelőerdők használatára vonatkozó 1791 és 1961 közötti törvények. *Tájökológiai Lapok* 7(2): 387–401.
- Szilassi P. 2013: Városökológia, Településinformatika. Szegedi Tudományegyetem, Szeged. p. 128.
- http1: <http://www.geocaching.hu/poi.geo?id=3051>, 2019. 08. 20.
- http2: https://budapest.hu/Documents/Városépítési_Főosztály/RPR_TERVI_MUNKARESZ.pdf, 2019.08.21. (Rákos-patak és környezetének revitalizációja)
- http3: <http://enfo.agt.bme.hu/drupal/node/3084>, 2019. 08. 19.
- http4: http://fish.fomi.hu/letoltes/nyilvanos/corine/clc50_referencia_cikk.pdf, 2019. 08. 20.
- http5: https://web.archive.org/web/20070612180902/http://www.emla.hu/alapitvany/01-02/rosivall_emese_patakallapot_szov_vegso.pdf, 2019. 08. 20.

CHANGES IN LAND USE ON THE RÁKOS-STREAM CATCHMENT FROM THE YEAR OF 1990S. SAEIDI^{1,2}, J. GRÓSZ¹, A. SEBŐK^{1*}, V. DEGANUTTI DE BARROS¹, I. WALTNER¹¹Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences, Institute of Environmental Science

2100–Gödöllő, Páter K. u. 1.

²Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences, Institute of Nature Conservation and Landscape Management

2100–Gödöllő, Páter K. u. 1.

*corresponding author, e-mail: sebok.andras@mkk.szie.hu

Keywords: land use, industry, agglomeration, agriculture, CORINE

The aim of our work to show the change in the land use of Rákos stream and the catchment between 1990 and 2018. The CORINE database was used in 5 different year to determine the land use categories on the field. The catchment was separated into two sessions (the Lower Rákos as the capital city part and the Upper Rákos, as agglomeration). It was clear that the capital city session has no change during the 28 years we examined. The Upper Rákos has a growing ability of urbanization, and a changing structure in the agriculture. In general the whole area has a growing infrastructure, thanks for the programmes to improve the area. Our assumption is that the improvement programs aiming at increasing the water ecology effect in the area probably will occur in the coming years.

AZ EURÓPAI TALAJVÉDELMI TÁRSASÁG (ESSC) 9. KONGRESSZUSA

Szeptember 26–28., 2019
TIRANA, ALBÁNIA

Az Európai Talajtani Társaság (European Society for Soil Conservation) idén Albánia fővárosában, Tiranában (1. ábra), az Agráregyetemen tartotta kilencedik kongresszusát. A kongresszus fő témáját, mottóját így határozták meg: Hogyan segíti az embereket a talajt: Élelmiszertermeléstől az Élet Szolgálatáig (Soil's Contribution to People: from Food to Life Supporting Services).



1. ábra Kilátás a Tiranai Agráregyetem kollégiumából a Dajti-hegységre. A dékán előadásában elhangzott, hogy az elmúlt évszázadban elvesztették az erdők 30%-át (ahogy a háttérben lévő hegyeken is jól látszik), ami jelentős talajpusztulással járt. Hasonlóan talajdegradációval járt a hegyekből a városba költöző emberek területfoglalása, számos szántó áldozataul esett az illegális beépítéseknek, a képen látható városrész egy jelentős része is szántó volt korábban (Fotó: Centeri Cs., 2019. szept. 24)

Figure 1. Lookout from the Student Center (dorm) of the Agricultural University of Tirana to the Dajti Mountain. As the dean mentioned in his opening presentation, 30% of the forests of Albania was lost in the last century (nicely visible in the mountains in the back) that led to severe soil depletion. Similar scale soil degradation was caused by the people who occupied lands, considerable arable area was lost due to illegal construction of houses, just as well some of those areas that we see in the background (Photo: Cs. Centeri, 24th of September, 2019)

A konferencia során sok szó esett arról, hogy holisztikusabb szemszögből kell vizsgálni a talajt érintő problémákat, interdiszciplináris kutatásokra, és integrált megoldásokra van szükség, amelyek a gyakorlathoz is igazodnak, azt közvetlenül segítik. Ezt tükrözte a konferencia mottója és a meghívott előadók által ismertetett összefoglalók. Majd minden előadásban felmerültek a talajok funkciói és az arra épülő szolgáltatások, amelyeket manapság ökoszisztéma szolgáltatásoknak hívunk.

A konferencia a következő témák köré szerveződött:

1. Talajfunkciók és szolgáltatások kezelése: monitoring és remediáció.
2. Az ökológiai gazdálkodás, az agroökológia és a talajkímélő gazdálkodás talajvédelmi kérdései.
3. Fenntartható tájgazdálkodás a változó környezetben: szemelvények jó gyakorlatokból.
4. Talajművelés nagygazdaságokban, új eredmények a talajvizsgálatban és osztályozásban.
5. Talajdegradáció mentesség és élelmiszerbiztonság.
6. Talajszennyezés különböző léptékben és a remediációs gyakorlatokban.
7. Talajtermékenység és tápanyagutánpótlás.
8. Szénmegkötés a talajban a klímaváltozás elleni védelem és mérséklés érdekében.
9. Kutatásokra alapozott szakpolitika és szabályozás, amely támogatja a talaj ökoszisztéma-szolgáltatásainak megőrzését.
10. Nemzeti és nemzetközi erőfeszítések a talajszolgáltatásokkal kapcsolatos adatok gyűjtése és megosztása kapcsán.

A témákból négy szekciót szerveztek, amelyek a két nap során egymást követően kerültek bemutatásra, ennek nagy előnye volt, hogy a résztvevők minden előadást végighallgathattak. A konferencia megnyitóját megtisztelte az albán agrárminiszter is, és üdvözölte a kutatókat, akik több, mint 20 országból érkeztek a konferenciára. A kongresszust szervező bizottság tagjai a következők voltak: a Tiranai Agráregyetem dékánja, Fatbardh Sallaku; a szervező bizottság elnöke, Pandi Zdruli és az ESSC elnöke, Carmelo Dazzi. Több mint tizenöt országból érkeztek a kutatók, elsősorban Európából, nagy számban Olaszországból, de Japánból is volt meghívott előadó, Takashi Kosaki, a Nemzetközi Talajtani Unió (International Union of Soil Sciences) elnöke, továbbá Közel Keleti országokból is, mint Irán és Izrael. Közép-Kelet Európa is képviselte magát több országból, a magyar delegáción kívül Csehországból és Szlovákiából is érkeztek kollégák.

A konferencián minden szekciót egy meghívott előadó felvezető előadása nyitott meg, elsőként Sybe Schaap professzor (COGEM) beszélt a vízgazdálkodás és talajvédelem összefüggéseiről, majd Edoardo Constantini, (Olasz Nemzeti Agárakadémia, ESSC titkára) adott elő az ültevénytelepítések körüli talajvédelmi megfontolásokról. A második nap elsőként Ildefons Pla Sentis emeritus professzort (Lledia Egyetem, Spanyol Talajtani Társaság) hallhattuk, aki a nagyüzemi, ipari mezőgazdaság talajra gyakorolt globális, negatív hatásairól beszélt, a talajok kizsigereléséről, a monokultúrás termesztésről, kiemelve a szója és pálmaolaj előállítás talajromboló hatásáról. Ezt követően, a délutáni, utolsó szekciót José Luis Rubio (az ESSC korábbi elnöke) nyitotta meg, és ismertette a talaj szénmegkötő képességét befolyásoló faktorokat, majd a végén az elmúlt évtized pozitív, ígéretes előrelépéseiről beszélt, amelyek a talajjal kapcsolatban globálisan történtek (Talaj Éve 2015, Talaj Évtizede 2015–2024 stb.). Meglepetés előadó is volt, a korábban említett Takashi Kosaki professzor, a Nemzetközi Talajtani Unió (International Union of Soil Sciences) elnöke, aki csak az utolsó pillanatban tudta biztosítani a szervezőket részvételéről, tőle egy, a szervezet által kidolgozott módszerről hallhattunk, amelyet Afrikában (Burkina Faso és Nigéria) próbálnak bevezetni a mezőgazdaságban a szélrózsió ellen. A módszer lényege, hogy 20-30 méterenként meghagynak néhány méter széles ugarterület-sávokat, és azt 1 évig nem művelik, ezáltal az ugarterületek egyrészt pihentetve vannak, így a következő évben jobb a talajtermékenység; másrészt a mérések szerint a szélrózsió általi talajvesztés 70%-át meg tudják fogni így. A bemutatott vizsgálat szerint a termelékenységre is pozitív hatással van a módszer.

A szekciókat az előadások megvitatása, 20 perces eszmecserek zárták, többek között felmerült a tolerálható éves talajvesztés mértéke, a húsfogyasztás környezeti mérlege, a talajvédelem kérdései Albániában, a betakarítás során felmerülő talajvesztés fontossága, az európai szabályozások és szakpolitikák talajjal kapcsolatos hiányai, a KAP (közös agrárpolitika) támogatások hibái és talajállapotra gyakorolt hatásai.

A konferencián a szóbeli előadások mellett poszterszekció is volt, amelyeket a kávészünetben és az erre kijelölt nap végi szekció adott lehetőséget. Összesen 50 poszter került bemutatásra, 32 szóbeli előadást tartottak (ebből 5 meghívott előadó), elmondható tehát, hogy sűrű szakmai program volt a két nap alatt. Az 50 poszterből a Szent István Egyetem, Környezettudományi Doktori Iskolából érkezett delegációnk (Centeri Csaba, a SzIE-TTI igazgatója, Lyndre Nel és Szilágyi Afréd PhD hallgatók) 5 posztert mutatott be.

A harmadik napra pedig szakmai és kulturális kirándulást szerveztek a résztvevőknek. Elsőként az ország egyik legnagyobb magántulajdonú mezőgazdasági üzemében vehettünk szemügyre egy talajprofil. A gazdaság 85 hektáron gazdálkodik, ami az albán átlagos 1-1,5 hektáros gazdaságméretéhez képest nagygazdaságnak számít. Ebből 12 hektár vegyes gyümölcsös, 6 hektár fóliasátor, a maradék terület pedig szántóföldi művelés alatt áll. A gazdaságot albán befektetők hozták létre, közel 80 embert alkalmaznak, belföldi piacra és exportra is termelnek. A termelésirányító elmondása szerint a melegházi kultúrákat szeretnék

a közeljövőben 11 hektárra növelni és ökológiai művelésbe is szeretnék átállítani területeket, mivel van rá belföldön is igény a turizmus fejlődésével, illetve exportra is lenne lehetőség. A gazdaság bemutatása után részletesen kielemeztük a talajprofil Pandi Zdruli vezetésével, átnéztük szintről szintre, majd a végén az osztályozás kérdése merült fel, hogy a nemzetközi talaj klasszifikáció (WRB) szerint mely kategóriába esne. Alapvetően egy öntéstalajt szemléltettünk meg, amely jelentős agyagtartalommal bír, mély, humuszban gazdag, meszes, rozsdás és glejes, ugyanakkor nagy termékenységű. Az egyik megoldás a besorolásra a következő volt: Calcaric Fluvic Stagnic Cambisol (Clayic, Humic, Protovertic, Protoargic). A FAO (1994) alapján a Calcaric Cambisol (2. ábra) besorolást kapta.



2. ábra A terepi program során megvizsgált talajszelvény képe ásás után (A) és a leírás közben (B)
(Fotó: Centeri Cs. 2019. szeptember 28.)

Helyszín: Ura Gjoles, $41^{\circ} 27' 53,81''$ $19^{\circ} 42' 03,31''$, kb. 550 méterre a Gjole folyótól

Figure 2. The photo of the examined soil profile during the field trip after digging (A) and during its description (B) (Photo: Cs. Centeri, 28th of September, 2019)

Location: Ura Gjoles, $41^{\circ} 27' 53.81''$ $19^{\circ} 42' 03.31''$, approximately 550 meters from the Gjole River

A talajszelvény megvitásával lezárult a szakmai program. Ezt követően délután ellátogattunk Kruja városába, amely a híres albán történelmi személyiség Skander Bég (albán nevén Gjergj Kastrioti) városa és szülőhelye volt. Megnéztük a híres helyi bazárt, majd a Krujai várat és az eseményt egy albán konyhában készült tradicionális ételeket felsorakoztató ebéddel zártuk.

A kongresszus honlapja itt érhető el: <http://9essc.ubt.edu.al/>, a végleges program: <http://9essc.ubt.edu.al/wp-content/uploads/2019/08/A-PROGRAMMA-finale.pdf>, a konferencia absztrakt kötetének adatai: Zdruli, P.; Sallaku, F.; Costantini, E.; Dazzi, C. (szerk.) 2019. Soil's contribution to people: from food to life

supporting services: 9th ESSC International Congress, book of abstracts and field excursion, Napoli, Olaszország: Le Penseur, p. 96.

Szilágyi Alfréd
Ökológiai gazdálkodási mérnök, PhD hallgató
SZIE, MKK, TTI, Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Intézet
Környezettudományi Doktori Iskola

9th ESSC CONFERENCE
26–28th of September, 2019
TIRANA, ALBANIA

A delegation from Szent Istvan University attended the 9th European Society for Soil Conservation International Congress held at the Agricultural University of Tirana, Albania, between 26 and 28 September 2019. The theme of the Congress was Soil's Contribution to People: From Food to Life Supporting Services. The delegation was formed by Dr. habil. Csaba Centeri (Figure 1.), Alfréd Szilágyi, and Lyndre Nel (Figure 1.) from the Institute of Nature Conservation and Landscape Management at Szent István University, Gödöllő.

The congress brought together 80 researchers from 26 countries (Albania, Austria, Belgium, China, Czech, Egypt, Ethiopia, Germany, Hungary, Iran, Italy, Israel, Japan, the Netherlands, Norway, Pakistan, Romania, Russia, Slovakia, Spain, South Africa, Sweden, Switzerland, Ukraine, and United Kingdom). It was arranged by the ESSC organizing committee and host country officials, Camelo Dazzi (ESSC President), Pandi Zdruli (Honorary Chairman of the Organizing Committee), and Fatbardh Sallaku (Chairman of the Organizing Committee).

Four lectures were given on soil conservation, productivity, degradation, and its role in mitigating climate change. Prof. Sybe Schaap (COGEM) spoke on soil productivity, water management, and soil protection. Prof. Edoardo Costantini (ESSC Secretary) presented on soil conservation in vineyards. Prof. Ildefons Pla Sentís (University of Lledia) presented on the impacts of global industrial agriculture on soil ecosystem services. Prof. José Luis Rubio (former ESSC Chairman) lectured on the role of soil in climate change mitigation. With participants gaining insightful information and data on soil resources.

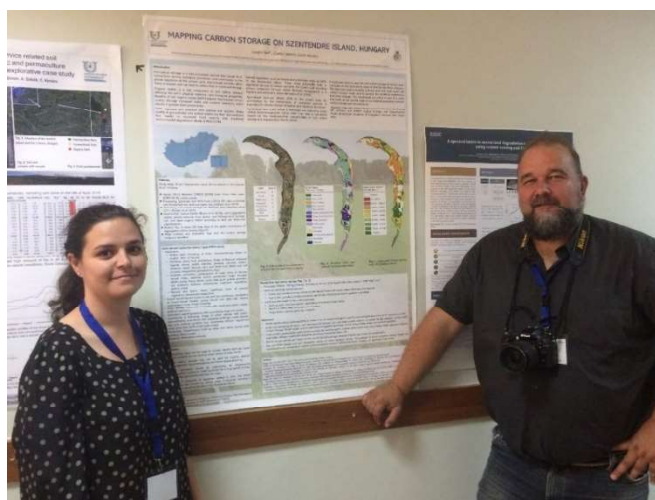


Figure 1. L. Nel (the author) and Cs. Centeri in front of one of the posters at the 9th ESSC Congress, titled “Mapping Carbon Storage on Szentendre Island, Hungary”

1. ábra Nel, L. (a szerző) és Centeri, Cs. a “Mapping Carbon Storage on Szentendre Island, Hungary” című poszterük előtt a 9. ESSC Kongresszuson

A total of 32 oral presentations were presented on research results, practical examples, and policies, to support the role played by soil resources. The Szent István University delegation presented five posters in total. Fifty posters were presented during the Congress within the following categories:

- Management of soil functions and services: monitoring and remediation,
- Soil conservation issues in organic farming, agro-ecology and conservation agriculture,

- Sustainable Land Management in a changing environment: examples from best practices,
- Pedotechniques in large-scale farming and advances in soil survey and soil classification,
- Land Degradation Neutrality and food security,
- Soil contamination across various scales and remediation practices,
- Soil fertility and plant nutrition,
- Soil carbon sequestration to combat and mitigate climate change,
- From research to policies supporting soil ecosystem services,
- National and international efforts to promote data collection and sharing on soil services.

The Congress was ended with a special talk by Prof. Takashi Kosaki, the president of the International Union of Soil Science, on limiting global land degradation and partnerships for soil research collaboration.



Figure 2. The entrance of the Agricultural University of Tirana, Albania, the host institution for the 9th Congress of the European Society for Soil Conservation with the building in the background where the congress was hosted

2. ábra Az Európai Talajvédelmi Társaság 9. Kongresszusának otthont adó Tiranai Agráregyetem (Albánia) bejárata, háttérben a kongresszusnak otthont adó épület

On the last day, we were treated to a scientific and cultural field trip arranged by ESSC. The participants visited a dug-out soil profile at a farm near Tirana. One of the largest privately-owned farms in the country. The farm is 85 hectares large with 12 ha of mixed crop orchard, 6 ha of mixed vegetables, and rotation crops on the rest. The visit was concluded by discussing the soil profile which was a Calcaric Fluvisc Stagnic Cambisol (Clayic, Humic, Protovertic, Protoargic) (see the photos in the Hungarian report from Alfred Szilagyí in this issue) soil needing careful management of its physical and hydrological properties. Afterward, the participants visited the historical town of Kruja, with the Scanderbeg castle museum, and Old Bazaar. A delicious traditional Albanian lunch was taken at a local restaurant before the participants had a last chance of saying goodbye.

It was announced that the next ESSC Congress will be held in Norway in 2020.

Lyndre Nel
SziU, Inst. of Nature Conservation and Landscape Management
Dept. of Nature Conservation and Landscape Ecology
Doctoral School of Environmental Sciences

VIII. MAGYAR TÁJÖKOLÓGIAI KONFERENCIA

Augusztus 29-31., 2019

Kisvárdá

Az idei évben az MTA Debreceni Területi Bizottságának Földtudományi Szakbizottsága és a Debreceni Egyetem Földtudományi Intézete szervezte meg a VIII. Magyar Tájökológiai Konferenciát Kisvárdán. A 2019. augusztus 29-31-én megrendezésre kerülő esemény előkészületeiben és lebonyolításában a Magyar Földrajzi Társaság és a Magyar Meteorológiai Társaság Debreceni Területi Csoportja is közreműködött.

A tájökológiai konferenciákat 2004 óta, két évente szervezik meg. A rendezvény célja, hogy elősegítse a tájökológiával, tájhasználat, tájgazdálkodással, tájtervezéssel foglalkozó hazai szakemberek közötti eszmecserét, valamint a táj kutatással foglalkozó rendkívül szerteágazó tudományok művelői között szorosabb szakmai együttműködések tegyen lehetővé.

A konferenciának idén a kisvárdai Bessenyei György Gimnázium adott helyet. A megnyitó és a plenáris ülések az iskola impozáns dísztermében zajlottak, míg a további előadások már két helyszínen párhuzamosan kerültek megtartásra. A posztereknek a bejárati aulából nyíló folyosón, a díszterem ajtaja mellett biztosítottak helyet.

A konferencia témakörei a tájökológia gyakorlatilag valamennyi területére kiterjedtek. Ennek megfelelően a szekciók az alábbiak voltak:

1. Klímaváltozás – tájváltozás;
2. Tájhasználat I. (vízgazdálkodás, agrár-környezetgazdálkodás);
3. Tájhasználat II. (turizmus, terület- és településfejlesztés);
4. Tájdegradáció, kockázat-elemzés, környezeti monitoring;
5. Természet- és tájvédelem, tájrehabilitáció;
6. Táj- és biodiverzitás;
7. Tájépítészet, tájtervezés;
8. Településökológia;
9. Tájkarakter vizsgálat, elméleti táj kutatás;
10. Tájökológiai elemzések/alapkutatások.

A megnyitón Kisvárdá város polgármestere, Leleszi Tibor, valamint az eseménynek helyet adó gimnázium intézményvezetője, Bíró Gábor mondtak beszédet. Ezt követték a plenáris előadások, melyeken a Szatmár-Beregi térség területfejlesztési, turisztikai tevékenységei, tervei és jövőképe kerültek kifejtésre Seszták Miklós, a Kárpát-medencei gazdaságélénkítésért és turisztikai fejlesztések koordinációjáért felelős kormánybiztos, valamint a Nyíregyházi Egyetemről érkező Hanusz Árpád révén. Emellett egy rendkívül érdekes előadást is hallhattunk a hazai turizmus ágazat éghajlati sérülékenységéről Czira Tamás főosztályvezető (Magyar Bányászati és Földtani Szolgálat, Nemzeti Alkalmazkodási Központ Főosztály) részéről, aki ismertette az említett gazdasági szektort érintő éghajlati hatásokat, azok következményeit, valamint az esetleges alkalmazkodási lehetőségeket, az eddig megtett biztonsági és egyéb intézkedéseket. Végül az MTA DTB Földtudományi Szakbizottság és a Magyar Földrajzi Társaság elnöke, Csorba Péter tartotta meg előadását a Beregi-Tiszahát tájökológiai értékelésével kapcsolatban.

A délután második felében megkezdődött a fentebb ismertetett témaköröknek megfelelően a résztvevők rendkívül szerteágazó kutatási témáinak, eredményeinek bemutatása. A konferencián nagy szerepet kapott a turizmus, valamint a természeti turizmusban és a tájértékek megőrzésére alapuló szervezett térségfejlesztésben való megoldáskeresés. Hallhattunk előadásokat egy-egy térség tájváltozásáról, urbanizációs folyamatairól, az ökoszisztéma szolgáltatások értékelésének gyakorlati lehetőségeiről, a város-vidék

viszonyáról és az együttműködésükben rejlő fejlesztési lehetőségekről, valamint egyes ökoturisztikai létesítmények tájbaillesztéséről, a zöld infrastruktúráról is.

A konferencia másnapján egész nap szekcióülések zajlottak. Érdekes kutatási témákat ismerhettünk meg a tájökölógiai alapelemzések területén, a vízgazdálkodással és agrárkörnyezet gazdálkodással kapcsolatban, valamint a településökölógiát, tájépítészetet és tájkaraktert illetően is. Ezen a napon kerültek sorra továbbá a klímaváltozás, a természet- és tájvédelem, valamint a tájrehabilitáció témakörét érintő prezentációk is. Az előadásokat nagy számú és érdeklődő hallgatóság fogadta. Valamennyi szekcióban kérdések egész sora várta az eredményeiket ismertető kutatókat, melyek megvitatására egy igazi szakmai közegben kerülhetett sor, ezáltal sok hasznos, megfontolandó tanáccsal és tapasztalattal gazdagítva a konferencia valamennyi résztvevőjét.

A rendezvény harmadik és egyben utolsó napján egy szakmai tanulmányúton bővíthettük tovább ismereteinket. A program rendkívül színes és érdekes volt, elsősorban a beregi táj- és településtörténet, az egykori és jelenlegi vízgazdálkodási módozatok, berendezések, valamint a hagyományos gazdálkodási formák, illetőleg azok maradványai kerültek a középpontba. A különböző árvízvédelmi műtárgyak megtekintése mellett egy kis kulturális látványosság, a tákosi (1. ábra) és a csarodai (2. ábra) templom meglátogatására, valamint a híres Tarpai-szőlőhegyen borkóstolásra is sor került.



1. ábra A tákosi templom, a meztlábás Notre Dame méltán híres kazettás mennyezete és karzata

A templomot 1986-ban építették az 1757-ben épült templomról készült fotók alapján. A malomkövekre fektetett gerendákra épített templom ún. paticsfalú (gerenda+vályog), ami azért fontos, mert az áradáskor befolyó víz ki is tud folyni a templomból, minimális károkat okozva

(Fotó: Centeri Cs., 2019. aug. 31.)

Figure 1. The rightly famous painted wooden ceiling and gallery of the church of Tákos, also called as barefooted Notre Dame. The church was built in 1986, based on the photo of the original church built in 1757. The base of the church is timber, layed on millstones, the walls called ‘patics’ (timber+loam) which is important because of the frequent flooding, the water goes in but when the flooding is over, it can also flow out without causing much damage

(Photo: Cs. Centeri, 31st of August, 2019)



2. ábra A XIII. század második felében épült, későromán csarodai templom a Csaronda-patak által félkörívben körbeölelt dombon (Fotó: Centeri Cs., 2019. aug. 31.)

Figure 2. The medieval church of Csaroda from the 13th century on the hill surrounded by the Csaronda Creek in a semi-circle (Photo: Cs. Centeri, 31st of August, 2019)

A nap közepén Tarpán egy kellemes hangulatú helyen fogyaszthatták el ebédjüket a résztvevők, majd Kisarra utazva, további érdekességeket megismerve, egy igazi ártéri gyümölcsöst is megnézhattunk.

A konferencia igen jó hangulatban és kifogástalan szervezés mellett telt el. A rendezők a környezetvédelem jegyében még arra is figyeltek, hogy az előadások közti szünetekben ne műanyag poharakkal terheljük bolygónkat. Minden résztvevő a konferencia logójával felcímkézett fém bögréjéből ihatta a késő nyári nagy melegben készített házi, jeges limonádét, és kóstolhatta mellé a helyi jellegű aprósüteményeket.

Tanszékünkéről is számos előadó érkezett (pl. Grónás Viktor, Centeri Csaba, illetve korábbi, már doktorrá avatott PhD hallgatónk, Demény Krisztina), s valamennyien új ismeretekkel és tapasztalatokkal térhettünk haza. A konferencia külön szakmai jelentősége, hogy az absztraktkötetben való megjelenés mellett minden jelentkezőnek lehetősége nyílt a legfeljebb 6 oldalas tanulmányával egy ISBN számmal ellátott, lektorált online kiadványban való megjelenésre is. Ez a lehetőség csak tovább növeli a konferencia hírnevét és elismertségét, s várhatóan a hagyományt folytatva, újabb két év múlva is hasonló szakmai színvonal és jó szervezés várja majd a tájökológia témakörében elhivatott, lelkes kutatókat. A 10. Tájökológiai Konferenciát pedig szeretnénk ismét Gödöllőre visszahozni, ahol az első konferencia szervezése is indult.

Rusvai Katalin

PhD hallgató

SzIE, MKK, TTI, Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Intézet

Környezettudományi Doktori Iskola

WORLD SCIENCE FORUM

November 20–23., 2019

Lyndre Nel, a Ph.D. student from South Africa and with the Institute of Nature Conservation and Landscape Management at Szent István University (SZIU) (Gödöllő), had the privilege of attending the prestigious World Science Forum (WSF) held at the Hungarian Academy of Sciences in Budapest between 20 to 23 November 2019.



Figure 1. Lyndre Nel (left) with other students attending the World Science Forum, Budapest, 2019
 1. ábra Lyndre Nel (bal oldalon) hallgatótársakkal a World Science Forum-on, Budapest, 2019

The main focus of the Forum was ‘Science, Ethics and Responsibility’, which provided an opportunity to learn from and engage world-renown scientists, international political and scientific leaders, and authority figures. Over the Forum’s four days, over 900 leading scientists, science diplomats, political decision-makers, representatives of industry and civil society, students, and the media expressed their views on the new challenges facing science in the 21st century.

Driven by the need for a forum for discussion between the scientific community and society, the Hungarian Academy of Sciences in partnership with the UNESCO, International Council for Science (ISC) and AAAS established the WSF series, taking place biennially in Budapest or a partner-country. This Forum aims to foster and maintain dialogue between the scientific community, society, policy-makers, and industry on an international platform.

On the first day, opening addresses were given by Hungarian President János Áder, Prof. László Lovász (MTA), Dr. Shamila Nair-Bedouelle (UNESCO), and Prof. Batmanathan Reddy (ISC) to commence the start of the WSF 2019. Throughout the Forum, many well-known scientific figures presented talks and sessions on a variety of topics.

Prof. Thierry Courvoisier, President of the European Academies' Science Advisory Council, presented a talk in a special session on merging values across science and diplomacy: interactions and counteractions between scientists and diplomats on the 1st day. Dr. József Popp, the Dean of the Faculty of Economics and Social Sciences of SZIU, presented a talk for the Sustainable Agriculture session on the 2nd day of the Forum. Dr. France Córdova, director of the National Science Foundation, spoke on the ethics of science

funding also on the 2nd day. Dr. Magdalena Skipper, the Chief Editor of Nature, gave a talk on ethics in science communication on the 4th day.

Various other sessions were held on ethical challenges and limits in science, international science cooperation and diplomacy, sustainable agriculture, human right to science, ethics of artificial intelligence, and science communication ethics. The Forum ended with the adoption of the Declaration of the 9th World Science Forum, which focusses on science for global well-being, strengthening global standards in research integrity, fulfilment of academic freedom and the human right to science, and the responsibility and ethics of communicating science.

South Africa, as a WSF partner-country, will host the next World Science Forum in 2021 in Cape Town.

Lyndre Nel
SziU, Inst. of Nature Conservation and Landscape Management
Dept. of Nature Conservation and Landscape Ecology
Doctoral School of Environmental Sciences

SUMMER SCHOOL IN PEYRESQ, FRANCE

4th of September, 2019

In late August I arrived in the little town of Peyresq, France, nestled between the large boulders of a mountain top (Figure 1.). I was here to attend a ten-day Summer School on Ecosystem Services and Biodiversity, arranged by Alter-NET. Participants from 15 different countries came together to listen to lectures from experienced scientists and train in future scenarios development.



Figure 1. View of Peyresq Town (Photo: Martin Sharman)

1. ábra Peyresq város látképe (fotó: Martin Sharman)

After the first introductory days of lectures, we set off on a 12 km hike of the nearby mountain where we were hoping to run into a local shepherd. On our way up, a local guide told old stories of the shepherds and their culture, of daredevils paragliding off the mountain top, and the marine fossils still observed in the stone along the pathway. It took a while to find the shepherd, but we followed the sound of ringing bells and barking dogs and finally came upon her and the 1500 strong herd of sheep she was managing. Her talk was cut short by the threatening rumbling of thunder, and she rushed away to get the sheep out of the rain (Figure 2.).

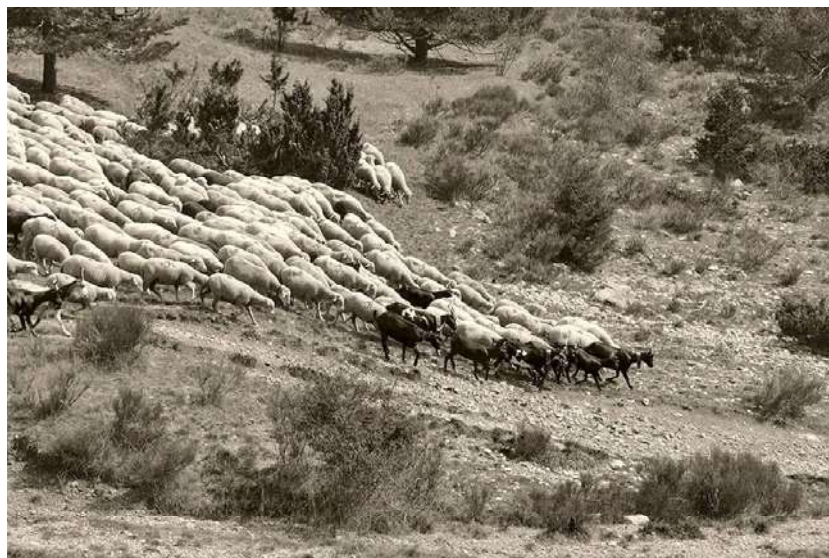


Figure 2. Sheep and goat herd around the Peyresq Mountains (Photo: Martin Sharman)

2. ábra Birka- és kecskenyáj a Peyresq-hegységben (fotó: Martin Sharman)

In the week, I connected with the participants from various international research institutes personally. The lectures varied by topic; trade-offs and synergies, ecosystem services and policy, agricultural futures, scenario planning, IPBES, participatory research, nitrogen management, and more.

We had a full day trip to the Mercantour National Park, which hosts Allos Lake (Figure 3.), the largest natural lake in Europe. After a quick walk we were welcomed by the beautiful blue sight of the lake, perfectly reflecting the mountain backdrop. A paleo-ecologist spoke with us about the Palaeolithic events and glaciers that led to the unique surroundings of the park. A park ranger answered questions about the organisational set-up of the national park, and current pressures being managed. And we finished our visit with a healthy lunch of French cheese and baguette.



Figure 3. The author (Lyndre) at Allos Lake, Mercantour National Park, France
3. ábra A szerző (Lyndre) az Allos-tónál, Mercantour Nemzeti Park, Franciaország

Time was given to peruse the local goods store to choose between Lavender honey, dried walnut sausages, hand-made jewellery, and local French beer. In the evenings, after a delicious meal prepared by the best chefs in town, a local bar would open for the Summer School attendees to discuss and debate the days, topics and interests.

The ten intensive days of interaction and learning left many of the participants tired but very happy. Acquaintances had turned into friends and we were soon discussing a reunion event next year. The Summer School was an insightful experience of the European environmental research sector and presents a learning network where young researchers can collaborate and work together in the future.

Lyndre Nel
SziU, Inst. of Nature Conservation and Landscape Management
Dept. of Nature Conservation and Landscape Ecology
Doctoral School of Environmental Sciences

28. EVS KONGRESSZUS

28th Congress of the European Vegetation Survey
Vegetation Diversity and Global Change
Szeptember 2-6., 2019
Madrid, Spanyolország

2019. szeptember 2. és 6. között Spanyolország fővárosában, Madridban került megrendezésre a 28. EVS kongresszus, amely a vegetációkutatással foglalkozó európai kutatók éves találkozója. A kezdetben még workshop megnevezéssel induló esemény mára már kongresszussá nőtte ki magát, jelezve ezzel is a terület fontosságát és szakmai elismertségét. A szokásos témák közé tartoznak az újabb és újabb vegetációosztályozási módszerek és eredmények, a növényzeti adatbázisok feldolgozása, különböző modellek felépítése, egyes konkrét területek cönológiai, szüntaxonómiai, szukcesszionális vagy éppen tájléptékű, regionális vagy nemzeti szabályozást megalapozó vizsgálata, az invázióbiológia, valamint a kevésbé kutatott élőhelyek és az egyéb florisztikai jellegű kutatások.

A kongresszuson általában 150-250 kutató szokott megjelenni különféle európai, ritkábban a kontinensen kívüli országokból. A magyarok szinte valamennyi alkalommal – általában 5-10 fővel – képviseltették magukat. Idén összesen 172 résztvevője volt a konferenciának, akik 28 országból érkeztek. A kongresszuson a nyitó- és a zárórendezvények mellett elhangzott összesen három vitaindító, valamint 60 résztvevői előadás, megtartásra került továbbá három poszterszekció, egy szakmai ülés, illetve kiállításra került 65 db poszter is. A magyarok közül ketten érkeztünk előadással, míg hatan poszterrel jelentek meg az eseményen.

A találkozó minden évben más terület köré rendezi szekcióit, előadásait. Idén a kongresszus fő témája a növényi diverzitás és globális változás (Vegetation Diversity and Global Change) volt. Ennek jegyében összesen 12 szekció keretében zajlottak az előadások:

1. Homokdűnék és halofil növényzet (Sand-Dune and Halophilous Vegetation)
2. Magashegységi növényzet (High-Mountain Vegetation)
3. Az európai élőhelyek értékelése és megőrzése I. (Assesment and Conservation of European Habitats I.)
4. Az európai élőhelyek értékelése és megőrzése II. (Assesment and Conservation of European Habitats II.)
5. Vegetációmintázatok a palearktikus régióban (Vegetation Patterns in the Palearctic)
6. Módszerek és adatbázisok a vegetációs kutatásokban (Methods and Databases for Vegetation Studies)
7. Mediterrán és termofil erdők (Mediterranean and Thermophilous Forests)
8. Mediterrán, mérsékelt és boreális erdők (Mediterranean, Temperate and Boreal Forests)
9. Vizes élőhelyek, parti- és vízi növényzet (Wetland, Riparian and Aquatic Vegetation)
10. Vegetációdinamika és szukcessziós folyamatok különböző élőhelyeken I. (Vegetation Dynamics and Succession in Different Habitats I.)
11. Vegetációdinamika és szukcessziós folyamatok különböző élőhelyeken II. (Vegetation Dynamics and Succession in Different Habitats II.)
12. Vegetációdinamika és szukcessziós folyamatok különböző élőhelyeken III. (Vegetation Dynamics and Succession in Different Habitats III.)

A kongresszust Madrid egyetemvárosában, a Moncloa Campus területének egyik épülettömbjében rendezték meg. Valamennyi előadás egy előadóteremben zajlott, ahonnan csak az épület másik részére kellett átsétálni a kávészünetek, illetve poszterszekciók alkalmával. Az ebédek elfogyasztására három egyetemi étkezdé is rendelkezésre állt.

Mindegyik helyszínen számos helyi specialitást kóstolhattunk meg, egyebek mellett a híres paellát, burritot és néhány spanyol édességet is. A szervezők külön érdeme, hogy a kávészünetekben környezetbarát, újrahasznosított poharakat és evőeszközöket használhattunk, valamint a felszolgálásra kerülő sós falatok és sütemények mindegyike fenntartható, ökológiai gazdálkodásból származó alapanyagok felhasználásával készült. Mindemellett meglehetősen finomak is voltak, és így kellemes közeget biztosítottak a kiállított poszterek mellett ácsorgó résztvevők tudományos eszmecséréjéhez.

Természetesen a szakmai tartalom is rendkívül sokszínűnek bizonyult. Nagyon sok szüntaxonómiai elemzéssel, különböző modellek és módszerek kifejlesztésével és azok tesztelésével, alkalmazási lehetőségeivel, sőt még botanikai jellegű androidos applikáció fejlesztésekkel is megismerkedhettünk. Emellett tanulhattunk a számunkra különleges élőhelyeken (mint például a homokdűnéken, tundrákon) jelentkező ökológiai problémákról és azok kezeléséről. Számos előadás szólt az egyes nemzetek Natura 2000-es élőhelyeinek megőrzéséről, az ott jelentkező problémák kezeléséről, valamint egyéb erdei és gyepterületek élőhelyi változásairól, többek között kiemelve egy idős litván hölgy kutatását, melyben egy mocsár szukcessziós folyamatait vizsgálta 40 év távlatában. Szerepet kaptak még a vegetációra gyakorolt nagymértékű környezeti hatások és azok értékelése is, különös tekintettel az antropogén eredetű változásokra. A három napon keresztül tartó előadások során így rengeteg és igen széleskörű ismeretre tehattünk szert, és sok-sok tanácsot és tapasztalatot is szereztünk a prezentációkat követő kérdések, viták és kávészünetek során.

Mindezek mellett délutánonként, esténként lehetőségünk nyílt Madrid városának felfedezésére is. Meglátogattuk többek között a királyi botanikus kertet, a valódi egyiptomi kövekből felépített Debod templomot, a híres Prado múzeumot, a királyi palotát, valamint megnéztük a növényi élőfalat és a híres kilátást a Moncloa toronyból. Sétáltunk ezenkívül a főtéren, az El Retiro parkban, és fotót készítettünk a város szimbólumaként ismert „A Medve és az eperfa” nevű szobornál, valamint a Santiago Bernabeu Stadionnál. Mindezek mellett betekintést nyerhettünk a mediterrán világ különleges életmódjába, a boltokban fellelhető hatalmas sonkakínálatba, a késő éjszakába nyúló pezsgésbe, valamint a nagy nyárvégi hőség és a késői napnyugta és napkelte világába.

Az egyéni felfedezések mellett a szervezők is gondoskodtak szakmai jellegű kirándulásról. A kongresszus utolsó napján több célpont közül is lehetett választani:

1. Sierra de Guadarrama: gránit és gneisz alapkőzeten kialakult magashegységi mediterrán növényzetű terület.
2. Tajuña folyó medencéje és az El Campillo lagúna környéke: miocén alapkőzetre települt vizes élőhelyek Madrid tartományának délkeleti részén, tölgyesekkel és különféle cserjésekkel, valamint diverz halofita növényközösségekkel.
3. Sierra de Vicente: különleges nyugat ibériai jegyeket hordozó lombhullató és örökzöld tölgyesek.

A felsoroltak közül mi a Sierra de Guadarrama hegységet választottuk, melyről egy rövid szakmai füzetet is kaptunk. A hegység egyébként egy kedvelt kiránduló célpont. Legmagasabb csúcsa a Peñalara (2428 m), melyet a túránk során sajnos idő hiányában nem érintettünk, csak a Hermana Mayor 2285 méteres pontját, de botanikai és tájképi szempontból így is elégedettek lehettünk. A kiindulópont a Puerto de Los Cotosban található Peñalara Látogatóközpont volt. Innen egy még zárt erdei fenyős társulásban kezdtük meg utunkat, majd egyre magasabbra haladva, fokozatosan tűntek el az előbb említett fák, átadva helyüket a kisebb méretű fenyőknek és a kitétséget, erősen sziklás viszonyokat jól tűrő, kistermetű egyéb jellegzetes mediterrán fajoknak (1. ábra).



1. ábra Tipikus mediterrán növényzet a Peñalara csúcs környékén (Fotó: Rusvai K., 2019. szeptember 6.)
 Figure 1. Typical Mediterranean vegetation in Peñalara Peak Area (Photo: K. Rusvai, 6th of September, 2019)

Sétánk során a szikrázó napsütés és a magasban köröző keselyűk is kísérték bennünket. A szabadon legelő szarvasmarhák és lovak mellett elsétálva megnézhattunk egyrészt egy hatalmas sziklahalomra épült kő menedékházat, valamint megcsodálhattuk az egykori gleccser nyomait, a jég és a későbbi erózió által formált különleges sziklahalmokat és a környék egyik nagy látványosságát, a Peñalara lagúnát (2. ábra) is. Külön érdekesség volt számunkra a sziklás környezetben megbúvó tavacska, s az alatta elterülő, apró patakokkal és szivárgóvizes foltokkal tarkított lapos medence, ahol természetvédelmi okokból csak kiépített pallókon lehetett közlekedni, azonban így is rengeteg érdekes fajt, s még virágzó növényeket is láttunk.



1. ábra: A Peñalara lagúna – A Sierra de Guadarrama nemzeti park egyik leglátogatottabb helyszíne
 (Fotó: Rusvai K., 2019. szeptember 6.)
 Figure 1. The Peñalara Lagune – One of the most visited sites in the Sierra de Guadarrama National Park
 (Photo: K. Rusvai, 6th of September, 2019)

Rengeteg élménnyel telve utaztunk ezután vissza Madrid város forgalmába, majd hazánkba, a mediterrán forrásból az akkor már beköszöntő kontinentális őszbe, remélve,

hogy szakmai tudásunkat tovább bővítve a jövő évben is sikerül majd részt vennünk hasonló hangulatú és színvonalú nemzetközi konferenciákon.

Rusvai Katalin
PhD hallgató
SZIE, MKK, TTI, Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Intézet
Környezettudományi Doktori Iskola