

TRADITIONAL AGRICULTURAL LANDSCAPES – A MODEL OF DETAILED LAND USE MAPPING

Dagmar ŠTEFUNKOVÁ¹, Jana ŠPULEROVÁ¹, Marta DOBROVODSKÁ¹,
Matej MOJSEŠ², František PETROVIČ³

¹Institute of Landscape Ecology, Slovak Academy of Sciences
Štefánikova 3, 814 99 Bratislava, Slovak Republic; e-mail: dagmar.stefunkova@savba.sk

²Institute of Landscape Ecology, Slovak Academy of Sciences
Akademická 2, 949 01 Nitra, Slovak Republic

³Faculty of Natural Sciences Constantine the Philosopher University in Nitra
Tr. A. Hlinku 1, 949 74 Nitra, Slovak Republic

Keywords: traditional agricultural landscapes (TAL), land use, forms of anthropogenic relief, Slovakia

Abstract: Traditional agricultural landscape structures (TAL) create a mosaic of small-scale arable fields and permanent agricultural cultivations related to the specific regional agrarian culture. Continuity of traditional agricultural utilization was not interrupted in these areas, even during agricultural collectivization. Currently, not only intensive farming, but also increasing urbanization or abandonment threatens the existence of TAL. Research into TAL in Slovakia focused on mapping their distribution and contributing to improvement in the quality of life in rural areas. Herein we present the detailed land use mapping model applied in study areas with preserved TAL. The present state and developmental trends of agricultural landscape and the spatial determination of TAL was demonstrated by detailed land use mapping linked to the 1st and 2nd level of the Corine Land Cover legend (CLC), and by comparison of historical and current land use maps. The largest proportion of extensive farming is maintained in Hriňová, with a significant 15% share of small-block fields and 25% heterogeneous agricultural areas. We also created a set of indicators through which the incidence of TAL in the field could be confirmed, or refuted. Based on the presence of land use elements and according to TAL national classification scheme, the 9 TAL types were determined in these study areas, where their overall share of the total agricultural land area varies from 11% to 50%.

Introduction

Traditional landscapes have a long history which has evolved slowly, taking centuries to form the characteristic structure and reflecting a harmonious integration of biotic, abiotic and cultural elements (ANTROP 2005). These areas represent regions with specific combinations of natural and cultural diversity with high visual quality and public preferences (ŠTEFUNKOVÁ and CEBECAUER 2006, ARRIAZA et al. 2004, TEMPESTA 2010). Cultural landscapes indicating traditional land use and culture are displayed in the Landscape Atlas of the Slovak republic (PODOLÁK et al. 2002). This describes the traditional meadow-pasture landscapes, landscapes with traditional dispersed settlements, historical landscapes with small farm buildings or water mills, and historical landscapes of mixed types. These latter features include folk architecture, cultural mosaics and traditional mining landscapes. All these landscape types maintain the history of our human society and create an important basis of the cultural and natural heritage of the territory of Slovakia. Substantial parts of traditional landscapes create the agricultural landscape. This appears as a mosaic of small-scale arable fields and permanent agricultural cultivations depending on the specific regional agrarian culture. Based on land use elements, the following classes of traditional agrarian landscape (TAL) have been distinguished (ŠPULEROVÁ et

al. 2011): (1) TAL with Dispersed Settlements; (2) TAL of Vineyards; (3) TAL of Arable-Land, Grasslands and Orchards; (4) TAL of Arable-Land and Grasslands. Agriculture was a crucial part of production forces in Slovakia from neolithic revolution eras up to 1950s. During that period the Slovak countryside formed part of pre-industrial societies, characterized by considerable stability (SLAVKOVSKÝ 2009). It was impossible to increase agricultural production during that period due to high fragmentation of agricultural land and the lack of technological underdevelopment (DEMO et. al. 2001). Mainly mountainous areas remained unaffected by the industrial revolution with new agricultural technologies and land reforms instituted in Europe primarily from the 18th until the early 20th century. Existing land structure was derived from initial division of feudal land ownership (DEMO et. al. 2001, GOJDA 2000, LUKNIŠ 1977). Great changes in the agricultural land structure and agricultural land property took place in Slovakia and other European post-socialist countries (OLAH et al. 2009, GERARD et al., 2010, LIPSKÝ et. al. 2006), and consequent threat to its heterogeneity, biodiversity and heritage emanated from the collectivization and socialization processes of agriculture (GELENCŠÉR et al. 2012). These mainly occurred following the 2nd World War between the 1950's and 1980's. The regions, where TAL is still preserved generate specific and unique landscape images especially in sloping areas where terraced and enclosed landscapes were created over a long period. These creations closely resemble traditional agricultural landscapes in the Mediterranean area (PETANIDOU et al. 2008, AGNOLLETTI 2011, CULLOTTA and BARBERA 2011), and in other parts of Europe (PETIT et al. 2012, RIEZNER 2008, SMRDEL 2010). Small remnants of TAL are surrounded by intensive farmland or forest and these are becoming rare and highly valuable. Therefore research activities now focus on analysis of state-of-the-art of TAL, their role in biodiversity, the pressures and threats to TAL and on concentrated efforts to preserve their value.

Herein, we present a model of land use mapping in areas with preserved traditional agricultural landscapes and this forms the basis for determining their current enlargement and for evaluating their biodiversity and cultural-historical value. While land cover is defined as the physical material on the earth's surface consisting of natural and modified (cultivated) and artificial objects, land use describes society's utilization of land (FERANEC and OŤAHEĽ 2001; FISHER et al. 2005). While urbanized artificial surfaces or intensively used agricultural areas such as arable land, permanent crops fit the definition of land cover, these terms also indicate their land use and their social function (FERANEC et al. 2007).

In the highly fragmented agricultural patterns, typical of traditional agricultural landscape, significant changes are not observable by conventional remote sensing approaches to land change measurement (ELLIS et al. 2006). Therefore specific procedures are applied to map cultural and natural heritage, currently threatened by urbanization and abandonment. The procedures included fine-scale mapping based on aggregation data such as historical records, field mapping of individual plots, cadastral records together with multiple level approaches defining land system – land cover – land use, forms of anthropogenic relief, management system, cultural heritage features and vegetation (CULLOTTA and BARBERA 2011, ELLIS et al. 2009, KIZOS et al. 2010, SUPUKA et al. 2011).

Forms of anthropogenic relief in traditional agrarian landscape are an important part of the cultural heritage and at the same time a source of biodiversity. They were formed over many centuries to improve the relief-soil quality of agricultural land and contain specific features as a result of local agrarian culture and specific natural conditions. Consequently

they form part of the land-shaping system. Recently, they have been studied, evaluated and classified in publications by AGNOLETTI (2010), RIEZNER (2007), KIZOS et al. (2010), CHARTIN et al. (2011), DOBROVODSKÁ and ŠTEFUNKOVÁ (1996) and others.

Within the Slovakia TAL inventory, the following forms of anthropogenic relief were distinguished (DOBROVODSKÁ et al. 2010): (1) Terrace slopes, (2) Step balks (low step boundary of plot covered by grass or bushes); (3) Solitary heaps, (4) Lengthwise mounds (earthy or stone walls on the plot boundary); (5) Unconsolidated walls (dry stone retaining walls, supported the vineyard terraces); (6) Mounds or heaps formed on terrace slopes. As shown by some studies, forms of anthropogenic relief in TAL areas constitute in addition to irreplaceable landscape image and also specific habitats of high biodiversity on agricultural parcels borders (RUŽIČKOVÁ et al. 1999).

The use of detailed and specialized mapping methods allows creation of a database for application in further research of TAL biodiversity and cultural and historical value. In this paper we present the mapping procedures for the inventory of traditional agricultural landscapes.

Study area

An example of detailed TAL land use mapping is presented in study areas where the original agricultural plot division with typical forms of anthropogenic relief is still significantly preserved, and to some extent traditional farming is maintained.

The study areas whose allocation is identical with cadastral units are situated in the Western Carpathians Mountains in different regions of Slovakia, and they contain three different types of landscape with preserved TAL (Figure 1).

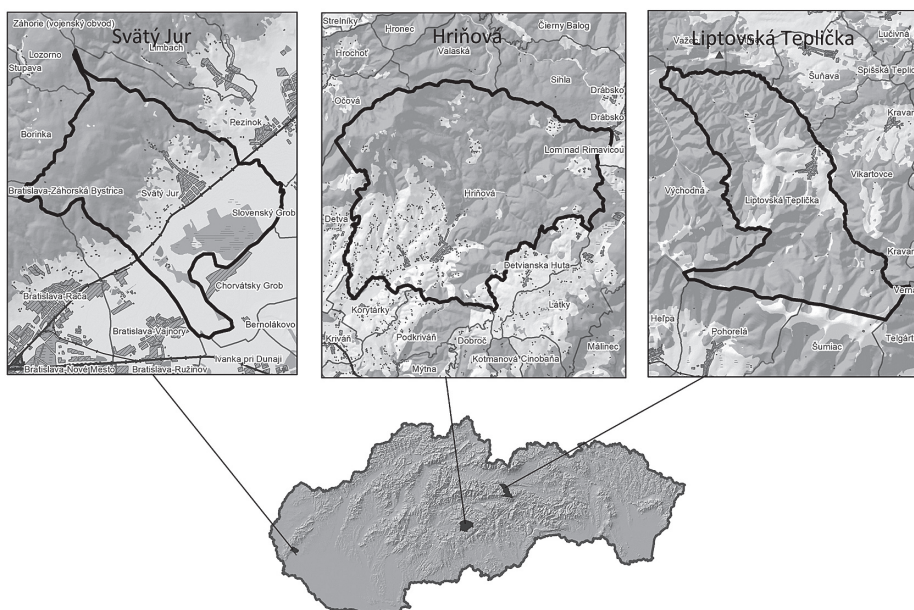


Figure 1. Situation of study areas (cadastral units) within Slovak territory
 1. ábra A vizsgált terület (kataszteri egység) elhelyezkedése Szlovákián belül

The Svätý Jur study area has a viticulture-arable landscape with forest and preserved fragments of traditional vineyards. It is situated at the interface of the foothill relief of the Little Carpathians Mts. and the Danube plane, with the central compact settlement being the historical town of Svätý Jur (Figure 2.). It is located in western Slovakia, 15 km from the Bratislava capital. The study area lies at an altitude varying from 126 to 514 m and it covers 3,987 ha, with 1,015 ha agricultural land. The area was settled in the 9th century with wine growing in this territory dating from the Roman settlement era. Here, the advanced technology in wine growing and wine trading were strongly influenced by German colonists settling Svätý Jur before 1200 AD. Terraces on steep slopes were created over several centuries; prevalingly on crystalline subsoil with cambisols and rankers. These illustrate traditional wine growing practices. Following establishment of an agricultural cooperative in 1950, most of the traditional vineyard land was completely changed between 1970 and 1980 to new, larger vineyard terraces. Thus, the greatest portion of the traditional small-structured vineyard landscape was destroyed.



Figure 2. The Svätý Jur study area (Photo: Štefunková)
2. ábra A Svätý Jur vizsgálati terület (Fotó: Štefunková)

The Hriňová study area is a sub-mountainous arable grassland landscape with dispersed settlement (Figure 3.). It is situated in central Slovakia on the Poľana mountain massif which, at 490–1,458 m altitude, ranks amongst the largest extinct volcanoes in Europe. The central settlement is Hriňová township – 15 km from the district town Detva. The area covers 12,640 ha, of which 2,975 ha is agricultural land. The oldest artefacts which provide evidence of the Poľana territory settlement emanate from the Bronze Age. The area was inhabited in the period of “kopaničiarska” colonization before the beginning of the 19th century. The landscape forms a mosaic of forests, meadows and arable land on prevalingly granodiorite and biotite diorite, and to a lesser extent on volcanic subsoil with cambisols. There was no land consolidation implemented here during the socialist period.



*Figure 3. The Hriňová study area (Photo: Mojses)
3. ábra A Hriňová vizsgálati terület (Fotó: Mojses)*

The Liptovská Teplička study area comprises mountainous arable grassland landscape with traditional agriculture (Figure 4.).



*Figure 4. The Liptovská Teplička study area (Photo: Špulerová)
4. ábra A Liptovská Teplička vizsgálati terület (Fotó: Špulerová)*

The area is 9,868 ha, of which 1,313 ha is agricultural land. It is located in the northern part of Slovakia at an altitude of 846–1,429 m on the margin of the Low Tatra Mountains. The terraced fields of arable land are still preserved, and these mostly lie on a carbonate pad with rendzinas and cambisols. The area was colonized in the 17th century by Walachian law and agricultural collectivization occurred in 1975 during the socialist period. Land consolidation and balks and hedges removal were instituted in areas most suitable for crop planting, and the original land structure is preserved in steeply sloped areas.

Materials and methods

The research of current landscape structure was based on the concept of land use hierarchically linked to the 1st and 3rd levels of the Corine Land Cover (CLC) nomenclature (FERANEC and OŤAHEL 2001, 2008).

In order to standardize outputs of land use mapping and to set clear boundaries between land-cover and land use concepts, we defined a hierarchical distinction between our land use legend and the CLC legend group of agricultural elements.

Detailed mapping levels require the larger scales of 1:5,000 and 1:10,000. These allow description of agricultural landscape elements on the basis of intensity of cultivation which normally manifests itself as consolidated large-block or fragmented small-block land structure. In order to better appreciate the current state of the agricultural landscape and its history we mapped the abandonment of individual plots with a minimum size over 0.1 ha, and for vineyards also the occurrence of pin vineyards, where traditional technology of wine grape training on wooden stakes is still preserved.

TAL sites comprised areas with preserved continuity of agricultural use, and their distribution in the study areas was identified based on the comparison of present and historical maps reflecting the state of land use in the following three time horizons:

- the middle of 19th century – period from the Austro-Hungarian Monarchy
- the middle of the 20th century before socialist collectivisation
- the present (2011) reflects the landscape changes during socialist collectivisation (1950–1980), postsocialist restitution and agriculture transformation (1990–2000).

It was also necessary to distinguish between small fragmented agrarian structures with historical continuity and those arising from 1990 to 2010 following the collapse of socialism and the restoration of private land ownership. The occurrence of TAL sites was confirmed in the field, using four indicators where at least one of the following characters was present:

- preserved small-scale plot division
- primary land use unchanged during the agricultural collectivization of the socialist period,
- preserved original forms of anthropogenic relief and
- preserved features of traditional extensive agricultural technology.

Forms of anthropogenic relief in the TAL sites were mapped and classified in terms of nationwide classification (DOBROVODSKÁ et al. 2010).

Land use and TAL type maps were created using the GIS ArcGIS 9.2 software programme. Digitization of spatial data was performed manually using the “on screen” method based on the visual interpretation of maps and aerial photos in the ArcView GIS environment. Historical land use from the middle of the 19th century was processed from maps of II. military mapping (1846 – Liptovská Teplička, 1847 – Hriňová, 1838 – Svätý Jur) at a scale of 1: 28,800. The maps contain the information on the land use categories of arable land, grassland, woodland, built-up residential areas and manufacturing and transport sites.

Historical land use from the middle of 20-th century was processed from orthorectified monochrome aerial photos from 1949, and topographic maps from 1956 in the scale of 1:25,000 were used as an additional database (© Topographic Institute, Banská Bystrica, Slovakia).

The present land use was generated by orthophotos in the scale of 1:5,000 – (Ortho-photo © Geodis Slovakia 2003, Aerial photography and digital orthophoto © Eurosense, s.r.o., Slovakia, 2003), and by QuickBird high-resolution satellite imagery (©DigitalGlobe 2011), and verified by field mapping. Basic maps of Slovakia in the scale of 1:10,000 (1992–1993), and current cadastral maps were used to support spatial allocation of land use elements.

Results

Current state of agricultural land use in the study areas

The extent and structure of mapped agricultural land use elements in the study areas reflect the impact of historical and current socio-economic conditions on the natural landscape potential. In 2010, there were total of 33 agricultural land use types identified in the study areas of Svätý Jur (SJ), Hriňová (HR) and Liptovská Teplička (LT) (Table 1.).

The greatest extent of large-block fields in the three study areas, covering 61% of the total agricultural area and 52% of vineyards, was recorded in the Svätý Jur area (Figure 5.). These agricultural ecosystems have been strongly affected by human impact, with the agricultural cooperative engaging in intensive farming since 1950. However, the relatively high 7% proportion of abandoned large-block vineyards reflects a decline in intensive winegrowing in this traditional wine region.

Compared with Svätý Jur, grasslands predominate in Hriňová at 59% and also at Liptovská Teplička with 92%. The relatively high 32% of intensely managed permanent grassland is in Liptovská Teplička where this is controlled by the agricultural cooperative. The largest proportion of extensive farming is maintained in Hriňová, with a significant 15% share of small-block fields and 25% heterogeneous agricultural areas. These percentages reflect the absence of agricultural cooperative establishment in Hriňová.

On the other hand, extensive farming is closely correlated with abandonment. A significant proportion of abandoned agricultural land is situated in Hriňová (17%), while smaller percentages were recorded in Liptovská Teplička (7%) and Svätý Jur (10%).

The greatest variety of land use types in heterogeneous agricultural areas and all land use types mapped in agricultural elements were recorded in Svätý Jur (Table 1.). This highlights that Svätý Jur has the highest diversity of natural conditions of the three study areas.

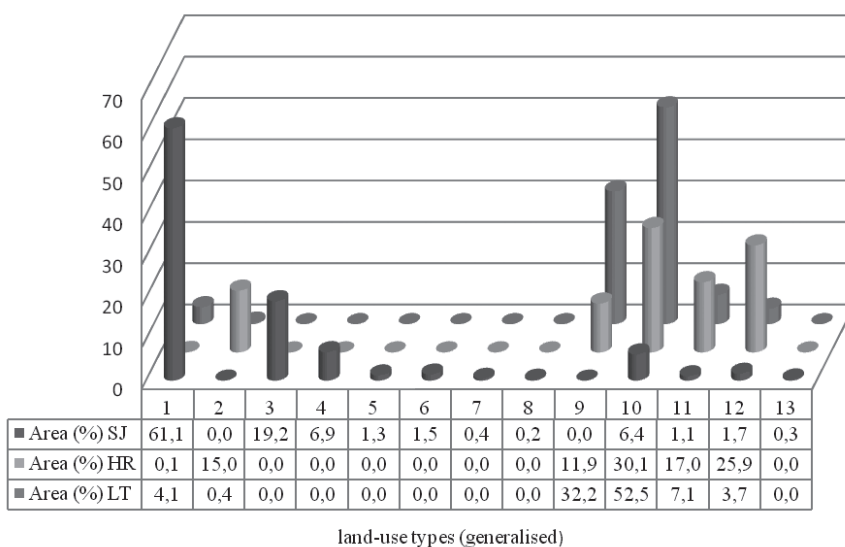
Table 1. The area of agricultural land use types in the cadastral areas:
Svätý Jur (SJ), Hriňová (HR) and Liptovská Teplička (LT)
1. táblázat A mezőgazdasági tájtypusok kiterjedés a kataszteri területen:
Svätý Jur (SJ), Hriňová (HR) and Liptovská Teplička (LT)

<i>AGRICULTURAL LAND-USE TYPES IN CADASTRAL AREAS (Legend is hierarchically linked to level 2 – level 3 of the CLC project legend)</i>	<i>Area SJ (ha)</i>	<i>Area HR (ha)</i>	<i>Area LT (ha)</i>
2.1. ARABLE LAND			
2.1.1. Non-irrigated arable land			
Large block fields (incurred during the collectivisation of agriculture)	620.47	3.04	54.00
Small block fields	-	445.09	4.96
2.2. PERMANENT CROPS	-	-	-
2.2.1. Vineyards	-	-	-
Large block vineyards (incurred during the collectivisation of agriculture)	70.11	-	-
Large block vineyards temporarily under fallow	195.28	-	-
Small block wire vineyards	11.88	-	-
Small block pin vineyards	0.55	-	-
Small block mixed vineyards	0.42	-	-
Small block wire vineyards temporarily under fallow	10.84	-	-
Small block pin vineyards temporarily under fallow	2.62	-	-
Small block mixed vineyards temporarily under fallow	1.47	-	-
2.2.2. Fruit trees and berry plantations	-	-	-
Extensive fruit orchards	0.53	1.71	-
Extensive chestnut orchards	3.92	-	-
Fruit orchards temporarily under fallow	0.66	-	-
Chestnut orchards temporarily under fallow	1.58	-	-
2.3. PASTURES	-	-	-
2.3.1. Pastures	-	-	-
Intensive meadows	-	253.71	196.75
Extensive meadows (including rarely mown fallow land with less than 20 % shrub overgrowth)	64.56	742.88	276.75
Intensive pastures	-	98.81	225.55
Extensive pastures	-	153.1	412.41
Meadows temporarily under fallow	10.65	224.96	36.48
Pastures temporarily under fallow	-	280.1	56.89

2.4. HETEROGENEOUS AGRICULTURAL AREAS	-	-	-
2.4.2. Complex cultivation patterns (less than 20 % natural woody vegetation)	-	-	-
Arable land, grassland and vineyards	2.23	-	-
Arable land and vineyards	0.29	-	-
Arable land and orchards	-	0.66	-
Arable land, grassland and orchards	4.39	1.51	-
Arable land, orchards and vineyards	0.19	-	-
Arable land, orchards, vineyards and fruit shrubs	1.14	-	-
Grassland and arable land	-	766.11	49.17
Grassland and vineyards	2.03	-	-
Grassland and orchards	0.59	2.61	-
Grassland, orchards and vineyards	6.11	-	-
2.4.3. Land principally occupied by agriculture, with significant areas of natural vegetation	-	-	-
Grassland and vineyards (20–40 % trees and shrubs)	0.94	-	-
Orchards and vineyards (20–40 % trees and shrubs)	1.38	-	-
Arable land, orchards, and vineyards (20–40 % trees and shrubs)	0.63	-	-

Figure 5. The proportion of agricultural land use types in the total agricultural area of Svätý Jur (SJ), Hriňová (HR) and Liptovská Teplička (LT)

5. ábra A mezőgazdasági tájhasználati típusok részaránya Svätý Jur (SJ), Hriňová (HR) és Liptovská Teplička (LT) mezőgazdasági területein belül



Legend:

Generalised land use types: 1 - large block fields, 2 - small block fields, 3 - large block vineyards, 4 - large block vineyards temporarily under fallow, 5 - small block vineyards, 6 - small block vineyards temporarily under fallow, 7 - extensive fruit and chesnut orchards, 8 - fruit and chesnut orchards temporarily under fallow, 9 - intensive grassland, 10 - extensive grassland, 11 - grassland temporarily under fallow, 12 - heterogeneous agricultural areas with less than 20% NWV, 13 - heterogeneous agricultural areas with 20–40% NWV (NWV – nonforest woody vegetation)

Identification and classification of traditional agricultural landscapes in the study areas

Establishment of the spatial determination of TAL areas was based on the comparison of historical and current land use maps of the study areas, and on use of the mapping key in the field mapping process.

The largest percentage of TAL in agricultural land was recorded in the Hriňová cadastre, where the most extensive farming tradition of all study areas has been preserved (Table 2.).

Table 2. The proportion of traditional agricultural landscapes in the study areas
2. táblázat A hagyományos mezőgazdasági tájak részaránya a vizsgált területeken

<i>Pilot area</i>	<i>TALS area (ha)</i>	<i>TALS share on total size of agricultural land (%)</i>
<i>Svätý Jur</i>	<i>113.0</i>	<i>11.12</i>
<i>Liptovská Teplička</i>	<i>275.6</i>	<i>20.97</i>
<i>Hriňová</i>	<i>1517.0</i>	<i>50.99</i>

Farmers in the Hriňová study area were organized in the Association of self-employed farmers before and during the communist era, and this situation continues today. A relatively high proportion of TAL was recorded in Liptovská Teplička, where the agricultural cooperative manages not only consolidated land, but also grassed terraced fields of TAL areas. These activities are supported by agro-environmental schemes which help to maintain TAL and support grassland biodiversity through grass mowing. The smallest proportion of TAL in Svätý Jur compared to other areas is due to the intensive agricultural land consolidation instituted during the communist era. Significant changes in the structure of agricultural land were carried out here. Narrow-striped terraced vineyards oriented mostly along the fall line were converted into a large terraces oriented laterally (Figure 6. and 7.). Following land restitution, many land owners have become more interested in selling their land for building purposes rather than maintaining traditional farming.

Figure 6. The Svätý Jur study area in 1945 – typical landscape pattern formed by traditional vine growing for many centuries

(© Topographic Institute, Banská bystrica, Slovakia)

6. ábra A Svätý Jur terület 1945-ben – tipikus tájmintázat, amelyet a több évszázados szőlőtermesztés alakított ki (© Topographic Institute, Banská bystrica, Szlovákia)

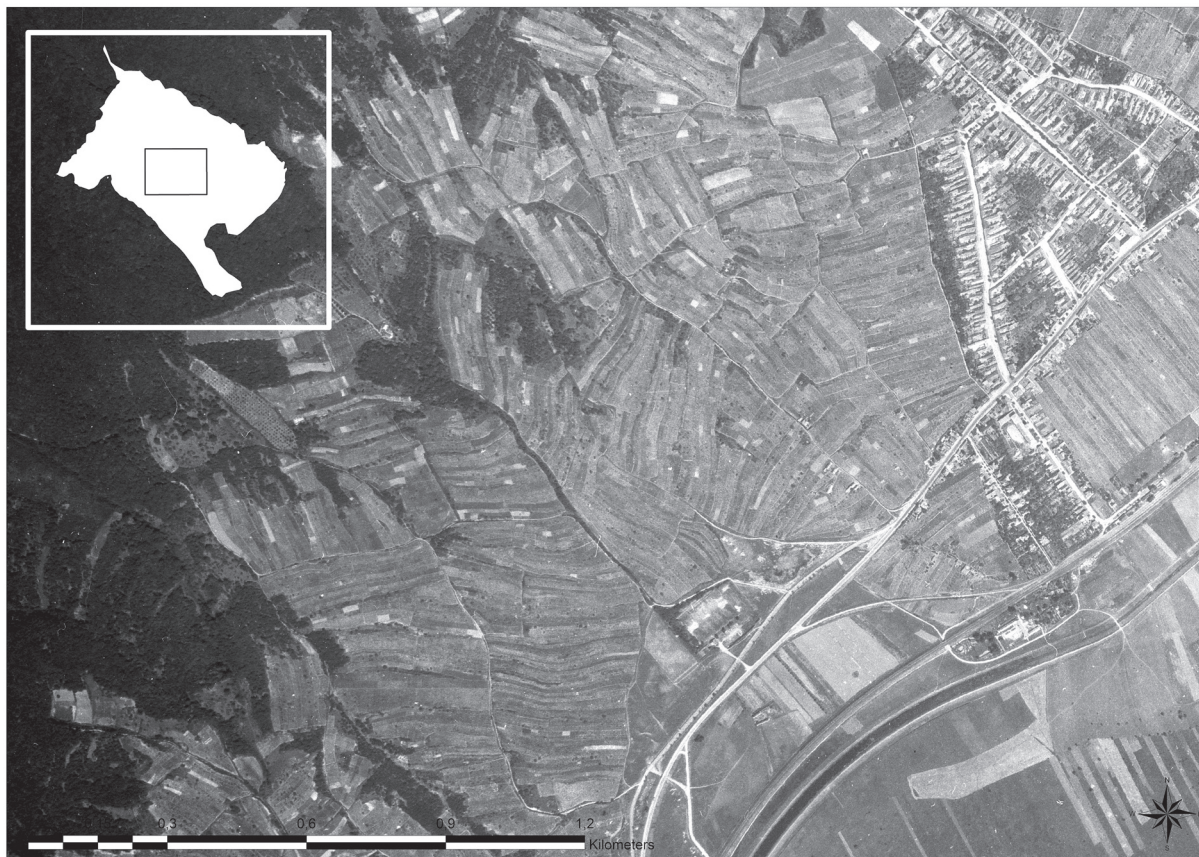


Figure 7. The Svätý Jur study area in 2003 – landscape structure reflects the significant changes in agriculture during the communist era (Orthophoto © Geodis Slovakia 2003, Aerial photography and digital orthophoto © Eurosense, s.r.o., Slovakia, 2003)

7. ábra A Svätý Jur vizsgálati terület 2003-ban – a tájszerkezet a kommunista időszak alatt a mezőgazdaságban bekövetkező szignifikáns változásokat mutatja (Orthophoto © Geodis Szlovákia 2003, Aerial photography and digital orthophoto © Eurosense, s.r.o., Szlovákia, 2003)



Most TAL sites are located on steep slopes (over 12%), on shallow and skeletal soils. This reflects the presence of different forms of anthropogenic relief, formed over many centuries which remain preserved today. The terrace slopes were created during long-term land cultivation of arable fields on steep slopes and these mainly occur in Liptovská Teplička study area. They create natural habitats covered by grass or bushes. Step balks situated on moderate slopes are characteristic features of Hriňová study area (Figure 8.). Solitary heaps and lengthwise mounds were formed by cultivation of arable land and removal of the skeleton on the borders or in the centre of the plots. These occur in all three cadastres. Unconsolidated walls were built from stones to form supporting walls for vineyard terraces and these are characteristic in Svätý Jur (Figure 9). Slope mounds and heaps formed on terraces were rarely found in Liptovská Teplička and Hriňová study areas.



Figure 8. Step balks situated on moderate slopes are characteristic features of Hriňová study area
(Photo: Mojses)

8. ábra A mérsékelt lejtőn elhelyezkedő lépcsőzetes mezsgye a hriňová-i mintaterület jellegzetessége
(Fotó: Mojses)



Figure 9. Unconsolidated walls were built from stones to form supporting walls for vineyard terraces and these are characteristic in Svätý Jur (Photo: Štefunková)

9. ábra A szőlő-teraszok megerősítésére szolgáló, kötőanyag nélküli kőfalak a Svätý Jur mintaterület jellegzetességei (Fotó: Štefunková)

Forms of anthropogenic relief were established to improve relief soil quality for cultivated land, through creation of erosion control measures. Even when the intensity of land use changed, and most of the former arable fields were transformed to grassland, TAL with forms of anthropogenic relief provides additional ecosystem services for society. Here, they play an important role in water retention and soil erosion prevention which are increasingly important in times of climate change.

Based on the presence of the land use elements and according to the national classification scheme of TAL (ŠPULEROVÁ et al. 2011), the following 6 TAL types were determined:

Traditional agricultural landscape with dispersed settlements (1)

- Traditional agricultural landscape with dispersed settlements of dominant grassland (code 102); where grasslands predominated and, orchards and arable land were also present. This type of mosaic is the most frequent in dispersed settlement in the Hriňová study area.
- Traditional agricultural landscape with dispersed settlements with a mosaic of grasslands and arable land (code 103); where no present land use types dominate (Figure 10.). This TAL type occasionally occurred around dispersed settlements in the Hriňová study area.



Figure 10. Traditional agricultural landscape with dispersed settlements, a mosaic of grasslands and arable land; where no present land use types dominate

10. ábra Hagymányos agrártájak szétszórt településekkel, füves mozaikkal és szántókkal, ahol egyik jelenlegi tájhasználat sem dominál

- Traditional agricultural landscape with dispersed settlements with a mosaic of orchards, grasslands and arable land (code 104); this was also occasionally observed in the Hriňová study area.

Traditional agricultural landscape of vineyards (2)

- Traditional vineyard agricultural landscape with dominant vineyards and other land use forms without buildings (code 220); or with buildings (code 221). This TAL type is only found close to the Svätý Jur settlement. A significant proportion of abandoned vineyards are found in mosaics without buildings. TAL subtypes with buildings are used for recreation or temporary housing (Figure 11.). Many plots are fenced and used as decorative and productive gardens.
- Traditional vineyard agricultural landscape with differing non-dominant land use forms without buildings (code 230); or with buildings (code 231). These are present only in Svätý Jur, where they are quite dominant. Their structure is created by small-block vineyards, grasslands, orchards and arable land with a significant proportion of natural vegetation.



Figure 11. Traditional vineyard agricultural landscape with dominant vineyards and other land use forms with buildings

11. ábra Hagymányos agrártáj szőlő dominanciával és egyéb tájhasználati formák épületekkel

Traditional agricultural landscape of arable-land and grasslands (4)

- Traditional agricultural landscape of arable-land and grasslands with dominant grasslands with differing percentages of arable land (code 402). These are found in the Hriňová and Liptovská Teplička study areas.
- Traditional agricultural landscape of arable-land and grasslands with a mosaic of grasslands and arable land (code 403) This TAL type was identified in the Hriňová and Liptovská Teplička study areas.
- Traditional agricultural landscapes of arable land and grasslands with grasslands only (code 404), other types of land use are not present. These TAL types was also identified in the Hriňová and Liptovská Teplička study areas, and constitute former terraced fields or former mosaics of fields and grasslands, currently changed to grasslands (Figure 12.).

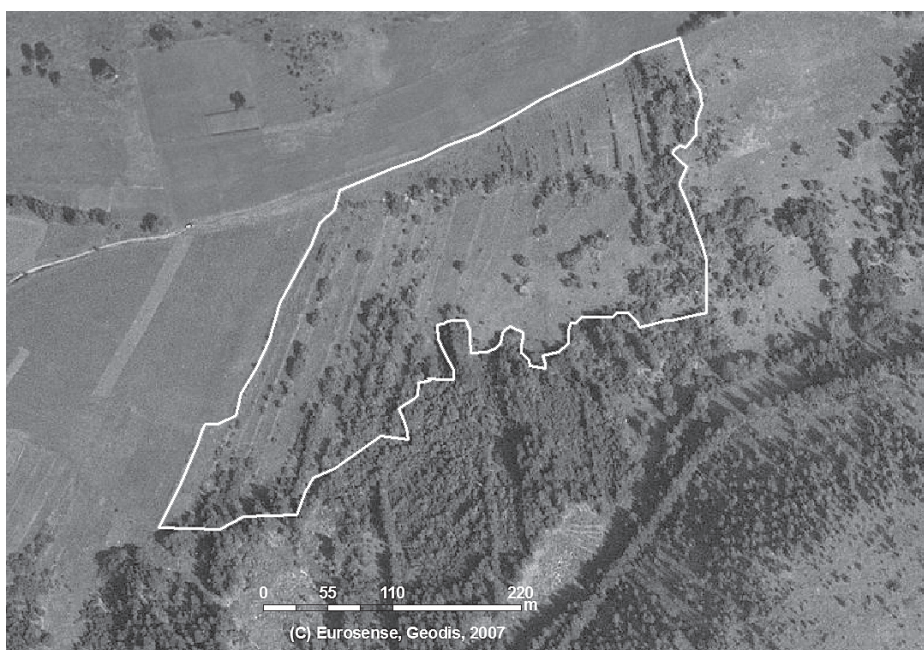


Figure 12. Traditional agricultural landscapes of arable land and grasslands with grasslands only (code 404), other types of land use are not present

12. ábra Hagyományos agrártájak szántóval és füves területek kizárólag gyepekkel (404-es kód), más tájhasználat nincs jelen

Conclusions and discussion

The detailed structure of agricultural land use in selected study areas of TAL in Slovakia was mapped using specialized methodology. The spatial distribution and detailed classification of agricultural land use is crucial in this type of research, and this contribution demonstrates methodologies and outputs of detailed inventory of the current landscape structure based on the concept of land use hierarchically linked to the 1st and 3rd levels of CLC (FERANEC and OŤAHEĽ 2001, 2008). This allowed comparison of present and historical land use and identification of sites where TAL were preserved.

Investigation of the landscape structure in terms of landscape diversity shows that level of projection of landscape structures is significant. The agricultural mosaics significantly increase landscape diversity and this fact can be missed, if mosaics are delineated as one polygon. The highest diversity of land use was observed in Svätý Jur, where the diversity of natural conditions is the highest of all three study areas and the conditions for agricultural management are also the most favourable.

Focusing on present and historical land use from the three time horizons of 1938, 1949 and 2010, large-block fields and vineyards in Svätý Jur and intensely managed permanent grassland in Liptovská Teplička documented strong land use changes during

agricultural collectivization. In general, new landscapes are considered less diverse and less coherent than the traditional ones (VAN EETVELDE and ANTROP 2004). In comparison with other rural areas in Slovakia, the presence of TAL is quite significant, from 11% in Svätý Jur to 50% in Hriňová. These can be singled out as outstanding cultural landscapes. They were identified based on the landscape pattern, typical in its preserved small-scale plot division and presence of forms of anthropogenic relief, and also based on preserved traditional extensive agricultural technologies.

Traditional extensive management is closely related to abandonment, as it was observed in all three pilot study areas. Detailed elaboration of the legend highlights the intensity of use. Landscape categories such as extensive chestnut orchards, extensive meadows and pastures and complex cultivation patterns with less than 20% natural woody vegetation indicate extensive use. Landscape categories such as large block vineyards, small block wire vineyards and orchards, all temporarily under fallow, highlight landscape abandonment. The most significant trend in abandonment in three study areas was apparent in Hriňová. Results herein substantiate findings in other parts of Europe which demonstrate that abandonment and forest re-growth is largely restricted to; (1) land with grass and scrub vegetation and agricultural land with groups of trees at mid to high altitudes, steep slopes, stony ground and a low temperature, and (2) regions with immigration and part-time farms (GELLRICH et al. 2007). All these features are dominant in our study areas.

This is now essential to preserve existing fragments of TAL, because they have irreplaceable ecological, cultural and historical value and local owner interest in TAL management has been steadily declining. If we wish to preserve TAL for future generations, it is essential to fully understand their value and to disseminate this knowledge to third parties. Local stakeholders are currently becoming increasingly involved in activities aimed at furthering their knowledge of values associated with TAL and their required management. According to sociological surveys, the local stakeholders acknowledge these ecological, cultural and historical values and their benefits. In particular, they appreciate the natural value connected with biodiversity and clean air and water sources, in addition to the value of preserving their architecture and folk arts and traditions. With respect to economic values, they perceive possibilities for tourism development and the production of local agricultural crops (BARÁNKOVÁ et al. 2011). The research results and agricultural landscape evaluation herein support future development possibilities and the protection of our outstanding agricultural landscapes.

Acknowledgments

This contribution was prepared within the grant project of the Ministry of Education of the Slovak Republic and the Slovak Academy of Sciences No. 2/0051/11 "Significance and ecosystem services of historical structures of agricultural landscapes" and project of the Slovak Research and Development Agency No. APVV-0669-11 "Atlas of landscape archetypes of Slovakia".

References

- AGNOLETTI, M. (ed.) 2010: Historical rural landscapes. For a National Register. Ministero Delle Politiche Agricole Alimentari E Forestali, Editori Laterza.
- AGNOLETTI, M., CARGNELLO, G., GARDIN, L., SANTORO, A., BAZZOFFI, P., SANSONE, L., PEZZA, L., BELFIORE, N. 2011: Traditional landscape and rural development: comparative study in three terraced areas in northern, central and southern Italy to evaluate the efficacy of GAEC standard 4.4 of cross compliance. *Italian Journal of Agronomy* 6(1):e16. 121–139.
- ANTROP, M. 2005: Why landscapes of the past are important for the future. *Landsc. Urban Plann.* 70: 21–34.
- ARRIAZA, M., CANAS-ORTEGA, J. F., CANAS-MADUENO, J. A., RUIZ-AVILES, P. 2004: Assessing the visual quality of rural landscapes. *Landscape and Urban Planning* 69: 115–125.
- BARÁNKOVÁ, Z., DOBROVODSKÁ, M., ŠTEFUNKOVÁ, D., BABICOVÁ, D., MOYZEOVÁ, M., PETROVIČ, F. 2011: Participation of local people on identifying the landscape values and future development in historical agricultural landscapes. *Ekológia (Bratislava) International Journal of the Biosphere*, 30(2): 216–228.
- CULLOTTA, S., BARBERA, G. 2011: Mapping traditional cultural landscapes in the Mediterranean area using a combined multidisciplinary approach: Method and application to Mount Etna (Sicily; Italy). *Landscape and Urban Planning* 100: 98–108.
- DEMO, M. (ed.) 2001: History of Agriculture in Slovakia. Slovak Agricultural University, Nitra (in Slovak)
- DOBROVODSKÁ, M., ŠPULEROVÁ, J., ŠTEFUNKOVÁ, D. 2010: Research and maintainance of biodiversity in historical structures in the agricultural landscape of Slovakia. In: BARANČOKOVÁ, M., KRAJČÍ, J., KOLLÁR, J., BELČÁKOVÁ, I. (eds.): *Landscape ecology-methods, applications and interdisciplinary approach*, Institute of landscape ecology SAS, Bratislava 131–140.
- DOBROVODSKÁ, M., ŠTEFUNKOVÁ, D. 1996: Historické poľnohospodárske formy angropogénneho reliéfu v oračino-ľúčno-pasienkarskej a vinohradnickej krajine. *Acta Enviro. Univ. Comen.*, Bratislava 7, 85–91. (in Slovak)
- ELLIS, E. C., NEERCHAL, N., PENG, K., XIAO, S. H., WANG, H., YAN, Z., LI, S. C., WU, J. X., JIAO, J. G., OUYANG, H., CHENG, X., YANG, L. Z. 2009: Estimating long-term changes in China's village landscapes. *Ecosystems* 12(2): 279–297.
- ELLIS, E. C., WANG, H., XIAO, H. S., PENG, K., LIU, X. P., LI, S. C., OUYANG, H., CHENG, X., YANG, L. Z. 2006: Measuring long-term ecological changes in densely populated landscapes using current and historical high resolution imagery. *Remote Sens. Environ.* 100: 457–473.
- FERANEC, J., HAZEU, G., CHRISTENSEN, S., JAFFRAIN, G. 2007: Corine land cover change detection in Europe (case studies of the Netherlands and Slovakia). *Land Use Policy* 24(1): 234–247.
- FERANEC, J., OŤAHEL, J. 2001: Land cover of Slovakia, Veda, Bratislava.
- FERANEC, J., OŤAHEL, J. 2008: Land cover changes in Slovakia in the period 1970–2000. *Geografický časopis* 60(2): 113–128. (in Slovak)
- FISHER, P. F., COMBER, A. J., WADSWORTH, R. A. 2005: Land use and Land cover: Contradiction or Complement. In: FISHER, P., UNWIN, D. (ed.) *Re-Presenting GIS*. Chichester: Wiley, pp. 85–98.
- GELENCŠÉR, G., VONA, M., CENTERI, CS. 2012: Loosing agricultural heritage in rural landscapes – a case study in koppány valley area, Hungary. *European Countryside* 2: 134–146.
- GELLRICH, M., BAUR, P., KOCH, B., ZIMMERMANN, N. E. 2007: Agricultural land abandonment and natural forest re-growth in the Swiss mountains: A spatially explicit economic analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment* 118(1–4): 93–108.
- GERARD, F., PETTIT, S., SMITH, G., THOMSON, A., BROWN, N., MANCHESTER, S., WADSWORTH, R., BUGAR, G., HALADA, L., BEZÁK, P., BOLTIZIAR, M., DE BADTS, E., HALABUK, A., MOJSES, M., PETROVIC, F., GREGOR, M., HAZEU, G., MÜCHER, C.A., WACHOWICZ, M., HUITU, H., TUOMINEN, S., KÖHLER, R., OLSCHOFSKY, K., ZIESE, H., KOLAR, J., SUSTERA, J., LUQUE, S., PINO, J., PONS, X., RODA, F., ROSCHER, M., FERANEC, J. 2010: Land cover change in Europe between 1950 and 2000 determined employing aerial photography. *Progress in Physical Geography* 34: 183–205.
- GOJDA, M. 2000: Archeologie krajiny, Academia Praha. (in Czech)
- HOWLEY, P., DONOGHUE, C. O., HYNES, S. 2012: Exploring public preferences for traditional farming landscapes. *Landscape and Urban Planning* 104: 66–74.
- CHARTIN, C., BOURENNANE, H., SALVADOR-BLANES, S., HINSCHBERGER, F., MACAIRE, J. J. 2011: Classification and mapping of anthropogenic landforms on cultivated hillslopes using DEMs and soil thickness data — Example from the SW Parisian Basin, France. *Geomorphology* 135: 8–20.

- KIZOS, T., DALAKA, A., PETANIDOU, T. 2010: Farmers' attitudes and landscape change: evidence from the abandonment of terraced cultivations on Lesvos, Greece. *Agric Hum Values* 27:199–212.
- LIPSKÝ, Z. 1995: The changing face of the Czech rural landscape. *Landscape and Urban Planning* 31(1–3): 39–45.
- LUKNIŠ, M. 1977: *Geografia krajiny Jura pri Bratislave*. Univerzita Komenského v Bratislave. Bratislava (in Slovak)
- OLAH, B., BOLTIŽIAR, M., GALLAY, I. 2009: Transformation of the slovak cultural landscape since the 18th cent. and its recent trends. *Journal of Landscape Ecology* 2(2): 41–55.
- PETANIDOU, T., KIZOS, T., SOULAKELLIS, N. 2008: Socioeconomic Dimensions of Changes in the Agricultural Landscape of the Mediterranean Basin: A Case Study of the Abandonment of Cultivation Terraces on Nisyros Island, Greece. *Environmental Management* 41: 250–266.
- PETIT, C., KONOLD, W., HÖCHTL, F. 2012: Historic terraced vineyards: Impressive witnesses of vernacular architecture. *Landscape History* 33(1): 5–28.
- PODOLÁK, J., KLINDA, J., HRŇČIAROVÁ, T., IZAKOVIČOVÁ, Z., LICHARD, P., MARÁKY, P., MEŠSA, M., ZEROLA, J. 2002: Traditional way of land use and traditional culture. In: *Landscape Atlas of the Slovak Republic*; 1st. ed., Bratislava: Ministry of Environment of the Slovak Republic; Banská Bystrica: Slovak Environmental Agency, pp. 139
- RIEZNER, J. 2008: Strip semibocage: The landscape character type of the Jeseník area. *Geografický Ústav, Přírodovědecká Fakulta MU*. In: *Geografie-Sbornik CGS*. (Geografie-Sbornik CGS, 113(2): 173–182.
- RIEZNER, J. 2007: Agrární formy reliéfu ve Zlatohorské vrchovine. *Geomorphologia Slovaca et Bohemica* 7: 50–55. (in Czech)
- RUŽIČKOVÁ, H., DOBROVODSKÁ, N., VALACHOVIČ, M. 1999: Landscape-ecological evaluation of vegetation in relation to the forms of anthropogenic relief in the cadastre of the Liptovská Teplička Village, the Nízke Tatry Mts. *Ekológia*, Bratislava 18: 381–400.
- SLAVKOVSKÝ, P. 2009: Vanishing world. Traditional agrarian culture of Slovaks in Central and Southern Europe. Veda publishing, Bratislava (in Slovak)
- SMRDEL, H.K. 2010: Cultural terraces in Slovenian regions. *Dela* 34, 39–60.
- SUPUKA, J., VEREŠOVÁ, ŠINKA, K. 2011: Development of vineyards landscape structure with regard to historical and cultural values. *Ecology* 30(2): 229–238.
- ŠPULEROVÁ, J., DOBROVODSKÁ, M. 2010: Significance of landscape diversity of historical agricultural landscape structures on the example of Liptovská Teplička study area. In: NOVÁČEK, P., HUBA, M. (ed.) *Udržitelný rozvoj - stav a perspektivy v roce 2010*, Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc, 241–251.
- ŠPULEROVÁ, J., DOBROVODSKÁ, M., ŠTEFUNKOVÁ, D. 2011: Survey of historical structures of agricultural landscape in Slovakia. In: *Living Landscape. The European Landscape Convention in research perspective*. 18–19 Oct., Florence. Conference Materials. Vol. II. Short Communications, pp. 88–92.
- ŠTEFUNKOVÁ, D., CEBECAUER, T. 2006: Visibility analysis as a part of landscape visual quality assessment. *Ekológia (Bratislava): International Journal of the Biosphere*, 25(suppl 1): 229–239.
- TEMPESTA, T. 2010: The perception of agrarian historical landscapes: A study of the Veneto plain in Italy. *Landscape and Urban Planning* 97: 258–272.
- VAN EETVELDE, V., ANTROP, M. 2004: Analyzing structural and functional changes of traditional landscapes – two examples from Southern France. *Landscape and Urban Planning* 67(1–4): 79–95.

HAGYOMÁNYOS MEZŐGAZDASÁGI TÁJAK –
EGY RÉSZLETES TÁJHASZNÁLAT-TÉRKÉPEZŐ MODELL

D. ŠTEFUNKOVÁ¹, J. ŠPULEROVÁ¹, M. DOBROVODSKÁ¹, M. MOJSES², F. PETROVIČ³

¹Tájökológiai Intézet, Szlovák Tudományos Akadémia
Štefánikova 3, 814 99 Bratislava, Szlovák Köztársaság; e-mail: dagmar.stefunkova@savba.sk

²Tájökológiai Intézet, Szlovák Tudományos Akadémia
Akademická 2, 949 01 Nyitra, Szlovák Köztársaság

³Nyitrai Constantine the Philosopher Egyetem, Természettudományi Kar
Tr. A. Hlinku 1, 949 74 Nyitra, Szlovák Köztársaság

Kulcsszavak: hagyományos mezőgazdasági tájak, tájhasználat, antropogén domborzati formák, Szlovákia

A hagyományos mezőgazdasági tájszerkezetek (HMT) mozaikos kisméretű szántóföldeket és állandó, speciális regionális agrárkultúrához kapcsolódó mezőgazdasági művelési formákat alkotnak. A hagyományos mezőgazdasági használat folytonossága még a mezőgazdaság termelőszövetkezetekbe történő szervezése során sem szakadt meg ezeken a területeken. Jelenleg nem csak az intenzív gazdálkodás, de a növekvő városiasodás és a területek elhagyása is veszélyezteti a HMT-ket. A HMT-kre vonatkozó szlovákiai kutatás a kiterjedésük térképezésére és a vidéki élet minőségének javítására fókuszált. Jelenleg a megőrzött HMT-kkel rendelkező vizsgálati terület tájhasználati részletes térképezésének modellje kerül bemutatásra. A mezőgazdasági tájak jelenlegi helyzetének és fejlődésének trendje és a HMT-k területi meghatározása került bemutatásra az első és második szintű Corine Land Cover (CLC) jelmagyarázat segítségével készült részletes tájhasználat térképezés használatával és a történelmi és jelenlegi tájhasználat térképek összehasonlításával. Az extenzív gazdálkodás Hriňová területén volt a legnagyobb arányú, ebből 15% kisparcellás, 25% heterogén mezőgazdasági terület volt. Létrehoztunk egy indikátor csomagot is, amely segítségével a HMT-k előfordulása egy területen bizonyítható vagy sem. A tájhasználati elemek előfordulása és a HMT nemzeti osztályozási séma alapján 9 HMT típus került meghatározásra a vizsgált területeken, ahol részarányuk az összes mezőgazdasági területekből 11% és 50% között változott.

TALAJ- ÉS VÍZVÉDELMI KUTATÁSOK A KOPPÁNYVÖLGYI ÉLŐHELY-REHABILITÁCIÓS KÍSÉRLETI TERÜLETEN

SZABÓ Boglárka¹, VONA Márton², GELENCSÉR Géza³, AKÁC Andrea¹, DOBÓ Zsófia¹

¹SzIE-Gödöllő, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: bogi87@gmail.com

²Nemzeti Fejlesztési Ügynökség

1077 Budapest, Wesselényi u. 20-22., e-mail: marton.vona@nfu.gov.hu

³Koppányvölgyi Vidékfejlesztési Közhasznú Egyesület
7285 Törökkoppány, Kossuth L. u. 66., e-mail: voxvallis@voxvallis.t-online.hu

Kulcsszavak: erózió, vízminőség, USLE, Koppány-patak

Összefoglalás: A Koppány-völgyét egykor nagy kiterjedésű erdők, legelők és vizes élőhelyek tarkították, melyek helyét mára intenzív mezőgazdasági művelés vette át, mely szinte teljesen figyelmen kívül hagyja a táji adottságokat. Ennek hatására a löszön kialakult talajok gyors, vízerózió általi degradációnak indultak, mely folyamat talaj- és vízvédelmi szempontok alapján sem kedvező. Munkánk során legelőszőr az éves talajvesztés potenciális mértékére voltunk kíváncsiak, ezért öt mintalejtőt jelöltünk ki a talajvesztés potenciális mértékének megállapításához, mely mintaterületek talajait is megvizsgáltuk. Az éves talajpusztulás becslését az USLE modell segítségével végeztük el. Mivel a random vizsgált lejtők aljában igen nagymértékű hordalékfelhalmozódást mértünk, feltételeztük, hogy a hordalékkal együtt tápanyagok is távoztak az erodált domboldalokról. Ennek kimutatására havi rendszerességgel, illetve nagyobb csapadékeseményeket követően gyakrabban vizsgáltuk a Koppány-patak vízminőségét (oxigén-, nitrogén- és foszforháztartás jellemzői) annak céljából, hogy kimutassuk a kapcsolatot a talajdegradációs folyamatok és a Koppány-patak vízminősége között. A jellemző talajtípusok földeskopár, humuszkarbonát és lejtőhordalék talajok voltak, a talajvesztés becslés során kapott értékek pedig jóval meghaladták a tolerálható talajvesztés mértékét. Ezzel szemben a mért $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ értékek mindössze 1–2 alkalommal lépték át a megengedett határértékeket, míg a $\text{PO}_4\text{-P}$ értékek rendszerint igen magasak voltak. Ennek forrása viszont, a lejtők talajának és a lejtőlábi hordalékok talajtani laboratóriumi vizsgálatok alapján nem a szántóterületeken, hanem a Balatonlelleli szennyvízbevezetésben keresendő.

Bevezetés

A víz általi erózió jelentős problémát jelent szerte a világon. LAL (1990) szerint a szárazföld 56%-át veszélyezteti a vízerózió, 28%-át pedig a szélerózió. Európában becslések szerint mintegy 1,3 millió km^2 terület van kitéve az erózió pusztító hatásainak. OLDEMAN et al. (1990) szerint a talajdegradációs folyamatok 56%-át a vízerózió, míg 28%-át a szélerózió teszi ki (kémiai degradációs folyamatok 12%, fizikai degradáció 4%). A vízerózió az egyik legjelentősebb formája a talajdegradációs folyamatoknak szerte a világon, mely elsősorban a szántóföldeken okozza a legnagyobb problémákat. Éppen ezért egyre több kutatás jelenik meg szántóföldeken, különböző modellekkel végzett talaj- és tápanyagvesztés becsléssel kapcsolatban (DREGNE 1992, GOURNELLOS et al. 2004, SZABÓ 1968, 1976, SZILASSI et al. 2006, JAKAB 2004, 2006, VÁRALLYAY et al. 2005, JORDAN et al. 2005, MAHMOOD 1987, MCCULLY 2001, SZÜCS et al.), melyek elsődleges célja, hogy iránymutatást adjon a gazdálkodóknak egy jobb gazdálkodási gyakorlatra vonatkozóan, melynek segítségével tápanyagot, talajt, pénzt, időt takaríthatnak meg, miközben figyelnek a környezetre is (JORDAN et al. 2005).

Magyarországon az egyik legfontosabb, feltételesen megújuló erőforrás a talaj (DEMÉNY és CENTERI 2008), és az élelmiszertermelésen keresztül világviszonylatban is egyre inkább függünk a talajtól, mint természeti erőforrástól, így racionális használatának (HENDRIX et al. 1986), védelmének és megőrzésének kiemelt jelentősége van (BARCZI és CENTERI 1999), hiszen közvetítő és összekötő szerepet tölt be más természeti rendszerekkel (VÁRALLYAY 2005, KERÉNYI 1991), valamint a biológiai sokféleség szerves része (GILLER et al. 1997, VÁRALLYAY 2005). Összességében elmondható, hogy hazánkban a fenntartható fejlődés három fontos alapeleme a talajkészletekkel való ésszerű gazdálkodás, a biodiverzitás megőrzése és fejlesztése, illetve a felszíni- és felszínalatti vízkészleteink minőségének és mennyiségének megóvása (VÁRALLYAY 2005). A mezőgazdasági termelés növekedésével a fenntarthatóság és a talajok minősége is jelentős mértékben romlott, nemcsak a természetes vegetáció kiterjedése csökkent le jellemzően, hanem a talajlakó élővilág diverzitása is változott (KAHINDI et al. 1997). Ez hazánkban azért jelent kiemelt problémát, mert az ország területének mintegy 70%-át mezőgazdasági területek borítják, melyek 73%-án szántóföldeket találunk mely területekre az intenzív talajművelés, a nem megfelelő agrotechnika és a táji adottságok figyelmen kívül hagyása jellemző (BARCZI és CENTERI 2005). STEFANOVITS et al. (1999) szerint hazánk területének mintegy 40%-a, CENTERI és PATAKI (2005) szerint 25%-a veszélyeztetett különböző mértékben a vízerózió által.

Hazánk területének 2/3-án laza, azon belül is elsősorban lösz és löszszerű üledékek (főleg a dombsági területeken nagy a kiterjedésük), homokos, illetve alluviális üledékek találhatóak, melyek igen érzékenyek a talajpusztulásra, így az erózióra és tömegmozgásokra is. SZABÓ (2006) becslései szerint az ország összes lejtős területének átlagos, évi talajvesztése eléri, illetve egyes esetekben meg is haladhatja a 25–30 tonna/hektár mennyiséget. Ebben nagy szerepet játszik az is, hogy az alkalmazott vetésszerkezet nem kedvez a talajvédelemnek, mivel igen alacsony százalékban jelennek meg a talajvédelmi funkciót is betöltő kultúrművények (SZILASSI et al. 2006).

CENTERI (2002), majd CENTERI és PATAKI (2003) megemlíti, hogy a talajképződés üteme alapján meghatározott tolerálható talajvesztés átlagosan 2 t/ha/év, míg a maximális tolerálható mennyiség 11 t/ha/év. Itt kell megemlíteni CENTERI et al. (2003) talajvesztés alapján történő kategorizálását, mely szerint 2–11 t/ha/év talajvesztés esetén nem szükséges talajvédelmi eljárás, míg ezen értékek fölött már javasolt. A tolerálható talajvesztés koncepciója még nem kidolgozott, és a hatósági engedélyeztetési eljárásnak sem része, a gazdálkodó feladata, hogy eldöntse, mekkora veszteséget engedhet meg magának. Az egyik megközelítés, amely felhívhatja a figyelmet a probléma nagyságára, az a talajvesztés mértékének átszámítása talajvastagságra, hiszen ismerve a saját talajunk vastagságát, könnyen kiszámítható, hogy hány év alatt fog elfogyini a talajkészlet, amin gazdálkodunk. 1,3 g/cm³ átlagos térfogattömeget véve alapul, a CENTERI-féle (2002) 11 t/ha/év veszteség 0,85 mm, míg a 2 t/ha/év veszteség 0,15 mm vastag talajréteg lepusztulását jelenti. Eszerint egy 60 cm vastagságú talajréteget az első esetben kb. 194, a másodikban 706, a harmadikban pedig 4000 év alatt veszítenénk el.

Az eróziós folyamatok nem csak a domboldali területeket érintik, hanem azokat a területeket is, ahol a lehordott talaj lerakódik (szedimentációs területek) (SISÁK és MÁTÉ 1993, ISRINGHAUSEN 1997, DUTTMANN 1999, FARSANG és BARTA 2004, FARSANG et al. 2006), ez pedig további veszélyeket rejthet magában, diffúz tápanyagterhelést okozhat a felszíni vizekben is (STEFANOVITS et al. 1999, THYLL 1992, MADARÁSZ et al. 2003).

Diffúz és pontszerű szennyezések

Számos tanulmányban olvashatunk kisvízfolyásokat érintő vízminőségi problémákról, ahol egyrészt a pontszerű, leginkább szennyvíz eredetű bevezetésekből származó szerves- és szervetlen tápanyagok okozta vízminőség romlással és annak problémakörével találkozhatunk (KOVÁCSNÉ et al. 2008, VÁRADI és FEHÉR 2010, CLEMENT 2010, SZLEPÁK 2010), másrészt pedig a diffúz eredetű tápanyagterhelésekről és az ennek következtében kialakuló vízminőségi problémákról (KOVÁCS és CLEMENT 2008, CLEMENT 2005, SORÓCZKI-PINTÉR et al. 2006, TÓTH et al. 2001). Ez utóbbi elsősorban dombvidéki területeken jelentkezik, leginkább erózió útján (JOLÁNKAI 1983), bár a rendszerváltást követően nagymértékben visszaesett a talajok műtrágyával történő tápanyagbevitel, a probléma mégis jelen van. VÁRALLYAY et al. (2005) tanulmánya szerint az erózió által okozott szerves- és tápanyagvesztés évi átlagban mintegy 1,5 millió tonna szervesanyag hazánk lejtős területein, mely anyagvesztése 0,2 millió tonna N, 0,1 millió tonna P_2O_5 és 0,22 millió tonna K_2O .

A nitrogénformák a legmozgékonyabbak, ezért e tápanyag talajban történő elmozdulásának veszélye a legnagyobb. A nitrogén ionos formája jól oldódik vízben, így a felszíni lefolyás könnyen eljuttathatja befogadó vizekbe. A foszfor és a nitrogén fő forrása jellemzően a vízgyűjtő területek mezőgazdasági, ipari, települési szennyezése, így ezek bírnak a legnagyobb kockázattal a környezetterhelések szempontjából. Tehát mindkettő származhat pontszerű és diffúz szennyezőforrásokból is. A foszfor elsősorban talajkolloidokhoz kötötten, lebegtetett formában mozog (STEFANOVITS 1992), viszont oldódását bizonyos ionok jelenléte és a pH nagyban befolyásolhatja. Ha a csapadék nagyobb intenzitású, mint a talaj vízbefogadó képessége, akkor megindul a felszíni lefolyás, élővizekbe juttatva az oldott állapotú műtrágyát. A felszíni vizekbe a foszfor viszont elsősorban nem oldat formájában, hanem felszíni lefolyással, talajszemcsékhez kötve jut (OSZTOICS et al. 2004). A foszforvegyületek rossz vízdoldhatóságuk, és talajkolloidokhoz való kötöttségük miatt csak kismértékben vándorolnak a mélyebb rétegek felé.

A művelt talajok nagy része hozzávetőlegesen 0,1% foszfort tartalmaz. Mintegy 1 mm/év talajerózió esetén a felszíni lemosódás hektáronként 10kg foszfort távolít el, még olyan területről is, ahol nem használtak foszfor-műtrágyát. ISRINGHAUSEN (1997) szerint Németország területén a talajba juttatott foszfor 31%-a erózió következtében az élővizekbe jut, mely a lemosódott hordalékkal a víztestek fokozott mértékű feliszapolódásához vezethet, illetve tápanyagterhelést jelenthet a felszíni és a felszín alatti víztestekben. Az erózió következtében a szedimentációs területek is veszélyeztetettek, mivel túlzott tápanyag-felhalmozódás következhet be, így ezeknek a területeknek gazdagabb lehet foszfortartalmuk, mint eredetileg a szántóé volt. A mezőgazdasági eredetű foszfor környezetvédelmi, vízminőség-védelmi vonatkozásainak vizsgálata igen aktuális téma, melyről SISÁK és MATÉ (1993), SZABÓ (1998), CSATHÓ et al. (2003) és VÁRALLYAY (2005), GELENCÉR et al. (2010c) közleményei tájékoztatnak. Becslések szerint Magyarországon a felszíni vizekben, 10% az agráreredetű foszforterhelés aránya (CSATHÓ et al. 2003).

A kimosódott kálium mennyisége a nitrogén és a foszfor közé esik, de az eddigi tapasztalatok szerint nincs említésre méltó hatása a környezet minőségére.

A jelen kutatás keretében vizsgált területen, a patak melletti szántóföldek felső harmadán végeztek vizsgálatokat CENTERI et al. (2010a, b), mely során kimutatták, hogy a szántás elérte az alapközetet, tehát igen jelentős mértékű az erózió a területen. Az ebből

adódó hordalékok egy jelentős része a lejtő alján rakódik le, illetve halmozódik fel, míg a maradék pedig a patakba juthat, mely negatív irányban módosíthatja a Koppány-patak, illetve az ahhoz kapcsolódó vizes élőhelyek kémiai és biológiai állapotát.

Éppen ezért célul tűztük ki mintalejtők kijelölését a Koppányvölgyi Élőhely-rehabilitációs Kísérleti Területen, a talaj- és tápanyagvesztés potenciális mértékének megállapításához, melyet az USLE modell segítségével végeztünk. Ezt követően megvizsgáltuk az egyes mintalejtők talajait, mellyel egy általános képet kaptunk a talajok jelenlegi állapotáról is. Hogy érzékeltesük a megfelelő tájhasználat fontosságát, célunk volt az éves potenciális talajvesztés mértékének vizsgálata más növényborítások alatt is, hogyan változik a talajvesztés mértéke. Ezt követően úgy gondoltuk szükséges a patakon rendszeres, illetve nagyobb csapadékeseményeket követően vízminőség monitoringot végezni (oxigén-, nitrogén- és foszforháztartás jellemzői) a diffúz, illetve pontszerű szennyezőforrások feltárása érdekében, mivel a patak vízminősége hatással van a patak menti vizes élőhelyekre, mocsarak, rétek és legelők élővilágára is. Továbbá célul tűztük ki talaj-és vízvédelmi javaslatok megfogalmazását is.

Anyag és módszer

A vizsgált terület bemutatása

A vizsgált terület kistáji hovatartozása DÖVÉNYI (2010) alapján a Dunántúli-dombság nagytáj ÉK-i részén, Külső-Somogyban, azon belül is a Kelet-Külső-Somogy kistáj D-i részén helyezkedik el (1. ábra). A Koppány-völgyi Élőhely-rehabilitációs Kísérleti Terület Gerézdpuszta és Somogydöröcske között található, párhuzamosan a Koppány-patak körülbelül 2 km hosszúságú szakaszával. A Koppány-völgye kistérsége egyike a leghátányosabb kistérségeknek, így a térség egyik legnagyobb problémája a fiatalok, főként a magasabb végzettséggel rendelkezők elvándorlása. Másik problémakör a fő tevékenységet jelentő mezőgazdaság, mely a biodiverzitást folyamatosan csökkenti, mivel ezeket a földeket nem a helyiek, hanem TSZ utódtársaságok művelik, figyelmen kívül hagyva a természeti és táji adottságokat.



1. ábra Koppány-völgyének elhelyezkedése
Figure 1. Situation of the Koppány Valley

Ennek következtében az erózió, mint nagy jelentőségű talajdegradációs forma, a Koppány-völgyében is jelen van (2. és 3. ábra). Első esetben (2. ábra) egy lejtő alján lévő talajszelvényénél láthatunk 2,5m vastagságban felhalmozott, lehordott termőréteget.



2. ábra 2,5 m mély szediment, Gerézdpusztza
(Fotó: Szabó Boglárka, 2010)

Figure 2. 2,5 meter deep sediment, Gerézdpusztza
(Photo: Boglárka Szabó, 2010)



3. ábra 4–5 méter mély eróziós árok, Pusztaszemes
(Fotó: Szabó Boglárka, 2010)

Figure 3. 4–5 meter deep gully, Pusztaszemes
(Photo: Boglárka Szabó, 2010)

A másik esetben (3. ábra) egy 4–5 méter mély eróziós árkot láthatunk egy napraforgó-tábla közepén. Ennek kialakulásához nem egyetlen nap esőzése vezetett, így a területet művelő gazda gondatlansága felróható. A probléma megoldására a vízmosás visszatekintését tekintette a terület gazdája optimálisnak, majd folytatta a gazdálkodást. Ebből is jól látszik a helytelen mezőgazdasági gyakorlat miszerint nem a problémát kiváltó okot próbálják megszüntetni, hanem magát a „tünetet”. Tehát fontos lenne a művelés racionalizálására az extenzív gazdálkodási módok előtérbe helyezésével.

A Koppány-völgyi Élőhely-rehabilitációs Kísérleti Területen, illetve a környező települések közigazgatási határain belül, a mezőgazdasági művelés alatt álló szántóterületek csaknem fele 12%-os, vagy a feletti lejtőkategóriával rendelkező területeken található, ahol nem jellemző bármiféle talajvédelmi eljárás alkalmazása, így az erózió folyamatosan sújtja ezeket a területeket. Ezeket a folyamatokra jól szemlélteti a Google Maps felvétele (4. ábra), melyen tisztán látszanak a helyenként erőteljesen fehéredő, intenzív mezőgazdasági területek, illetve közvetlen a Koppány-patak mentén elterülő szántóföldek. Az agrotopográfiai térkép a vizsgált területen a Koppány-patak északi részén mészköves csernozjomokat, a patak menti területeken réti öntéstalajokat, míg a pataktól délre eső területeken barnaföldeket, Ramann-féle barna erdőtalajokat jelöl. Ezzel ellentétben

viszont már a Google Maps térképe alapján is egyértelműen látszik, hogy a szántóföldek talajának nagy része igen erősen erodálódott. A térképek mellett a terepbejárások alkalmával is nagymértékű leromlásokról tanúskodtak ezek a területek, mivel a lösszel borított domboldalakon elsősorban olyan kapás kultúrák termesztése került előtérbe, mint a kukorica, illetve a napraforgó, melynek sortávolsága igen nagy, növényállományuk zártsága nem megfelelő, illetve legnagyobb levélfelületük csak a nyár második felében alakul ki, így veszélyes csapadékesemények idején talajvédelmi hatásuk igen rossznak tekinthető. Mivel a löszön képződő talajok igen érzékenyek az erózióra (STEFANOVITS 1999), így a lassan meginduló erózió rövid idő alatt felgyorsul és hasonló lejtési és csapadékviszonyok között is több talaj pusztul le a területről, mint a még nem erodált részeken. Mindemellett pedig a környéken gazdálkodó Szorosadi Mezőgazdasági Zrt. munkatársai arról panaszkodnak, hogy termésátlagaik elmaradnak az országos átlagétól, vagy ha el is érik azt, akkor ahhoz igen nagy energia- és pénzbefektetés szükséges.



4. ábra A Koppány-völgyi Élőhely-rehabilitációs Kísérleti Terület elhelyezkedése

(Forrás: Google Earth)

Figure 4. Situation of the Koppány Creek Valley Habitat Rehabilitation Experimental Area

(Source: Google Earth)

A Koppány-völgyében a vizsgált terület települési, közigazgatási határain belül a szántóföldek részaránya igen magas, mintegy 52%, egyéb mezőgazdasági területek aránya 8%. Az erdőterületek kiterjedése szintén igen magasnak tekinthető 31%, mely meghaladja az országos átlagot, míg a rét és legelő művelési águ területek aránya igen alacsony, mindössze 3%. A rét és legelő művelési águ területek kiterjedése legfőképp az állattartás hiánya miatt alakult ilyen kedvezőtlenül, mivel nincs mivel legeltetni, vagy feletetni a takarmányt.

Érdekes volt számunkra, hogy a környező települések Településrendezési Tervei egyáltalán nem szabályozzák a mezőgazdasági tevékenységet a felszíni vizek mentén, pedig élőhely- és vízvédelmi szempontból szükséges lenne, mivel nagyon sok helyen a pataktól számított 5–10 m-en belül már szántóföldeket találunk, ahol a puffer zónák igen

kevés helyen lelhetők föl. Az egymásra gyöngyszerűen felfűzött halastavakból származó víz minősége feltételezésünk szerint tápanyaggal igen terhelt, mely esetlegesen, mint a Koppány mellékvízfolyása ronthatja annak vízminőségét.

A terepi munka és mintavétel

Összesen 5 területen mintalejtőket jelöltünk ki, melyek művelési ága szántó, így alkalmas talajvesztés-becslésre, mely számításokat minden egyes mintaterület esetében az USLE egyenlettel végeztünk. A mintalejtőkön, terepmunka során talajmintákat vettünk Pürckhauer-féle szűrőbotos mintavevővel, összesen 12 ponton. A szűrőbotos mintavételi helyek x, y koordinátáit GPS (Global Positioning System) vevővel határoztuk meg, majd az x és y koordinátákat EOVS rendszerű térképnek megfelelően transzformáltuk.

Az USLE egyenlet alkalmazása

Az USLE egyenletről az első tanulmány 1958-ban jelent meg (WISCHMEIER et al. 1958), mely mai formájában WISCHMEIER és SMITH (1978) nevéhez, a K-tényezőjének hazai mérése CENTERI (2002a,b,c,d) nevéhez fűződik:

$$A = R * K * L * S * C * P,$$

ahol:

A = az egységnyi területre számított évi átlagos talajvesztés ($t^*ha^{-1}*év^{-1}$);

R = esőtényező, a helyileg várható záporok erózió-potenciálja ($MJ*mm^*ha^{-1}*h^{-1}*év^{-1}$);

K = a talaj erodálhatóságát kifejező tényező ($t^*ha^*h^*ha^{-1}*MJ^{-1}*mm^{-1}$);

L = a lejtőhosszúság tényezője, (viszonyszám);

S = a lejtőhatás tényezője, (viszonyszám);

C = a növénytermesztés és gazdálkodás tényezője, a talajvesztés aránya különböző talajfedettség és gazdálkodásmód esetén a fekete ugaréhoz viszonyítva (viszony-szám);

P = a talajvédelmi eljárások tényezője, a talajvesztés aránya vízszintes, sávos vagy teraszos művelés esetén a lejtőirányú műveléshez viszonyítva (viszonyszám).

Az **R tényező** a helyileg várható záporok eróziópotenciálját adja meg. A talajerózió mechanikai folyamat, melyhez energia szükséges, ennek az energiának nagy részét pedig az esőcseppek szolgáltatják. Ezért a várható talajvesztés mértékének meghatározásához szükséges a lehulló záporok kinetikai energiájának ismerete. A 30 perces maximális intenzitás szoros kapcsolatban van a talajpusztulással, illetve a cseppek kinetikai energiájával, így az esőerózió-index (*EI*) az eső kinetikai energiájának és a 30 perces maximális intenzitásnak a szorzata. Munkánk során ezt a tényezőt nomogram segítségével határoztuk meg.

K tényező a talaj erodálhatóságát kifejező tényező, mely a talajleemosódásnak az erózióindex egységére vonatkoztatott mértékét fejezi ki, ez pedig több talajjellemzőtől is függ. Ezek a talajjellemzők a szemcseösszetétel, a humusztartalom, a szerkezet és a víznyelés. Mindez egy 22,13 m hosszú, 9%-os, ugar, folyamatosan lejtőirányba művelt lejtőhöz van viszonyítva. Vizsgálatunk során CENTERI (2002) esőszimulátorral végzett mérési eredményeit használtuk fel.

LS tényező a lejtőhosszt, illetve a lejtőhajlást kifejező érték, melyet ezen értékek (külön L és S) szorzataként kapunk meg. A lejtő emelkedésével az S tényező is növekszik.

C tényező a növénytermesztés és gazdálkodás tényezője, mely különböző növényfajok talajvédő hatását, a növényi maradványok mennyiségét, a kezelés módját és a termesztési módot (monokultúrás, vagy vetésváltó) fejezi ki.

P tényező a talajművelés tényezője, mely a művelés módját fejezi ki. A vízszintes szántás hatására a lejtő irányú műveléshez viszonyítva a 12%-os lejtőig jelentős. A legrosszabb értéket azok a területek kapják, ahol lejtőirányú művelés történik.

A vizsgált területről az alábbi térképet használtuk fel: 1:10000-es méretarányú EOVS térkép (FÖMI (1990): 33-421, 33-422, 33-423, 33-424 térképszelvények).

Vízminőség vizsgálatok

Vízminőségi vizsgálatokat havi rendszerességgel összesen 3 mintavételi helyszínen, a Koppány-patak Gerézdpusztá és Törökkoppány közti szakaszán, illetve egyes nagyobb csapadékeseményeket követően pedig csak a törökkoppányi helyszínen végeztünk. Egy alkalommal a Karád és Törökkoppány közötti szakaszon, összesen 9 ponton vizsgáltuk a vízminőséget. A mintavétel pontját illetően egy kivétellel mind a Koppány-patakra vonatkozik, míg a Gerézdi-tavak alatt lévő vízfolyásunk a Koppányba torkollik, mely vízutánpótlását a Gerézdi-tavakból kapja.

A vízminták kiértékelése a Macherey-Nagel cég által forgalmazott VISOCOLOR ECO kompakt fotométerrel (PF-12) történt, VISOCOLOR ECO reagensekkel, mely során NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , $\text{PO}_4\text{-P}$, SO_4^{2-} , K^+ , Fe koncentráció mérését végeztük el. KOI kiértékelése a NANOCOLOR termoblokkban való roncsolás után történt szintén fotométerrel. Ezen felül vizsgáltuk még a minták pH-ját és az oldott oxigén mennyiségét is.

A felszíni vizeket az MSZ 12749 magyar szabvány alapján jellemeztük. A szabvány a felszíni vizek minőségéről, a minőségi jellemzőkről és a minősítésről szól, melyben 5 vízminőségi osztályt különböztetnek meg: kiváló, jó, tűrhető, szennyezett és erősen szennyezett víz. 2004-től az Európai Unió által meghatározott vízminősítési rendszer követelményei vonatkoznak ránk. Ilyen a vidékfejlesztési miniszter 10/2010. (VIII. 18.) VM rendelete is, mely a felszíni vízszennyezettség határértékeiről és azok alkalmazásának szabályairól szól. Ezen rendelet tartalmazza azon vízminősítési határértékeket víztest típusonként, melyek alapján meghatározható, hogy az adott felszíni vízfolyás a Víz Keretirányelvben (VKI) előírt jó állapot kategóriájába tartozik-e. E rendelet alapján történt az egyes vízminőségi jellemzők kategorizálása.

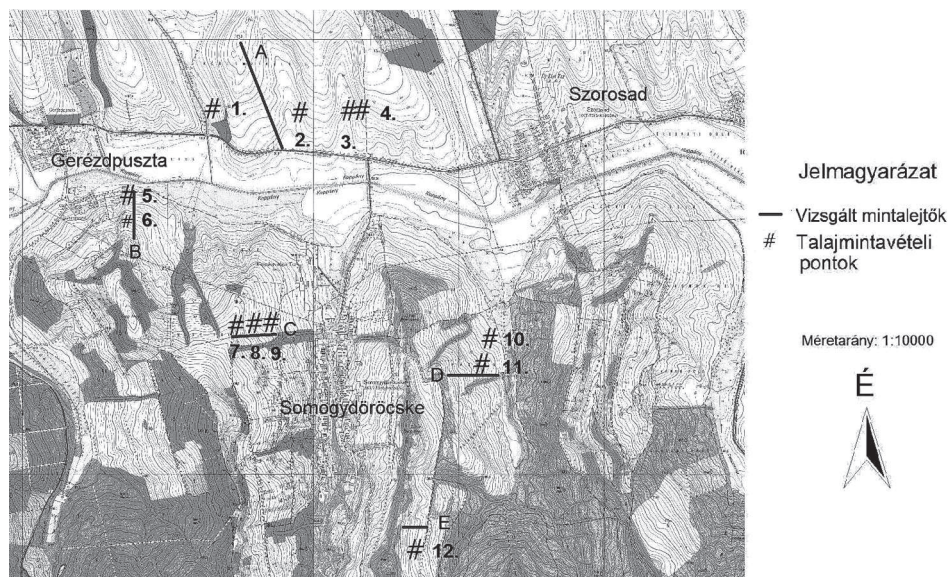
Eredmények

Talajtani vizsgálatok

A Pürckhauer-féle szűrőbotos talajtani vizsgálatok helyszíneit térképen ábrázoltuk (5. ábra). A szűrőbotos vizsgálataink során jól elkülöníthető „A” szintet egyik minta esetében sem találunk, szinte mindenhol hiányzik, vagy összekeveredett a lejtős mozgások és az intenzív használat következtében a többi, „B” és „C” szinttel. Találtunk ezen kívül még keveredett „C” szinteket is. A mésztartalom mindenhol magas, egyes lejtőkön diónyi, vagy annál nagyobb mészgöbcecset is találtunk. A leggyakrabban előforduló talajtípus lejtőhordalék és földes kopár volt.

Mintalejtők talajvesztés-becslése az USLE modellel

Összesen 5 mintalejtőt jelöltünk ki a talaj mintavételi pontok alapján (5. ábra).



5. ábra Mintalejtők és szűrőbotos mintavételi pontok elhelyezkedése a Koppány-völgyi Élőhely-rehabilitációs Kísérleti Területen
 Figure 5. Situation of sample slopes and core sampling points in the Koppány Valley Habitat Rehabilitation Experimental Area

R tényezőt nomogram segítségével számoltuk, melyhez az éves csapadékmennyiségre és a nagyobb csapadékesemények visszatérési idejére volt szükség. Itt minden lejtő esetében 800-zal számoltunk (1. táblázat).

CENTERI (2002) mérési eredményei alapján a **K** tényező értéke humuszkarbonát talajra 0,038 (1. táblázat). Ezt az értéket használtuk az összes lejtő esetében. Bár a C és D jelölésű lejtők esetében találtuk a lejtő középső, illetve alsó harmadában, még vöröses „B” szinttel rendelkező Ramann talajokat, a lejtők felső harmadában viszont rendszerint ezek nagy mértékű erodáltságából visszamaradt földes kopárokat leltünk.

Az egyes lejtők **LS** tényezője a következőképp alakult (1. táblázat): A: 0,8718; B: 6,7707; C: 4,4363; D: 5,2629; E: 5,1655.

Munkánk során több felszínborítás esetében is megvizsgáltuk a talajvesztés éves mértékét, így 4 jellemző felszínborítást választottunk (1. táblázat) és ezek értékeivel számoltunk (C1: kapás kultúra esetében 0,5; C2: kalászos esetében 0,25; C3: gyeppillangós esetében 0,1; valamint C4: lombos erdő esetében 0,05).

Mivel az A és E lejtők esetében szintvonalas művelés történik, így az egyes lejtők értékei, a lejtőkategória figyelembe vételével a következőképpen alakultak (1. táblázat): A: 0,5; B: 1; C: 1; D: 1; E: 0,8.

1. táblázat Az USLE modell bemeneti paramétereit
Table 1. Input parameters of USLE

	<i>R</i>	<i>K</i>	<i>LS</i>	<i>C1</i>	<i>C2</i>	<i>C3</i>	<i>C4</i>	<i>P</i>
A	800	0,038	0,8718	0,05	0,25	0,1	0,5	0,5
B	800	0,038	6,7707	0,05	0,25	0,1	0,5	1
C	800	0,038	4,4363	0,05	0,25	0,1	0,5	1
D	800	0,038	5,2629	0,05	0,25	0,1	0,5	1
E	800	0,038	5,1655	0,05	0,25	0,1	0,5	0,8

A különböző felszínborítások, különböző éves talajvesztés jeleznek az egyes mintalejtőkön (2. táblázat).

2. táblázat Egyes mintalejtők éves talajvesztése különböző felszínborítások alatt
Table 2. The yearly rate of soil loss on the chosen slopes under different land cover

<i>Mintalejtők</i>	<i>Kapás kultúra</i>	<i>Kalászos</i>	<i>Gyep/pillangós</i>	<i>Lombos erdő</i>
	<i>Talajvesztés (tonna/ha/év)</i>			
A	6,62	3,31	1,32	0,66
B	102,91	51,45	20,58	10,29
C	67,43	33,71	13,48	6,74
D	79,99	39,99	15,99	7,99
E	62,81	31,40	12,56	6,28

Jól látszik, hogy az „A” jelzésű mintalejtőn a legkisebb az éves talajvesztés mértéke, mivel 5% alatti lejtőkategóriába tartozik. Itt a legkisebb a talajvesztés mindegyik felszínborítás alatt. Az is jól látszódik, hogy a legjobb talajtakaró vegetáció típus a lombos erdő. Természetesen erdők alatt is jelen vannak az eróziós folyamatok, de nem olyan mértékben, mint szántóföldön. Itt még közel 16%-os lejtőkategórián is csak 10,29 tonna/ha/év a talajvesztés mértéke, míg kapás kultúrák esetében az erdőborítás alatt becsült erózió mértékének tízszerese jelentkezik, mely az eredményekből is jól látszik. Bár vizsgált lejtőink között nem szerepel erdő, viszont egy részük egykor erdő lehetett. A lombos erdő után a gyep, illetve a pillangós évelő növények rendelkeznek a második legjobb talajvédő tulajdonsággal. Ezen növények alatt jelentkező talajvesztés a lombos erdők alatti talajvesztés értékek kétszerese, mely a C tényezők arányából is adódik (kétszerese egyik a másiknak). A kalászosok C tényezője viszont 2,5-szerese a pillangóséknak, illetve az 5-szöröse a lombos erdőéknak, így a kapott eredmények is ez alapján alakultak.

Az „A” mintalejtő és a lombos erdők kivételével a talajvesztés mértéke mindenhol meghaladta a tolerálható talajvesztés mértékét, míg a maximális tolerálható talajvesztés intervallumába már javarészt beletartoznak a pillangós és a gyepterületek is. Legnagyobb talajvesztés értékeket kaptunk eredményként a B és D lejtők esetében, mely a lejtő meredekségéből és a szintvonalakra merőleges művelésből adódik.

Vízminőségi vizsgálatok

Munkánk során havi rendszerességgel 3 pontról vettünk mintát a Koppány-patak mentén, melyek a következők voltak: Gerézdpusztá, Gerézdi-tavak és Törökkoppány (6. ábra).



6. ábra Vízzminőség-vizsgáló mintavételi pontok elhelyezkedése
Figure 6. Situation of the water quality examination sampling points

Az oxigénháztartás jellemzői közül az oldott oxigént és a kémiai oxigénigényt vizsgáltuk mintáinkban. Az oldott oxigén mennyisége az élővilág szempontjából egy igen fontos tényező. A vízfolyások különösen érzékenyek a szennyezésre nyáron, mivel ilyenkor a vízhozam, a sebesség, valamint a függőleges átkeveredés csökken, aminek eredményeként az oldott oxigén mennyisége is csökken. Ráadásul a melegebb vizek oldott oxigénfelvétel képessége is kisebb. Az oldott oxigéntartalom megváltozása változást okoz a vízi ökoszisztémák élőlényei fajösszetételében és fajgazdagságában is. Mintáink oldott oxigén koncentrációja a halastavak alatti szakaszon rendszerint nem éri el a határértékek szerinti jó állapotot, mivel a 10/2010. (VIII. 18.) VM rendeletben szereplő határérték $>7\text{mg/l}$. A többi mintavételi pont esetében 1–2 alkalom kivételével a jó állapot eléréséhez szükséges értékekkel találkozhatunk.

A vízben lévő szerves szennyezőanyag mennyisége közelítően a kémiai oxigénigény (KOI, mg/l) alapján is meghatározható. A KOI meghatározása tehát azt az oxigénmennyiséget adja meg, amely a vízben lévő szerves anyag kémiai oxidálásához szükséges. A halastavak alatti mintavételi ponton igen magas KOI értékeket mértünk. A Koppány-patak esetében mindössze két alkalommal haladta meg a mért érték a határértéket ($<25\text{mg/l}$).

A következőkben a nitrogén- és foszforháztartás jellemzőit mutatjuk be. Az ammóniatartalom a szerves szennyezések egyik legfontosabb mutatója és megjelenése a vizekben többféle folyamat következménye lehet, melyek közül a kémiai (biokémiai) és mikrobiológiai folyamatok a legfontosabbak. A Koppány-patak $\text{NH}_4\text{-N}$ koncentrációja a jó állapotnak ($<0,3$ mg/l) megfelel, viszont a halastavak alatti kis vízfolyás ammónium-ion koncentrációja jelentősen meghaladta azt a nyári kéthetes hőséget követően. Egy alkalommal január végi mérési eredményeknél a Koppány-patakban az ammónium-ion mértéke sokszorosa volt a kívánt értéknek, melynek forrását nem tudjuk.

Általában nagyon alacsony koncentrációban fordul elő a természetes vizekben a nitrit ($\text{NO}_2\text{-N}$), ennek megfelelően a meglévő határértékek is alacsonyak. A szennyvízterhelés szempontjából jó indikátor, mérése azonban bizonytalan. A nitrit koncentrációja a mért időpontokban 7 alkalommal lépte át a megadott határértéket ($<0,06$ mg/l), az első kettő alkalommal nem sokkal haladta azt meg, mely a száraz télnek, télvégi kisvizeknek tudható be. Az utolsó három mintavétel esetében, nagyobb esőzés után vettünk mintát Török-koppányban, melyek szintén magas értékekkel rendelkeztek. 2012. július 20-án a nitrit értéke sokszorosára emelkedett, melynek eredetét nem ismerjük.

A nitrát a nitrifikáció végterméke, a vizekben igen stabil nitrogénforma. Fontos növényi tápanyag, emellett indikátora a diffúz terheléseknek és jelentős mennyiségben származik a kommunális szennyvizekből is. Vizsgálataink során a mért értékek nem feleltek meg az elvárt értékeknek (< 3 mg/l). A halastavak alatti mintavételi pontok értékei nem olyan kiugróak, mint a Koppány-pataké, mivel a Koppány-patak mintáiban igen nagy gyakorisággal mértünk többszörös értékeket

A foszfor jelentősége nagy, az élővizek szempontjából igen fontos. Az oldott foszfor szerves foszfor vegyületekből és ortofoszfátból áll. Az algák számára közvetlenül ortofoszfát formában vehető fel a foszfor. Hazai vizeink eutrofizálódásáért elsősorban ez az elem a felelős, tavaink többnyire foszfor limitáltak, mivel természetes körülmények között a foszfor a többi tápelemhez képest sokkal kisebb koncentrációban fordul elő. Legnagyobb mennyiségben való vízbe jutásáért a mezőgazdasági tevékenységek (szerves trágyázás, műtrágyázás, állattartó telepek), illetve a kommunális szennyvízkibocsátás a felelősek. A halastavak alatti mintaterület $\text{PO}_4\text{-P}$ terhelése kisebb, mint a Koppányé, viszont az sem éri el a magyar rendeletek szerinti, a VKI által célként kitűzött jó állapotot. A 2011. 08. 29-i mérések eredményei figyelemre méltóak, mivel a mérést megelőző két hétben szinte folyamatosan 30°C körüli napi átlaghőmérséklet uralkodott hazánkban, melynek negatív hatásai a vízminőségben is megmutatkoznak.

Megvitatás

Több cikk és tanulmány is megjelent (GELENCSÉR 2010; GELENCSÉR et al. 2010a, b, c, d; CENTERI 2011) arról, hogy milyen problémák vannak jelen a térségben a jelenlegi nagyüzemi, intenzív művelési módok következtében, melyek a vidék természeti erőforrásaival való helytelen gazdálkodáshoz köthetők.

A terepi vizsgálataink alátámasztották, hogy a Koppányvölgyi Élőhely-rehabilitációs Kísérleti Területen vizsgált talajok jelentős része nagymértékű negatív átalakuláson esett át, mely negatív folyamatok elsősorban az intenzív mezőgazdasági gyakorlatnak köszönhetőek. Ezek természet-és környezetvédelmi szempontból sem kedvezőek. A talajok

vizsgálata során elsősorban földes kopár és lejtőhordalék talajokat találtunk igen magas mésztartalommal, mely jelzi a meszes alapkőzet közelségét, a talajok nagymértékű leromlását. Ahol sötétebb színeket találtunk a kevertebb részekben, ott feltételezhetően az egykori Ramann-féle barna erdőtalajok nyomai mutatkoztak meg. Az USLE modellel kapott eredmények szinte kivétel nélkül meghaladták a tolerálható talajvesztés mértékét (2–11 t/ha), így a modellel kapott eredmények alátámasztják a terepi vizsgálataink eredményét.

Vízminőségi vizsgálataink során a halastavak alatti mintavételi pontunknál több alkalommal is határértéket meghaladó KOI értékeket mértünk, mely elsősorban annak tudható be, hogy itt a vízfolyás lassú mozgású és a meleg, kisvízi időszakban több szervesanyag halmozódik fel a vízfolyásban. Viszont a Koppány-patak esetében is kimutattunk szervesanyag terhelést összesen két alkalommal. A gyakori nitrát koncentráció-növekedésnél a nitrát erózió vagy egyéb úton történő bemosódása kizárható, hisz egyes esőzések alkalmával mért értékek általában alacsonyabbak voltak a rendszeres mérések eredményeinél, így szennyvíz eredetű koncentráció-növekedésnek véljük. Mintáinkban a foszfor tartalom rendszeresen és kiemelkedően magas volt. Ennek legfőképp az lehet az oka, hogy a patakot a Balatonlellel Szennyvíztisztító Telep tisztított szennyvize terheli, ami kisvízi időszakban okoz problémát, egyrészt az üdülőkörzetek szennyvízmenyisége megnövekszik turisztikai szezonban, másrészt az egyébként is változó vízhozamú patakban nyári, meleg időszakokban nincs elegendő vízmennyiség a hígulási folyamatokhoz. Téli méréseknél is igen magasak voltak az értékek, mely valószínűleg a száraz időjárás miatt alakulhatott így, mivel ekkor sem volt kellő mennyiségű víz, mely fel tudta volna kicsit hígítani.

Méréseink alapján megállapítottunk, hogy a Koppány-patak foszfor tartalma nem az erózióból fakadó tápanyagterhelésnek köszönhető, hanem a Balatonlellel Szennyvíztisztító Telep tisztított szennyvizéből származó szerves-anyag terhelésnek.

Javaslatok

Mivel a jelenlegi állapotok hosszú távon nem fenntarthatók, ezért talajvédelmi beavatkozásokra van szükség. A legegyszerűbben a növénykultúrák megfelelő megválasztásával, azok talajborításának figyelembe vételével és vetésforgóba való megfelelő illesztésével csökkenthető a talajvesztés mértéke. Ezen kívül szükség van a 12% fölötti lejtőkategóriába tartozó szántók számának és méretének csökkentésére, illetve a gyenge és a rossz talajvédő hatású növények vetésforgóba illesztésének korlátozására. Ehhez pedig elengedhetetlen a helyi gazdákkal történő egyeztetés.

Az erózióval veszélyeztetett szántókon meg kell honosítani a talajvédelmi célt szolgáló agrotechnikákat, amihez szükség van a helyi gazdálkodók bevonására és képzésére. Mindezek mellett a talajok tápanyag-gazdálkodását is racionalizálni kell.

Fontos a már kialakult vízmosások megszüntetése, megkötése, illetve a lejtők aljában pufferterületek kijelölése a patak menti területeken, melyek csökkentik az erózióból következő káros hatásokat.

Mivel mintáinkban a foszfor tartalom kiemelkedően magas volt, így ennek megfogására szűrőmezők kialakítására van szükség annak érdekében, hogy a patak vízminősége elérje a VKI által kitűzött jó kémiai és ökológiai állapotot. Ezáltal csökkenthető a patak menti élőhelyek további degradációja, illetve a már bekövetkezett negatív folyamatok hatása is.

Közönetnyilvánítás

Jelen kutatást a Kutató Kari Kiválósági Támogatás – Research Centre of Excellence – 17586-4/2013/TUDPOL támogatta.

Irodalom

- BARCZI A., CENTERI Cs. 1999: A mezőgazdálkodás, a természetvédelem és a talajok használatának kapcsolatrendszere. *ÖKO* 10: 41-48.
- BARCZI A., CENTERI Cs. 2005: Az erózió és defláció tendenciái Magyarországon. In: Stefanovits, P. (szerk.): A talajok jelentősége a 21. században. Magyarország az ezredfordulón. Agrárium. Stratégiai kutatások a Magyar Tudományos Akadémián. p. 221–244.
- CENTERI Cs. 2002a: Importance of local soil erodibility measurements in soil loss prediction. *Acta Agronomica Hungarica*, 50 (1): 43–51.
- CENTERI Cs. 2002b: A talajerodálhatóság terepi mérése és hatása a talajvédő vetésforgó kiválasztására. *Növénytermelés*, 51 (2): 211–222.
- CENTERI Cs. 2002c: The role of vegetation cover in soil erosion on the Tihany Peninsula. *Acta Botanica Hungarica*. 44 (3–4): 285–295.
- CENTERI Cs. 2002d: Az általános talajvesztés becslési egyenlet (USLE) K tényezőjének vizsgálata. Doktori értekezés. Gödöllő, SziE. p. 162
- CENTERI Cs. 2010: A talajerő-gazdálkodás javításának lehetőségei. In: KOVÁCS GY., GELENCSÉR G., CENTERI Cs. (szerk.): Az Élhető Vidékért 2010 környezetgazdálkodási konferencia. Siófok, 2010. szeptember 22–24. Konferenciakötet. Koppányvölgyi Vidékfejlesztési Közhasznú Egyesület, Törökkoppány. p. 92–101.
- CENTERI Cs., PATAKI R. 2003: A talajerodálhatósági értékek meghatározásának fontossága a talajvesztés tolerancia értékek tükrében. *Tájékológiai Lapok*, 1 (2): 181–192.
- CENTERI Cs., PATAKI R. 2005: Soil erodibility measurements on the slopes of the Tihany Peninsula, Hungary. In: A. Faz Cano, R. Ortiz Silla & A. R. Mermut (eds). *Sustainable Use and Management of Soil – Arid and Semiarid Regions*. *Advances in GeoEcology* 36, p. 149–154.
- CENTERI Cs., PATAKI R., BIRÓ Zs., CSÁSZÁR A. 2003: Az eróziós térképek kategóriáinak értékelése. *Agrokémia és Talajtan, Szemle*, 52 (3–4): 443–454.
- CENTERI Cs., GELENCSÉR G., VONA M. 2010: A Koppányvölgyi Élőhely-rehabilitációs Kísérleti Terület mintalejtőjének talajtani jellemzése a laboratóriumi vizsgálatok eredményei alapján. Az Élhető Vidékért 2010 Környezetgazdálkodási Konferencia Siófok, 2010. szeptember 22–24. Absztrakt kötet. Koppányvölgyi Vidékfejlesztési Közhasznú Egyesület, Törökkoppány. p. 38.
- CENTERI Cs., VONA M., GELENCSÉR G., AKÁC A., SZABÓ B. 2011: Examination of soil and water quality along the Koppány Valley Habitat Rehabilitation Experimental Area. Abstract. „Realistic expectations for improving European waters”. Final conference of COST Action 869. Mitigation options for Nutrient Reduction in surface water and groundwaters. Keszthely, Hungary, 12-14. October 2011, p. 17.
- CLEMENT A. (2005): A foszforterhelés meghatározása és csökkentésének hatása sekély tavak foszforforgalmára. Doktori értekezés. BME VKKT, Budapest. 136.p.
- CLEMENT A. 2010: Felszíni vizek minősége és terhelhetősége: a vízminőség-szabályozás új feltételrendszere a VKI tükrében. Magyar Hidrológiai Társaság XXVIII. Országos Vándorgyűlés, Sopron 2010. július 7–9.
- CSATHÓ P., OSZTOICS E., SÁRDI K., SISÁK I., OSZTOICS A., MAGYAR M., SZÜCS P. 2003: A mezőgazdasági területekről a felszíni vizekbe kerülő foszforterhelések I. Foszforforgalmi vizsgálatok értékelése. *Agrokémia és Talajtan* 52 (3-4): 473–486.
- DEMÉNY, K., CENTERI Cs. 2008: Habitat loss, soil and vegetation degradation by land use change in the Gödöllő Hillside, Hungary. *Cereal Research Communications, Supplement*, Vol. 36: 1739–1742.
- DÖVÉNYI Z. 2010: Magyarország kistájainak katasztere. 2. átdolgozott és bővített kiadás. Bp., MTA FKI, 2010. 876 p.
- DREGNE, H. E. 1992: Erosion and soil productivity in Asia. *Journal of Soil and Water Conservation*, 47(1): 8–13.
- DUTTMAN, R. 1999: Partikulare Stoffverlagerungen in Landschaften. *Geosynthesis*, 10: 233.
- FARSANG, A. BARTA, K. 2004: A talajerózió hatása a feltalaj makro- és mikroelem tartalmára. *Talajvédelem* különszám, Talajvédelmi Alapítvány Kiadó, 268–276.
- FARSANG, A., KIJKA, G., BARTA, K. 2006: Talajerózió és foszforátrendezőési folyamatok térképezése kisvízgyűjtőn. *Talajvédelem* (különszám), Talajvédelmi Alapítvány Kiadó, 170–184.

- GELENCSÉR, G., 2010: Öko-szociális problémák és helyi válaszok a Koppány völgyben. Az Élhető Vidékért 2010 Környezetgazdálkodási Konferencia Absztrakt Kötete, p. 34.
- GELENCSÉR G., FAZEKAS M., CENTERI Cs., VONA M., DEMÉNY K. 2010a: Összehasonlító vízrajzi elemzések a történeti katonai térképek alapján a Koppány-patak egy szakaszának rehabilitációjához. Kárpát-medencei Doktoranduszok Nemzetközi Konferenciája, Konferencia Kiadvány (CD), pp. 78–89.
- GELENCSÉR, G., VONA, M., CENTERI, Cs. 2010b: Possible solution for viable land use with environmentally sound agricultural production in the Koppány Valley area, Hungary. In: Turtola, E., Ekholm, P., Chardon, W. (eds.) Novel methods for reducing agricultural nutrient loading and eutrophication. Proceedings of Meeting of Cost 869, Jokioinen, Finland, 14–16 June, 2010. MTT Agrifood Research Finland, p. 24.
- GELENCSÉR, G., VONA, M., CENTERI, Cs. 2010c: Védett földtani értékek degradációja a talajerózió és a diffúz tápanyagterhelés tükrében. Az Élhető Vidékért 2010 Környezetgazdálkodási Konferencia Absztrakt Kötete, p. 35.
- GELENCSÉR, G., VONA, M., CENTERI, Cs., DEMÉNY, K. 2010d: Loosing agricultural heritage in rural landscapes – a case study in Koppány Valley area, Hungary. Book of Abstracts. PECSRL The Permanent European Conference for the study of the Rural Landscape 24th Session. Living in landscapes: knowledge, practice, imagination. Riga & Liepaja, Latvia, 23–27 August 2010, p. 59.
- GILLER, K. E., BEARE, M. H., LAVELLE, P., IZAC, A-M., N., SWIFT, M. J. 1997: Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem. *Function. Applied Soil Ecology* 6: 3–16.
- GOURNELLOS, Th., EVELPIDOU, N., VASSILOPOULOS, A. 2004: Developing an Erosion risk map using soft computing methods (case study at Sifnos island). *Natural Hazards* 31(1), 39–61.
- HENDRIX, P. F., PARMELEE, R. W., CROSSLEY, D. A., Jr., COLEMAN, D. C., ODUM, E. P., GROFFMAN, P M. 1986: Detritus food webs in conventional and no-tillage agroecosystems. *Bioscience*, 36: 374–380.
- ISRINGHAUSEN, S. 1997: GIS-gestützte Prognose und Bilanzierung von Feinboden und Nährstoffaustragen in einem Teileinzugsgebiet der oberen Lamma in Südniedersachsen Diplomarbeit, Universität Hannover. pp. 34–42.
- JAKAB G. 2004: Erodálhatósági vizsgálatok eső-szimulátorral. In: BARTON G. és DORMÁNY G. (szerk.) Táj, tér, tervezés. Geográfus Doktoranduszok VIII. Országos Konferenciája. Szeged, pp. 1–10.
- JAKAB G. 2006: A vonalas erózió megjelenési formái és mérésének lehetőségei. *Tájékológiai Lapok*, 4 (1): 17–33.
- JOLÁNKAI G. 1983: Modelling of non-point source pollution. In: Application of ecological modeling in environmental management. Ed: Jorgensen, S.E., Elsevier Sc. Publ. Co., Amsterdam, The Netherlands, pp. 283–379.
- JORDAN, Gy., VANROMPEAY, A., SZILASSI, P., CSILLAG, G., MANNAERTS, C., WOLDAL, T. 2005: Historical land use changes and their impact on sediment fluxes in the Balaton basin (Hungary). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108: 119–130.
- KAHINDI, J. H. P., WOOMER, P., GEORGE, T., DE SOUZA MOREIRA, F. M., KARANJA, N. K., GILLER, K.E., 1997: Agricultural intensification, soil biodiversity and ecosystem function in the tropics: the role of nitrogen-fixing bacteria. *Appl. Soil Ecol.*, 6: 55–76.
- KERÉNYI A. 1985: Szabadföldi talajeróziós kísérletek Tokaj-Hegyalján. *Agrokémia és Talajtan*, 34 (3–4): 367–386.
- KERÉNYI A. 1991: Talajerózió Térképezés, laboratóriumi és szabadföldi kísérletek. Akadémiai Kiadó, Budapest
- KERTÉSZ Á. 1987: A talajpusztulás vizsgálata eróziós mérésekkel Pilismarót határában. *Földrajzi Értesítő*, 36 (1–2): 115–142.
- KOVÁCS Á., CLEMENT A. 2008: Diffúz szennyezés modellezése vízgyűjtő léptékben: esettanulmány tapasztalatok, Kézirat, BME VKKT
- KOVÁCSNÉ OLTYÁN E., VASAS F., WÁGNER J., MÁTRAI I., 2008: Az Élővíz-csatorna jó ökológiai potenciáljának meghatározása. Magyar Hidrológiai Társaság Vándorgyűlése, Miskolc.
http://www.hidrologia.hu/vandorgyules/26/1szekcio/Kovacsne_Oltyan_EszterOK.htm
- LAL, R. (1990): Methods and guidelines for assessing sustainable use of soil and water resources in the tropics. Prepared for Soil Management Support Services, U.S. Department of Agriculture Soil Conservation Service, and U.S. Agency for International Development, SMSS Technical Monograph 21. Columbus, Ohio, U.S.A.: Ohio State University, Department of Agronomy
- MADARÁSZ B., KERTÉSZ Á., JAKAB G., TÓTH A. 2003: Movement of solutes and their relationship with erosion in a small watershed. In: Nestroy O, Jambor P (szerk.) Aspects of the Erosion by Water in Austria, Hungary and Slovakia Bratislava: Soil Science and Conservation Research Institute, pp. 99–110.
- MAHMOOD, K. 1987: Reservoir sedimentation: impact, extent, and mitigation. World Bank Technical Paper, 71. kiadás, pp. 118

- McCULLY, R. 2001: *Silenced Rivers: The Ecology and Politics of Large Dams*. Zed Books, London, revised edition, pp. 359
- OLDEMAN, L. R., HAKKELING, R. T. A., SOMBROEK, W. G. 1990: *World Map of the Status of Human-Induced Soil Degradation. An Explanatory Note*. (Rev. ed.) 35. (with maps) UNEP-OSRIC. Wageningen
- OSZTOICS E., CSATHÓ P., SÁRDI K., SISÁK I., MAGYAR M., OSZTOICS A., SZÜCS P. 2004: A mezőgazdasági területekről a felszíni vizekbe kerülő foszfor terhelések II. *Agrokémia és Talajtan* 53. pp. 165–181.
- PODMANICKY, L., BALÁZS, K., BELÉNYESI, M., CENTERI, Cs., KRISTÓF, D., KOHLHEB, N. 2011: Modelling Soil Quality Changes in Europe. An Impact Assessment of Land Use Change on Soil Quality in Europe. *Ecological Indicators*, 11: 4–15.
- SISÁK I., MÁTÉ F. 1993: A foszfor mozgása a Balaton vízgyűjtőjén. *Agrokémia és Talajtan* 42/3-4. pp. 257–269.
- SORÓCZKI-PINTÉR É., KIRÁLYKUTI I., KOVÁCS Zs., PADISÁK J., VARANKA, I. (2006): Balatoni befolyók vízkémiai jellegének vizsgálata. *Hidrológiai Közlöny* 86 (6): 113–115.
- STEFANOVITS P. (1992): *Talajtan. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest* 380 p.
- STEFANOVITS P., FILEP Gy., FÜLEKY Gy. 1999: *Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest* 422 p.
- SZABÓ L. 1968: A talajpusztulás és a védekezés szükségességének vizsgálata Gödöllő adottságai között. *Agrár-tudományi Egyetem Tudományos Értesítője, Gödöllő* 22: 1–25.
- SZABÓ L. 1976: Erózióval kapcsolatos vizsgálatok Gödöllőn és környékén. *Magyar Mezőgazdaság*, 21 (51–52): 14–15.
- SZABÓ L. 1998: *Növénytermesztés és a környezet. Tan-Grafix Kiadó, Budapest*. 381 p.
- SZABÓ L. 2006: *A termőföld védelme. Agroinform Kiadó, Budapest*. 233 p.
- SZILASSI, P., JORDAN, G., VAN ROMPAEY, A., CSILLAG, G. 2006: Impacts of historical land use changes on erosion and agricultural soil properties in the Kali Basin at Lake Balaton, Hungary. *Catena*, 68 (3): 96–108.
- SZLEPÁK E. 2010: Kis vízfolyások komplex monitoringrendszerének kidolgozása a Galga patak példáján. *Doktori (Ph. D.) értekezés. Gödöllő*. 176 p.
- SZÜCS P., CSEPINSZKY B., SISÁK I., JAKAB G. 2006: Rainfall simulation in wheat culture at harvest. *Cereal research communications* 34 (1) 81–84.)
- THYLL Sz. (szerk.) 1992: *Talajvédelem és vízrendezés dombvidéken. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest*, 350 p.
- TÓTH A., JAKAB G., MADARÁSZ B., MÉSZÁROS E. 2001: Csapadékok által oldott anyagok mozgása egy kis-vízgyűjtőn és szerepük az erózió folyamatában. *Magyar Földrajzi Konferencia Szeged. A földrajz eredményei az új évezred küszöbén. A Magyar Földrajzi Konferencia tudományos közleményei (CD)*
- VÁRADI Zs., FEHÉR G. 2010: Szennyvíztelepek kibocsátásainak hatása kis vízfolyásokra – tapasztalatok az ADUKÖVIZIG területén. XXVIII. Magyar Hidrológiai Társaság Országos Vándorgyűlése Sopron, 2010. július 7–9. Előadás kivonat.
- VÁRALLYAY Gy. 2005: Talajvédelmi stratégia az EU-ban és Magyarországon. *Agrokémia és Talajtan* 54 (1–2): 203–216.
- VÁRALLYAY Gy., CSATHÓ P., NÉMETH T. 2005: Az agrártermelés környezetvédelmi vonatkozásai Magyarországon. In: Kovács G., Csathó P. (szerk.). *A magyar mezőgazdaság elemfoglalma 1901 és 2003 között. Agronómiai és környezetvédelmi tanulságok. MTA TAKI, Budapest*, pp. 155–188.
- WISCHMEIER, W. H., SMITH, D. D. 1958: Rainfall Energy and Its Relationship to Soil Loss. *Transactions, American Geophysical Union* 39 2: 285–291.
- WISCHMEIER, W. H., SMITH, D. D. 1978: Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning. *Agriculture Handbook, No. 537, US Department of Agriculture, Washington DC*. 58 pp.

PEDOLOGICAL AND HYDROLOGICAL RESEARCHES AT THE KOPPÁNY-VALLEY HABITAT
REHABILITATION EXPERIMENTAL AREA - POSSIBILITIES OF NATURE CONSERVATION
AREA DEVELOPMENT

B. SZABÓ¹, M. VONA², G. GELENCSÉR³, A. AKÁC¹, ZS. DOBÓ¹

¹Szent István University, Dept. of Nature Conservation and Landscape Ecology
H-2103 Gödöllő, Péter K. u. 1., e-mail: bogi87@gmail.com

²National Development Agency
H-1177 Budapest, Wesselényi utca 20-22.

³Vox Vallis Development Association
H-7285 Törökkoppány, Kossuth L. u. 66

In the Koppány Creek Valley the land use types do not reflect natural and geomorphologic factors and thus causing negative effects such as soil water erosion and water pollution. To prove the negative effects of land use change, we chose soil erosion as indicator. We used the USLE model to calculate the amount of soil loss based on five selected sample slopes on plough lands. The results show that the yearly soil loss values are higher than the tolerable soil loss. We assumed that intense rainfall events can cause severe nutrient loss from plough lands and that can be detected in the water samples from the creek. Therefore between Törökkoppány and Gerézdpuszta we performed water quality examination. We regularly took samples at three points. The monthly measurements show that PO₄-P values are very high and the phosphorus load is continuous and it is multiple of the desirable limit, which applies markedly during low water periods. The source of the phosphorus is not the arable land (according to the soil sample chemical analyses), but the wastewater management of Balatonlelle. Planned soil and water conservation interventions based on the measurements.

TÁJI- ÉS TALAJVÍZSZINT-VÁLTOZÁSOK KUNFEHÉRTÓ TÉRSÉGÉBEN

BAICS Tamás

Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: baicst@gmail.com

Kulcsszavak: tájváltozás, idősoros elemzés, talajvíz, csapadék, vízszintesökkenés

Összefoglalás: A régi idők során számos természetes terület megváltozott, eredeti élőhelye degradálódott vagy megszűnt. Ezek oka vélhetőleg igen sokrétű, azonban az biztos, hogy ez a folyamat az elmúlt évtizedekben, utóbbi két-három évszázadban felgyorsult. Ez arra enged következtetni, hogy ezek a változások nem természetesek, de ha azok is voltak, akkor azokat nagyban felgyorsította az ember jelenléte, tevékenysége. Ez a probléma globális, így Kunfehértó környékén is jelentkezik. Az egykori érintetlen terület mára teljesen átalakult. Korábban szinte kizárólag a vizsgált terület közepén elhelyezkedő természetes tó, illetve azt ezt körülvevő egy-egy elszórt erdőfolttal tarkított füves puszta volt jellemző a térségre. Ehelyett mára kiépített strandfürdő, telepített faültetvények, üdülőterület veszi körül az erősen lecsökkent, szabályozott tavat. Ezt a változást vizsgáltam egy idősoros elemzéssel, illetve kerestem a változások okait a talajvízszint adatok elemzésével.

Bevezetés

Az elmúlt évtizedek során a már korábban is jelen lévő tájváltozások egyre gyorsabban és egyre nagyobb mértékben figyelhetők meg. Ez a probléma globális, így Kunfehértó környékén is jelentkezik. Az egykori érintetlen terület mára teljesen átalakult. A régi kiterjedt mocsaras, szikes tónak már csak fenntartott maradványa lelhető fel, a környékbeli erdők átalakultak, valamint a tó mellett város alakult ki, közvetlen környezetében pedig egy kiterjedt és a mai napig növekedő üdülőterület is létesült. Fehértó környéke már évezredek óta, kisebb nagyobb megszakításokkal folyamatosan lakott, az első írásos emlék 1347-ből származik a településről (SZAKÁLL 2002). Azonban ekkor még jóval több és nagyobb kiterjedésű természetes állóvíz volt jelen a térségben. Feljegyzések szerint még egy 1910-es felmérés is úgy írja le a környéket, hogy vizekben bővelkedik. Ez a kunfehértói Fehértó mellett említi még a környékbeli Kiskunhalason található Halas-tavat, Sós-tavat, a Pirtói-tavat és a Kiskunhalas-Kunfehértó közötti Inokai-tavat is (BOROVSKY 1910). Ezt követően azonban beindult a térséget is érintő, több ütemben lezajlott csatornázási hullám, melynek következtében a terület feleslegesnek vélt vizeit levezették. Ezek mellett a területen egyre nagyobb ütemben kezdődött meg az erdősítés is, ami tovább fokozta a szárazodást. Ezzel párhuzamosan az ember is egyre nagyobb területeket hasított ki a természetes közegből, ezzel is csökkentve a természetes élőhelyek kiterjedését és egységességét. Ezeket a változásokat az állatok-növények egy része át tudta, tudja vészelné, míg más részük eltűnt, vagy elvándorolt a területről.

Ilyen, tájváltozással kapcsolatos kutatást sokan végeztek már itthon (CENTERI és CSÁSÁR 2003, VONA et al. 2006, PENKSZA et al. 2007, DEMÉNY és CENTERI 2008, BAKOS et al. 2008, TÓTH és CENTERI 2008, CENTERI et al. 2009, SZABÓ et al. 2011, TAKÁCS 2011, Centeri et al. 2012a, b) és külföldön (RENES et al. 2010, Toma et al. 2010.) is. A Hanság tájváltozásainak vizsgálata során kiderül, hogy ott a két fő alakító tényező a lecsapolás és az erdőtelepítés volt (TAKÁCS 2011).

A Homokhátság klimatikus változásait RAKONCZAI et al. (2010) a kutatta, szerintük valóban megfigyelhető a talajvíz folyamatos csökkenése, illetve az átlaghőmérséklet emelkedése is. A középhőmérséklet emelkedését KOVÁCS (2010) is alátámasztotta, kutatásai szerint az emelkedés mértéke a Kiskunságon 0,6–1°C/100 év. A szárazodás hatását a homokhátsági szikes tavak vegetációjára HOYK (1994) kutatta. Leírta, hogy a talajvízszint csökkenése az 1970-es évektől folyamatos, ami drasztikus változásokat okozott mind a különböző vegetációk, mind a szikes tavak életében is. KOVÁCS (2006) több időszakban készült térképeken hasonlította össze a szikesek méretbeli változásait, kimutatva ezzel, hogy csökkennek, vélhetőleg a klímaváltozás miatt.

Hasonló témában számos külföldi publikáció is jelent már meg. Ausztráliában BOULTON et al. (2003) kutatták a tavak élővilágát és a veszélyeztető tényezőket. Kazahsztánban PETR (1992) a világ harmadik legnagyobb szikes tavanál, a Balkhasnál hívták fel a figyelmet arra, hogy a tóba ömlő folyó vizének öntözésre történő hasznosítása milyen drámai változásokkal járhat a tó életében. A szikes tavak üledékeinek vizsgálati eredményeit használják a múlt klímaváltozásának elemzésére is (PIENITZ et al. 2000, SEREDA et al. 2011). Idősoros elemzéssel ábrázolták az Irakban található Dél-Mezopotámiai mocsaras vidék területváltozását is. Itt egy 1973-ban, egy 2000-ben és egy 2005-ben készült térképet használtak RICHARDSON és HUSSAIN (2006). Rajtuk kívül a tájváltozás és klímaváltozás témakörében még számos publikációval találkozhatunk, mint például FOLEY et al. (2005), GOLDEWIJK (2001), HOUGHTON (1994), JENERETTE & WU (2001), POST & KWON (1999), SETO et al. (2002), JYUAN et al. (2002), SHYR (2012), GREEN et al. (1994), DEFRIES et al. (2004), WEAR & BOLSTAD (1998), akik mind egy adott terület változásai vizsgálták.

Eddig tudomásom szerint Kunfehértó környezetéről nem készült ilyen összefoglaló dokumentáció, csak magával a településsel, vagy annak történelmével foglalkozó publikáció született, ami csak érintőlegesen foglalkozik a tóval és annak környezetének változásával.

Cikkemben arra keresek választ, hogy melyek azok a tényezők és folyamatok, amelyek leginkább eredményezték a táj ilyen mértékű átalakulását, valamint ezeket a változásokat bemutassam térképek, légi felvételek, fotók segítségével. Emellett megpróbálok egy tendenciát keresni a klimatikus tényezők változásában, ezek esetleges hatásainak bemutatása. Végezetül pedig rávilágítsak, hogy véleményem szerint melyek voltak a változások vélhető okai, illetve hogyan lehetne ezeket lelassítani, akár visszafordítani.

A vizsgált terület tágabb környezetének bemutatása

A Homokhátság természetes határai nyugaton a Dunamenti síkság, keleten a Tisza ártere, É-on a Gödöllői-dombság és a Tápíó-Zagyva hordalékkúp-síksága, míg délen kissé összemosódva érintkezik a Bácskai löszös hátsággal. Félig kötött homokbuckák és nagy kiterjedésű vékony homoktakarók váltják egymást löszzel és löszös homokkal fedett táblaszerű térszínekkel. Az artézi- és olajfúrásokból származó adatok alapján kiderült, hogy a hordalékkúp anyaga K-DK-i irányba tölcésszerűen vastagszik és anyagában is egyre finomabb. A felső-pannóniai üledékekre felsőpliocén és pleisztocén dunai hordalék települt, ami a Vecsés-Kecskemét-Szeged irányban lévő tölcésszerű 400–800 m-es depressziót tölti ki, melynek rétegcsoportjai alulról felfelé is finomodnak. Megállapítható az is, hogy a hátság felszínén lévő üledék nem közvetlenül a Duna folyami lerakódásai,

hanem a felső 20–40, helyenként 60 m-t a szél távolabbi Duna-hordalékból halmozta át a würm periglaciális klímafázisban PÉCSI (1967). A szél által szállított, osztályozott, majd lerakott homok helyenként idősebb löszfelszíneket is betakart. Ma félig kötött homokformák teszik a tájat változatosná, például a homoklepel és a buckák tetején látható finoman hullámos homokfodor. Néhány helyen találhatunk még mozgó, kötetlen futóhomokot is (BODNÁR et al. 1999).

A Homokhátság átlagos tengerszint feletti magassága 120–130 m körül van, de a nyugati része 30–40 méterrel magasabb. Területe 7400 km² (DUHAY 2006). Az éves napsütéses órák száma az északi részen 2020–2040 óra között változik, a középső részeken 2070 óra, míg a déli részén eléri és meg is haladhatja a 2100 órát évente. Átlaghőmérsékletben már kisebb mértékű az eltérés, ÉNy-i részeken 10,3°C, DK-i részeken pedig 10,5–10,7°C között mozog az éves átlaghőmérséklet. Júliusban a DK-i részeken az átlaghőmérséklet 22°C fölé is emelkedhet, így ez a rész egyike az ország legforróbb nyarú területeinek. Csapadékviszonyok viszonylag egyenletesek, az éves átlagos csapadék mennyisége 520–560 mm, illetve a DNy-i részeken lehet 600 mm körül. Talajvizek mélysége 2–4 méter között mozog, keménységük 15–25 nk° MAROSI és SOMOGYI (1990). Uralkodó szélirány ÉNy-i, ami a homokbuckák irányában is felfedezhető. Száraz, vízhiánnyal küzdő terület, egyetlen nagyobb vízfolyás sincs itt, ami érthető, ha a kevés csapadékára, a talajára, illetve a domborzati viszonyaira gondolunk. Ezt a szélsőséget még a homok erős és gyors felmelegedése, és nagy kisugárzó képessége is erősíti (BODNÁR et al. 1999).

A hátság DK-i irányba lejt, ezért a Duna-Tisza közti vízvásztó a terület nyugati pereménél húzódik. Ennek tulajdonítható az, hogy az itteni vízfolyások többsége a Tisza felé irányul. A hátság időszakos állóvizei rendkívül gazdagok mészből és nátriumsókban, aminek az oka a hasonló tulajdonsággal rendelkező, dunai hordalékból felépült felszín. A buckák közötti mélyedésekben, illetve a mélyebb térszíneken a pangó vizek párolgása után jelentős mennyiségű feldúsult meszes és szódás iszap marad vissza. Ezek a mésziszapos laposok és vakszikek jelölik az időszakos vízállásos helyeket. A talajvíz átlagos állása az adott év csapadékban való gazdagsága vagy szegénysége függvényében jelentősen változik. Csapadékosabb évben a talajvíz megközelíti, sokszor el is éri a felszínt. Ebből a szempontból legveszélyeztetettebb a hátság DK-i része, ugyanis a lejtés miatt távolabbról is ide csordogál le a felesleges víz. Ezek a vizek átlagban 900 mg/l sótartalmúak, keménységük pedig 25 nk° körül van. A nátriumtartalma meghaladja a kalcium- és a magnéziumtartalom együttes értékét, a szikes jelleg erősen kiütözik (PÉCSI 1967).

A Homokhátságon kialakult talajtípusok a következők: futóhomok, barnaföldek, csernozjom jellegű homokok, mészlepedékes csernozjom, réti talajok és lápos réti talajok. A futóhomok elég nagy területet foglal el a hátságból. Ezekben a talajokban humuszt csak kis mennyiségben találunk, ezzel szemben szén-savas meszet nagy mennyiségben tartalmaznak. A barnaföldek – melyek foltokban vannak jelen a hátság északi részein – nagy része már mezőgazdasági művelés alatt áll. A csernozjom jellegű homokok 1,5–2 % szervesanyagot tartalmaznak, leginkább ott képződtek, ahol a homokba valamilyen finomabb alkotórész is belekeveredett. A mészlepedékes csernozjom homokos-löszös üledékeken keletkeztek, humusztartalmuk 2–2,5% körül van és vízgazdálkodásuk is jónak mondható. Ezek a legtermékenyebb talajok a hátságon. A réti talajok a buckák közötti mélyedésekben alakultak ki. A lápos réti talajok az állandó vízborítású laposokban képződtek, ahol a lápi növényzet részben elbomlott, vagy el nem bomlott maradványai

felhalmozódásából tőzeges talajok keletkeztek. A lecsapolás után a vízborítás megszűnt, így ezeken a területeken megkezdődött a réti talajok képződése. A laposokban és a mélyebb fekvésű, magasabb talajvízű területeken a réti talajok mellett jelentősek a káros nátriumsókat tartalmazó szikes talajok is PÉCSI (1967).

A Homokhátságot korábban puhafás ligeterdő borította, ami a török hódoltság idején tűnt el, a népességgel együtt. Ezután a területen főként rideg állattartás volt a jellemző, aminek a fejlődése következtében a legelőket túlterhelték, ami nagy területű kopár részek megjelenéséhez vezetett. Az így növényborítás nélkül maradt területekről a szél miatt mozgásnak indultak a homokbuckák, melyek az 1800-as években már a környező városokat veszélyeztették. Ennek megakadályozása érdekében a városok vezetői kifarcellázták ezeket a földeket, és szétosztották az ott élők között, azzal a feltétellel, hogy erdőt, gyümölcsöst, vagy szőlőt kell telepíteni, így megkötve a homokot (KELEMEN 2008). Így alakult ki a Kiskunságra jellemző tanyavilág. Ugyanis akik a területeket megkapták, azok inkább kiköltöztek, mintsem naponta kilométereket menjenek a földjeikhez, ami volt, hogy szinte a teljes tulajdonát képezte egy-egy szegényebb embernek.

A Kárpát-medence mélyebb fekvésű területei mindenhol hasonló vegetációs mozaikot őriznek, ezért az egész területet, benne a Homokhátsággal, a növényföldrajz egy flóraidéknek, az Eupannonicum-nak tekinti. Azonban jelentős különbségeket mutatnak a nem társulásalkotó, ritkább, esetenként maradvány jellegű növények. A folyók árterein ártéri erdők, mocsárrétek, szikesek, löszterületeken a sztyeppek, homokon a homoki erdők erdős sztyeppek, homokpuszták az uralkodók. Az Alföldi flóraidék flórajárásokra osztható, melyek jórészt megegyeznek a földrajzi kistájakkal. A Praematricum, ami a Duna-Tisza köze flórajárása, a Duna-Tisza köze magasabb fekvésű homokos területeit, és buckavidékeit foglalja magában. Ide tartozik Bács-Kiskun megye legnagyobb része, valamint Csongrád megye nyugati szélé is (RAKONCZAY 1987).

Anyag és módszer

A kunfehértói Fehértó környékének változását ArcView térképszerkesztő program használatával négy térkép, valamint négy légifelvétel alapján szemléltetem. A lehatárolás magasságvonalak mentén történt (1. ábra), így lényegében a kutatási területem egy medence jellegű, vélhetőleg szél által kialakított mélyedés. A DNy-i oldal a tengerszint feletti 135. magasságvonal, míg ÉK-i oldalát a 132-es magasságvonal adja. ÉNy-i oldalánál, illetve a DK-i oldalánál egy benyúló kiemelkedés lenne, melyeket lejtési viszonyok alapján levágtam a terület jobb értelmezhetősége miatt. Ennek a lehatárolásnak az 1964-es Hidrológiai Közönyben megjelent cikk MIHÁLTZ és MUCSI (1964) nyújtott alapot, amely még nem a Balti, hanem az Adriai alapszintet használta. A vizsgált területem összesen 825,08 ha volt.

A vizsgált térképeken és légifelvételeken különböző tájhasználati kategóriákat határoztam meg, majd ezeket digitalizáltam a jobb értelmezhetőség érdekében. Ezeken így jól követhetővé váltak a változások, mivel más-más időkben készültek. A meglévő parcellák területi adatait a térképszerkesztő programmal, a térképek, légifelvételek alapján számoltam, így azok adatai csak megközelítőlegesegek, miután terepi mérésre

legtöbb esetben nem volt lehetőségem. Valamint meg kell jegyezni, hogy a korábban készült, katonai felmérések térképei kevésbé részletesek, mint a később készült térképek, illetve a légifelvételek, így az ott kapott területi eredmények a kisebb részletesség miatt csak tájékoztató jellegűek.



1. ábra Vizsgált terület, a kiskunhalasi Fehértó elhelyezkedése (Forrás: Googlemaps)
Figure 1. Situation of the examined area, the Fehértó of Kiskunhalas (Source: Googlemaps)

A következő térképeket és légifelvételeket vizsgáltam:

- Kunfehértói Fehértó a második katonai felmérés idején (1806–1869),
- Kunfehértói Fehértó a harmadik katonai felmérés idején (1872–1884),
- Kunfehértói Fehértó a II. világháború idején (1941–1944),
- Kunfehértói Fehértó EOV térképen (1994),
- Kunfehértói Fehértó az 1952-es légifelvételen,
- Kunfehértói Fehértó az 1981-es légifelvételen,
- Kunfehértói Fehértó az 1988-as légifelvételen,
- Kunfehértói Fehértó a 2012-es légifelvételen.

A kutatásaim során továbbá vizsgáltam a környékben található talajvízszint-észlelő kutakat is. A csapadékmennyiség-, illetve hőmérsékleti adatsorokból éves átlagokat számoltam. Ezeket az adatokat is MS Excel program segítségével diagramokon ábrázoltam. A csapadékmennyiség adatsor és a hőmérsékleti adatsor is Kunfehértó térségében, 1951-től 2012-ig mutatja változást. A vizsgált talajvízszint-észlelő kutak a következők:

- 001416 számú kút, Imrehegy (1971-től 2012-ig),
- 004193 számú kút, Kunfehértó (2002-től 2012-ig),
- 002382 számú kút, Kunfehértó (1954-től 1993-ig),
- 002383 számú kút, Kunfehértó (1954-től 2012-ig).

A 2010-es évben a csapadék mennyisége kiugró volt, így készítettem egy olyan diagramot is, melyen az említett év értéke helyett a sokéves átlag szerepelt. Ennek oka pedig az volt, hogy így a trendvonal jobban visszaadja a folyamatos változásokat, nem viszi azt el egy kiugró érték. A csapadék-mennyiség és a talajvízszint-változás adatsorok között is van rövid adatsor. A kutatás kezdetén kialakított null-hipotézisünk szerint a rövidebb időszakok vizsgálatával is észlelhető valamilyen irányú folyamat. A teljes adatsorok pedig mindenféleképpen mutatni fognak valamilyen irányú változást a csapadékok és talajvizek mennyiségének változásában, melyeknek a mértékét is meg lehet majd határozni. A vizsgálataimhoz felhasznált csapadék, talajvíz és hőmérsékleti adatokat az Országos Vízügyi Adattárból gyűjtöttük ki.

Eredmények

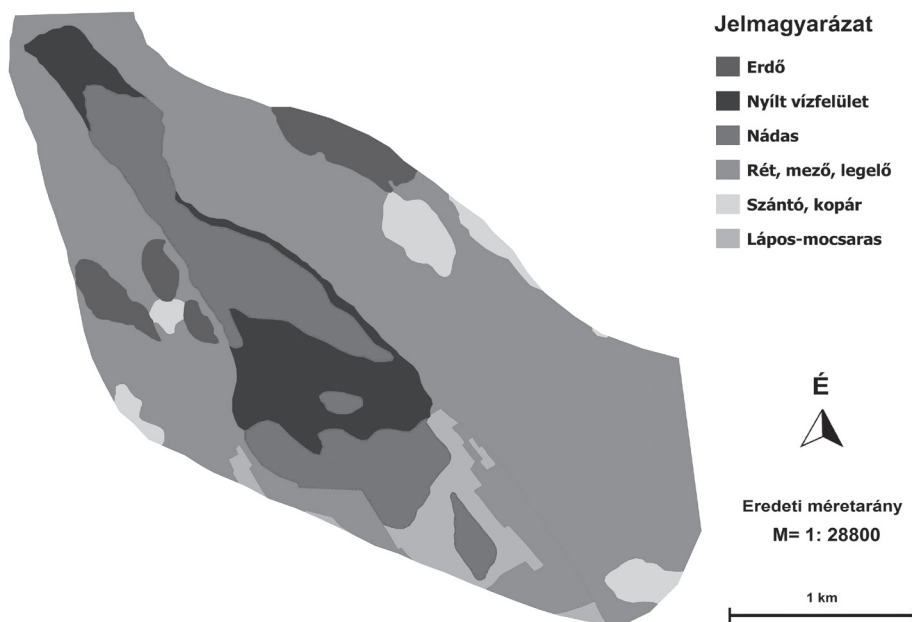
Kunfehértói Fehértó és környékének változásai

Elsőként a második katonai felmérés alapján készített térképet elemzem. Ez a legelső vizsgált térkép, így ezt tekintem a kiindulási alapnak, bár jöhet, hogy a terület ez előtt is átesett kisebb-nagyobb természetes változásokon. A térképen jól látható (2. ábra), hogy a vizsgált terület döntő többsége rét, legelő és mező kategóriába esik, összesen 506,75 ha.

Erdőt ekkor még alig találunk, területük összesen 38,31 ha. Szántó, kopár terület kategóriában 34,29 ha esett, bár ezen területek ekkor még nem szántóként funkcionáltak, hanem fedetlen homokbuckák, kopár területek voltak. A nyílt vízfelület ekkor még 2 részből állt. Északi részen egy 15,75 ha-os, valamint délen egy 65,41 ha-os területen volt vízfelület, összesen 81,16 ha. Arról, hogy a nádasként jelölt részen volt-e vízborítás, nincs adat, a térkép nádasként ábrázolta, de véleményem szerint nagy része vizes terület volt. Emellett a tótól délre egy terjedelmes lápos-mocsaras terület is megfigyelhető. Erről nem lehet tudni, hogy állandó, vagy csak éppen csapadékosabb időjárásban készült a felvételezés. Ültetvényt, illetve lakott területet ekkor még nem találunk a területen, bár a térképek elemzésekor kiderült, hogy a vizsgált terület közelben már megjelentek a tanyaépületek szántókkal együtt, de azok mennyisége még alig számottevő (1. táblázat).

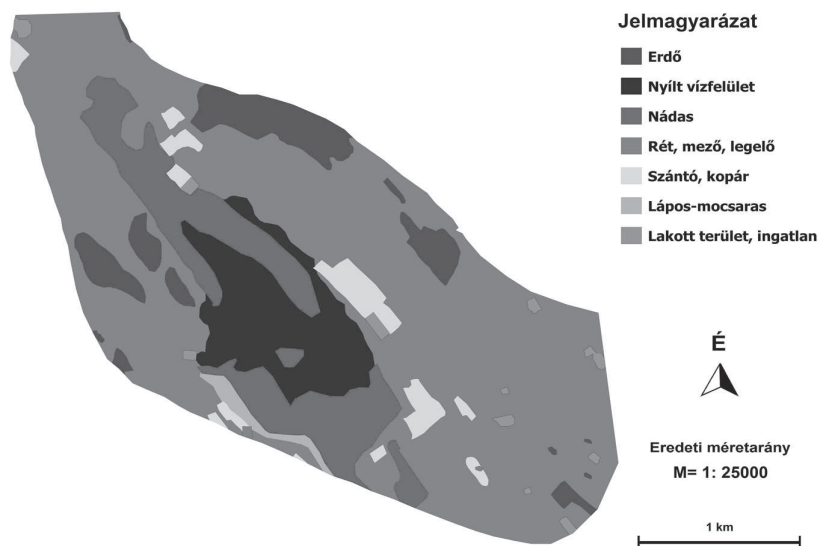
1. táblázat A kiskunhalasi Fehértónál vizsgált terület alakulása a második katonai felmérés idején
Table 1 Land use of the examined area at the Fehértó of Kiskunhalas during the second military survey

Katego- ria Vizsgált elem	Erdő (ha)	Víz- felszín (ha)	Nádas (ha)	Rét, legelő, mező (ha)	Szántó, kopár (ha)	Ingat- lan (ha)	Lápos- mocsaras terület (ha)	Ültet- vény (ha)
II. katonai felmérés	38,31	81,16	128,49	506,75	34,29	0,00	36,07	0,00



2. ábra A kiskunhalasi Fehértó környéke a második katonai felmérés idején,
(Forrás: HM-HIM Tt II. KF, XXXIV/60 (1861) és XXXIV/61 (1864) szelvény)
Figure 2. Land use of the Fehértó of Kiskunhalas during the second military survey
(Source: HM-HIM Tt II. KF, XXXIV/60 (1861) and XXXIV/61 (1864))

Másodikként az harmadik katonai felmérés alapján szerkesztett ábrát (3. ábra) mutatom be. Az első, leginkább szembetűnő változás az, hogy az északi mederrészben megszűnt a vízfelület, helyét nádas és rét vette át. Ennek két oka lehetett, vagy kiszáradt a terület, vagy kezelés hiányában nád benőtte a vízfelületet. Azonban véleményem szerint inkább a víz tűnt el, ugyanis a térképen nem ingoványos-mocsaras területnek jelölték, hanem nádasnak és rétnak, mezőnek. A délebbi részben a nyílt vízfelület ekkor 81,84 ha volt, ami kibővült, ugyanis megközelítőleg akkora, mint az elsőként elemzett térkép összes nyílt vízfelülete. Az erdő területe is növekedett, a vizsgált terület ÉK-i részére telepítettek egy közel 30 ha-os erdőfoltot, bár az erdők összterülete így is csak 63,94 ha. Másik szembetűnő változás, hogy több tanyaépület is megjelent a vizsgált területen.



3. ábra A kiskunhalasi Fehértó környéke a harmadik katonai felmérés idején,
(Forrás: HM-HIM Tr III. KF, 5463/1 és 5463/3 (1881) szelvény)

Figure 3. Land use of the surroundings of the Fehértó of Kiskunhalas during the second military survey
(Source: HM-HIM Tr III. KF, 5463/1 and 5463/3 (1881))

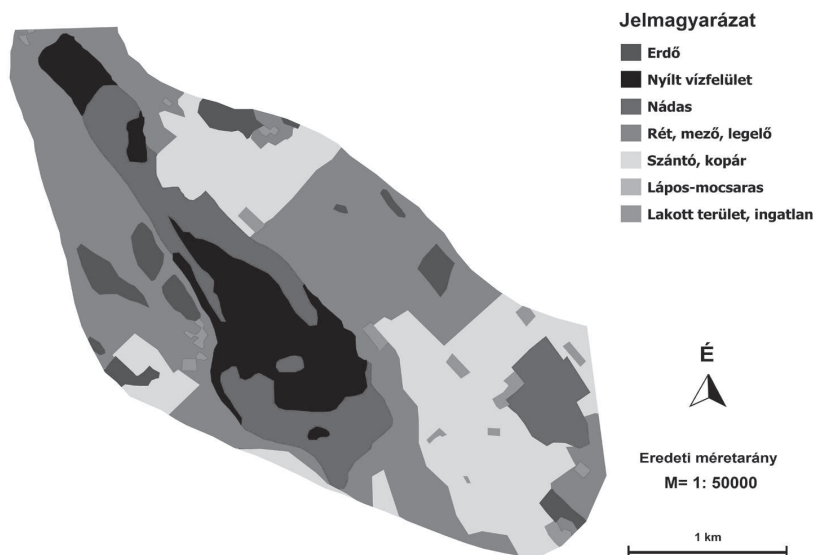
Ezek területe összesen 9 ha-t tett ki. Ennek következtében pedig megfigyelhető, hogy számos szántó is található a tó környezetében, pontosabban a tanyaingatlanok mellett. Az erdő illetve az ingatlanok és az új szántók területe a füves területek rovására jelent meg, bár a korábbi lápos mocsaras területek (tótól délre fekvő részek) pedig már ebbe a kategóriába estek, így füves területek ekkor 516,73 ha-t tettek ki (2. táblázat).

2. táblázat A kiskunhalasi Fehértónál vizsgált terület alakulása a harmadik katonai felmérés idején
Table 2. Land use of the examined area at the Fehértó of Kiskunhalas during the second military survey

Kategória Vizsgált elem	Erdő (ha)	Víz- felszín (ha)	Nádas (ha)	Rét, legelő, mező (ha)	Szántó, kopár (ha)	Ingat- lan (ha)	Lápos- mocsar- as terület (ha)	Ültet- vény (ha)
III. katonai felmérés	63,94	81,84	116,14	516,73	30,04	9,00	7,38	0,00

Következő elemzett térkép a II. világháború idejéből való. Ennek alapján készített térképet az 4. ábra mutatja. Itt már számos szembetűnő változás is megfigyelhető a korábbi térképekhez képest. Talán a legjelentősebb a szántók nagymértékű térhódítása, melyek a korábbi állapotokhoz képest hétszeresükre növekedtek, ugyanis a korábbi 30 ha helyett itt már 206,41 ha-os területet foglalnak el a vizsgált terület 825,08 ha-os területéből. Továbbá az is igen jelentős változás, hogy az északi mederrészben ismét megfigyelhető a nyílt vízfelület, illetve a megjelent két újabb vizes terület is. Egyik a

két fő mederrész között, másik pedig a déli, nádas részben. Ezek vélhetőleg nádaratás, vagy tisztítás következtében lettek nyílt vízfelületek. Az elemzett térképek közül ennél a legjelentősebb a vízfelületek kiterjedése. Ezen változások mellett a területen folytatódott az erdőtelepítés, de a meglévő foltok mérete az összterülettel együtt lecsökkent 60-ha körüli területről 41,05-ha-ra.



4. ábra A kiskunhalasi Fehértó környéke a II. világháború idején,
(Forrás: HM-HIM Tr II. VH, 5463/NY (1941–1944) szelvény)

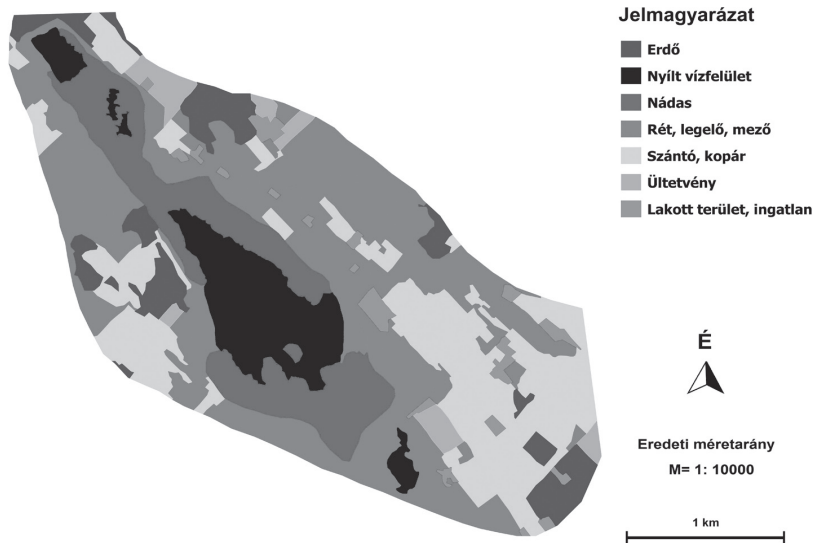
Figure 4. Land use of the surroundings of the Fehértó of Kiskunhalas during World War II
(Source: HM-HIM Tr II. VH, 5463/NY (1941–1944))

Az ingatlanok száma is növekedett, de a legnagyobb borítást még mindig a füves területek adják, bár kiterjedésük 500 ha-ról 335,56 ha-ra esett vissza (3. táblázat).

3. táblázat A kiskunhalasi Fehértónál vizsgált terület alakulása a II. világháború idején
Table 3. Land use of the examined area at the Fehértó of Kiskunhalas during World War II

Kategória \ Vizsgált elem	Erdő (ha)	Víz-felszín (ha)	Nádas (ha)	Rét, legelő, mező (ha)	Szántó, kopár (ha)	Ingatlan (ha)	Lápos-mocsaras terület (ha)	Ültetvény (ha)
II. világháború térképe	41,05	99,31	126,94	335,56	206,41	15,81	0,00	0,00

Az ezt követő felvételezés az 1950-es évekbeli állapotokat mutatja, ugyanis a térkép alapja egy 1952-es légifelvétel (5. ábra). Legnagyobb változás, ami a térképen felfedezhető, hogy megjelentek az ültetvények. Számos tanya mellett telepítettek szőlőt, gyümölcsöst, melyek összterülete 24,64 ha.



5. ábra Fehértó környékének tájhasználatja 1952-ben (Forrás: HM-HIM T_T, 1952, légifotó 1)
 Figure 5. Land use of the surroundings of the Fehértó of Kisukunhalas in 1952
 (Source: HM-HIM T_T, 1952, aerial photograph 1)

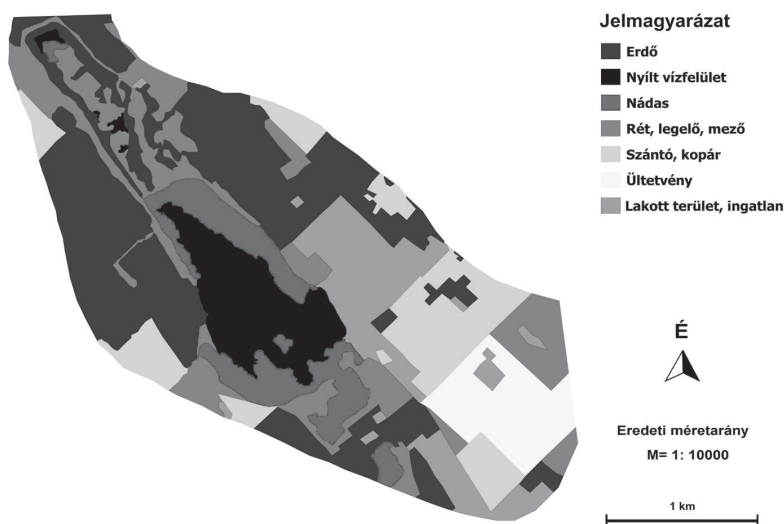
Látható, hogy a szántók aránya csökkent, ekkor már csak 188,08 ha volt ezek területe. Az északi része egy részét felhagyták, más részét erdővel telepítették be, vagy ültetvényt létesítettek rajta. Az erdőterületek aránya ismételtelen növekedett, a korábbi 40 ha helyett már 66,29 ha volt fásítva. A nádas területe alig változott, valamint a füves területek kiterjedése sem számottevően csökkent. Ingatlanok területe azonban növekvő tendenciát mutat.

A kezdeti 9, majd 16 ha után ekkor már 22 ha-ra növekedett a beépített terület nagysága. Ezek mellett a nyílt vízfelület nagyságában is történtek változások. 99 ha helyett ennél a térképnél már csak 84,33 ha, de kiterjedésénél sokkal jelentősebb azok eloszlása. Az É-i mederrész mérete lecsökkent, az előző térképen 14,79 ha volt, ami 7,74 ha-ra csökkent. Ez közel 10 év alatt felére csökkent. Emellett a középső, előző térképen még egy vízfelületként látható folt, itt már két kisebb vízként jelenik meg, valamint a déli oldalon is felfedezhető egy eddig még nem létező kisebb vízfolt (4. táblázat).

4. táblázat A kiskunhalasi Fehértónál vizsgált terület alakulása 1952-ben
 Figure 4. Land use of the examined area at the Fehértó of Kisukunhalas in 1952

<i>Kategória</i> <i>Vizsgált elem</i>	<i>Erdő</i> <i>(ha)</i>	<i>Víz-</i> <i>felszín</i> <i>(ha)</i>	<i>Nádas</i> <i>(ha)</i>	<i>Rét,</i> <i>legelő,</i> <i>mező</i> <i>(ha)</i>	<i>Szántó,</i> <i>kopár</i> <i>(ha)</i>	<i>Ingat-</i> <i>lan</i> <i>(ha)</i>	<i>Lápos-</i> <i>mocsaras</i> <i>terület</i> <i>(ha)</i>	<i>Ültet-</i> <i>vény</i> <i>(ha)</i>
1952-es légifelvétel	66,29	84,33	120,80	318,93	188,08	22,02	0,00	24,64

Következő, 6. ábra alapja, melyet elemzünk, szintén egy légifelvétel 1981-ből. A két felvétel között közel 30 év telt el, ami a változások mértékén is látható. Korábbi térképek és légifelvételek között is volt ekkora időbeli különbség, azonban ekkorra jelentősen felgyorsultak a változások, s velük együtt a tájalakulás is. Tudni kell, hogy a település kialakulása az 1950-es évek elejére tehető, majd ennek az évtizednek a végén elkezdték a telekosztást is a tó ÉK-i oldalán, hogy fellelüljön a fürdőélet. Ezek alapján már sejthető, hogy az ingatlanok területe megnőtt. Korábbi térképen 22 ha-nyi ingatlant azonosítottam, míg ezen már közel 92 ha volt ugyanez a kategória által adott folt területe. Ez 70 ha növekedést jelent a kategóriában 29 év alatt. Ebbe természetesen benne van a település is, melynek É-i nyúlványa látható a vizsgált terület DK-i oldalán. Emellett szembetűnő, hogy a vízfelület csökkent.



6. ábra Fehértó környékének tájhasználat 1981-ben (Forrás: HM-HIM Tt, 1981, légifotó 2)

Figure 6. Land use of the surroundings of the Fehértó of Kiskunhalas in 1981

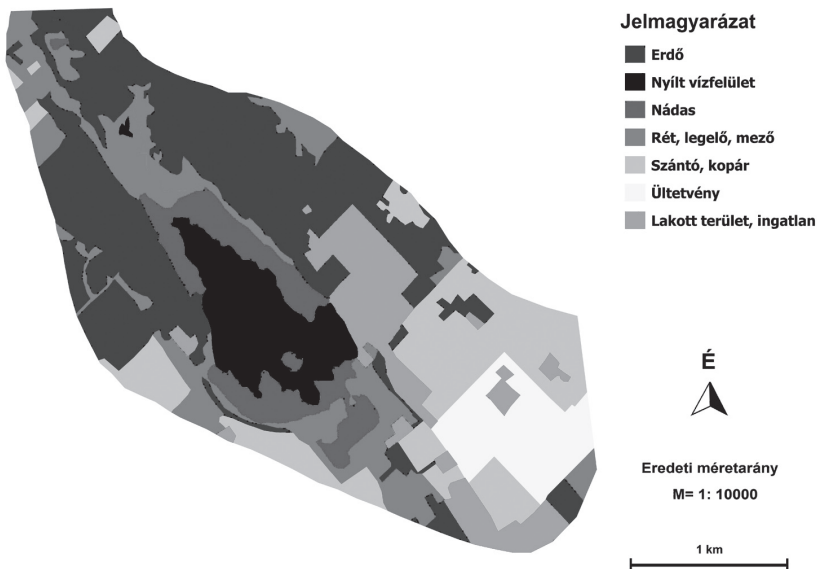
(Source: HM-HIM Tt, 1981, aerial photograph 2)

Az É-i mederrész már alig fellelhető, de a középső kis folt is már csak töredéke a korábbinak, ellenben – vélhetőleg a nádaratásnak köszönhetően – a D-i vízfelület területe növekedett. A nádas területe a korábbi viszonyokhoz képest lecsökkent, főleg az É-i részekben, ahol helyét füves területek és erdők vették át. Erdőket vizsgálva kiderült, hogy azok területe is jelentősen megnövekedett. Az előző térképen ennek területe még 66 ha volt, míg jelenleg már 284,75 ha-nyi területet foglal el a vizsgált 825,08 ha-os területből. Látható, hogy az ültetvények aránya is megváltozott. Az 1950-es években még csak 24,64 ha volt a kiterjedésük, míg a '80-as évek elejére ez már 56,06 ha lett. Szántók is átalakultak, a sok kisebb folt helyett ekkorra kevesebb, de nagyobb foltok jelentek meg. Összesítve a vizsgált területet, elmondható, hogy az kevésbé mozaikossá vált, ami természetvédelmi szempontból nem előnyös. A terület 1980-as évek eleji állapotának, foltjainak pontos területét az 5. táblázatban ismertetem.

5. táblázat A kiskunhalasi Fehértónál vizsgált terület tájhasználatára 1981-ben
 Table 5. The land use of the examined area near Fehértó of Kiskunhalas in 1981

Kategória Vizsgált elem	Erdő (ha)	Víz- felszín (ha)	Nádas (ha)	Rét, legelő, mező (ha)	Szántó, kopár (ha)	Ingat- lan (ha)	Lápos- mocsaras terület (ha)	Ültet- vény (ha)
1981-es légifelvétel	284,75	74,67	74,27	138,32	105,25	91,75	0,00	56,06

Következő elemzett ábra egy 1988-ban készült légifelvétel alapján készült, melyet a 7. ábra mutat. Ennél véleményem szerint az a legjelentősebb változás, hogy a korábbi, több kisebb vízfelület helyett már csak egy nagyobb és egy kisebb folt maradt meg. Az ingatlanok területe némileg csökkent, de a szántók területe növekedett, közel 35 ha-ral. Ezek mellett az erdők aránya kisebb lett, 7 év alatt 4 ha-ral csökkent a kiterjedésük, azonban a terület ÉK-i részén ekkor jött létre az összefüggő erdősáv, amely azóta is megvan, bár állományának egy része azóta újra lett telepítve. A nádas sem volt már olyan kiterjedt, ami az északi részek kiszáradásának köszönhető, ugyanis innen nem csak a vízfelület, de a nádas foltok is szinte maradéktalanul eltűntek átadva a helyüket a füves területeknek. Ezek kiterjedése azonban még így is csökkent. Szántók mellett az ültetvényfoltok is nagyobbak lettek, mint a 7 évvel korábbi felvételeken voltak. Az 1988-as légifelvétel alapján készült térkép különböző területhasználati kategóriákba eső foltjainak kiterjedését a 6. táblázat mutatja.



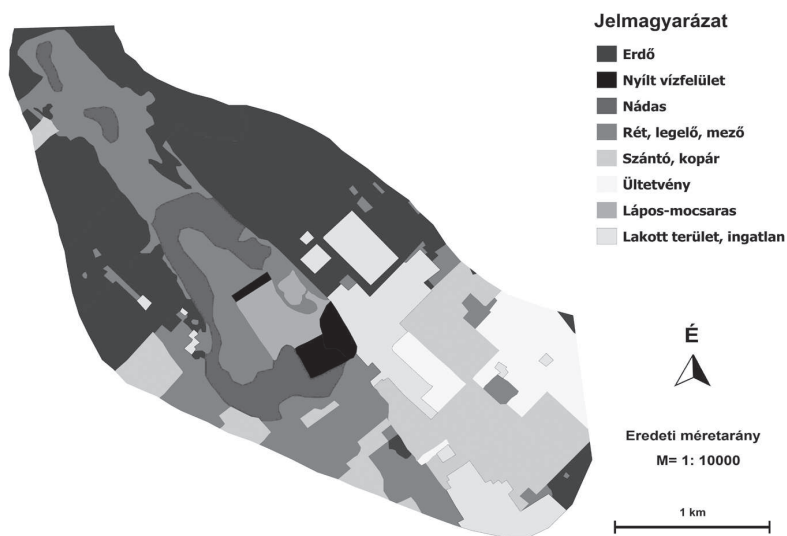
7. ábra A kiskunhalasi Fehértó környékének felszínborítása 1988-ban (Forrás: HM-HIM T1 légifotó 3 (1988))
 Figure 7. Land cover around the Fehértó near Kiskunhalas (Source: Ministry of Defense, aerial photo 3 (1988))

6. táblázat A felszínborítás alakulása a kiskunhalasi Fehértó környékén 1988-ban

Table 6. Land use change around the Fehértó near Kiskunhalas in 1988

Kategória Vizsgált elem	Erdő (ha)	Víz- felszín (ha)	Nádas (ha)	Rét, legelő, mező (ha)	Szántó, kopár (ha)	Ingat- lan (ha)	Lápos- mocsaras terület (ha)	Ültet- vény (ha)
1988-as légifelvétel	280,40	70,10	65,05	127,46	139,65	83,42	0,00	59,01

Az 1990-es évek állapotát a 8. ábra mutatja, melynek alapja az 1994-ben készült EOY térkép. Ekkorra történt meg a tó szabályozása, melynek eredménye igen szembetűnő. A korábbi szabálytalan, mederalakot követő vízfelület helyett itt már csak antropogén hatások által kialakított szabályos vízfelületekkel találkozhatunk. Ezek összes területe 14,14 ha, míg az 1988-as légi felvétel alapján készült ábrán a nyílt vízfelület 70 ha volt. Ez az 56 ha-os területcsökkenés alig 6 év alatt zajlott le, ami igen gyorsnak tekinthető.



8. ábra A kiskunhalasi Fehértó környékének tájhasználatja 1994-ben (Forrás: FÖMI, EOY térkép)
Figure 8. Land use of the surroundings of the Fehértó of Kiskunhalas in 1994 (Source: FÖMI, EOY map)

A korábbi meder egy része ekkor lápos-mocsaras területként volt feltüntetve (20,87 ha), ahol terepi bejárásom alatt több alkalommal is találkoztam vízállásos területtel, bár a víz mélysége becslésem alapján nem volt több 15–20 cm-nél. A nádas vegetáció kiterjedésén még jól látható a tómeder korábbi kiterjedése illetve formája is. Ezen kategória kiterjedése csak kis mértékben csökkent, alig 3 ha-t a 6 év alatt. A tó két oldalánál lévő erdő besűrűsödött, összterülete a korábbi állapotokhoz képest viszont valamivel csökkent. Szembetűnő még a füves területek kiterjedésének növekedése is, amely a korábbi térkép alapján 127 ha volt, ez növekedett 191,83 ha-ra. Az ingatlanok területe nem változott jelentősen, a kismértékű csökkenés a tanyavilág pusztulásából adódik (7. táblázat).

7. táblázat A kiskunhalasi Fehértó tájhasználatának alakulása 1994-ben
Table 7. Land use of the Fehértó of Kiskunhalas in 1994

<i>Kategória</i> <i>Vizsgált elem</i>	<i>Erdő</i> <i>(ha)</i>	<i>Víz- felszín</i> <i>(ha)</i>	<i>Nádas</i> <i>(ha)</i>	<i>Rét, legelő, mező</i> <i>(ha)</i>	<i>Szántó, kopár</i> <i>(ha)</i>	<i>Ingatlan</i> <i>(ha)</i>	<i>Lápos- mocsaras</i> <i>terület</i> <i>(ha)</i>	<i>Ültet- vény</i> <i>(ha)</i>
1994-es EOV	263,77	14,14	63,51	191,83	131,46	82,85	20,87	56,64

Utolsóként a 2012-es Googlemaps légifelvétel alapján szerkesztett térképet elemzem (9. ábra). Ezen látható, hogy a korábbi térképen még egy vízfelületként ábrázolt vízfelület itt már több kisebb részből áll. Ezek közül az üdülőterület melletti a fürdő, másik három horgásztó. A vízfelületek teljesen mesterségesen lettek kialakítva és fenntartásuk is folyamatos emberi beavatkozást igényel.



9. ábra A kiskunhalasi Fehértó környéke 2012-ben légifelvétel alapján (Forrás: GOOGLEMAPS)
Figure 9. Surroundings of the Fehértó of Kiskunhalas in 2012 (Source: GOOGLEMAPS)

Az északabbra lévő keskeny mederrész is ember alkotta, ezt a mederkotrások és gátépítésekkel alakították ki. A 2010-es években, ezek alapján az összes vízfelület 12,07 ha. Megjegyezném, hogy az korábbi felmérések idején ez 99, 31 ha is volt, így megállapítható, hogy a nyílt vízfelület legnagyobb és a legkisebb kiterjedés között 87,24 ha különbség volt. Látható továbbá, hogy a nádas már csak igen kis részen van jelen, egyedül egy északi foltban, valamint a tavak között kisebb mennyiségben. Ezek kiterjedése 12,32 ha összesen, 51,19 ha csökkenést jelent az 1990-es állapotához képest. A lápos-mocsaras területek kiterjedése is 7,76 ha-ral csökkent. Szembetűnő ezek mellett az ingatlanok térhódítása, az üdülőterület és a település területe is megnőtt, összterületük 20 ha-ral növekedett, így ez jelenleg 102,59 ha. Az ültetvények kiterjedése ezzel szemben

csökkent, területüket főként szántók vették át. Az ültetvények területe 34,81 ha-ral csökkent, a szántóké összesen 18,04 ha-ral növekedett. A korábban is megfigyelhető, erdőterület növekvő tendenciája itt is megfigyelhető. Az 1990-es évekhez képest 2010-es évekre, szóval közel 20 év alatt területük 85,17 ha-ral növekedett (8. táblázat).

8. táblázat A kiskunhalasi Fehértónál vizsgált terület tájhasználat 2012-ben
Table 8. Land use of the surroundings of the Fehértó of Kiskunhalas in 2012

<i>Kategória</i> <i>Vizsgált elem</i>	<i>Erdő</i> (ha)	<i>Víz-felszín</i> (ha)	<i>Nádas</i> (ha)	<i>Rét, legelő, mező</i> (ha)	<i>Szántó, kopár</i> (ha)	<i>Ingatlan</i> (ha)	<i>Lápos-mocsaras terület</i> (ha)	<i>Ültetvény</i> (ha)
2012-es légifelvétel	348,94	12,07	12,32	164,74	149,50	102,59	13,11	21,83



10. ábra A kiskunhalasi Fehértó környékén eredeti területhasználati kategóriában fennmaradt területek a vizsgált időszak alatt

Figure 10. Land use of the Fehértó of Kiskunhalas that has never changed during the examined period

Összegzésként készítettem egy térképet a területről, ami bemutatja, hogy melyek azok a foltok, melyek mindvégig – a vizsgált időszak alatt – eredeti területhasználati kategóriában maradtak meg (10. ábra). Sajnos, mint látható ezek kiterjedése minimális. Az erdő kategóriába eső foltok három helyen maradtam meg a vizsgálati idő alatt, melyek területe összesen 5,08 ha. Azonban ezek sem mondhatóak teljesen eredetinek, ugyanis valóban végig erdős vegetáció volt a területükön, de az állományuk cserélődött. Másik érintett kategória, amely fennmaradt eredeti formában a vizsgálati idő alatt az a rét-legelő-mező kategória. Ez összesen egy folt volt, amelynek a kiterjedése 2,03 ha. Harmadik érintett kategória, melynek egy része a vizsgálati időszak alatt nem változott, a nyílt vízfelület volt. Ennek állandó területe összesen három foltból áll, melyek kiterjedése 5,2 ha, bár

valójában ez teljes mértékben átalakult, emberi beavatkozásnak köszönheti fennmaradását. Más területhasználati kategóriákból nem maradt fent eredeti folt. Összegezve, az eredeti területhasználati kategóriában fennmaradt foltok összes kiterjedése 12,31 ha a vizsgált, 825,08 ha-ból. Ez a teljes terület 1,49%-a csupán. A fennmaradt területek adatait a 9. táblázat tartalmazza.

9. táblázat A kiskunhalasi Fehértónál vizsgált terület eredeti tájhasználati kategóriában megmaradt foltjai
Table 9. Land use of the Fehértó of Kiskunhalas that has never changed during the examined period

<i>Kate- gória</i>	<i>Erdő (ha)</i>	<i>Víz- felszín (ha)</i>	<i>Nádas (ha)</i>	<i>Rét, legelő, mező (ha)</i>	<i>Szántó, kopár (ha)</i>	<i>Ingat- lan (ha)</i>	<i>Lápos- mocsar- as terület (ha)</i>	<i>Ültet- vény (ha)</i>	<i>Összesen (ha)</i>
<i>Vizsgált elem</i>									
Eredeti foltok	5,08	5,20	0,00	2,03	0,00	0,00	0,00	0,00	12,31

Mint a fent bemutatott térképeken jól látszik, a tó és közvetlen környezete igen nagy változásokon esett át a közelmúltban. Kezdeti állapotokhoz képest fel sem lehet ismerni a területet, egyedüli árulkodó jel az eredeti tómeder, melynek kiterjedése a mai napig felfedezhető a terepen, illetve a mai légifotókon is. Megfigyelhető, hogy az adott kategóriákba eső területhasználatok kiterjedése hogyan változott. Ha szemügyre vesszük a 10. táblázatot, melyben ábrázoltam az összes általam vizsgált térkép területi adatait, látható, hogy a legnagyobb mértékben az erdősültség növekedett. Ez a kezdeti szakaszban 38,30 ha volt, míg napjainkban 348,94 ha kiterjedésű. Igaz, hogy ezeknek az erdőknek a fajösszetételük igen változó, ugyanis fokozatosan, kisebb parcellánként telepítették őket, de jelenleg akkor is egy összefüggő erdős területet alkot. Az erdők terjedése vélhetőleg a legelő állatok számának csökkenésével, esetleg az egyre szárazabb klíma okozta nehézkes mezőgazdasági termeléssel magyarázható, bár ennek pontos megállapítása további kutatásokat igényelne. Mindenesetre a vizsgált, közel kétszáz év alatt az erdős vegetáció kiterjedése 310,63 ha-t növekedett. Ez a növekedés a nyílt vízfelszín alakulására nem mondható el. Vélhetőleg klimatikus okokból, vagy antropogén hatásokra a vízfelület a kezdeti 81,16 ha-ról 12,07-re csökkent. Bár a vizsgált időszak alatt nem a kiindulási állapotban volt a legkiterjedtebb a vízfelület, de a csökkenés mértéke kétszáz év alatt akkor is 69,09 ha volt. A jelenleg meglévő 12,07 ha-os vízfelület pedig egyedül az ember jelenlétének köszönheti a meglétét. Ha a nádasok kiterjedését vizsgáljuk, itt is láthatunk egy csökkenő tendenciát. A kezdeti 128,49 ha-nyi nádas napjainkra lecsökkent 116,17 ha-ral, ami azt jelenti, hogy megközelítőleg manapság 12,32 ha nádassal találkozhatunk a vizsgált területen. A vizsgált időszak elején a legnagyobb területet a rét-legelő-mező kategória foglalta el, 506,75 ha-ral, ami a teljes terület közel 62%-a volt. Napjainkra ez lecsökkent 164,74 ha-ra, ami a területnek már csak 20%-a. Ezzel szemben a szántóterületek aránya növekedett. A vizsgált időszak alatt 97,17 ha-ral növekedett. Ennek a növekedésnek az oka a terjeszkedő mezőgazdaság, a növekvő

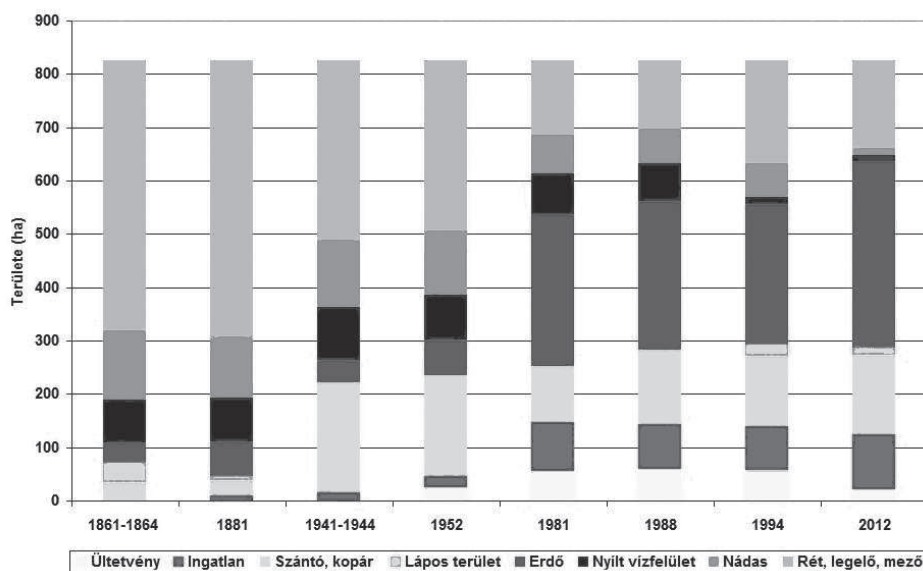
igények, illetve az időközben kialakult tanyavilág volt. A tanyavilág azonban nem csak a szántók és a kiskertek kialakításával változtatták meg a táj képét, használatát, hanem ingatlanok kialakulásával is. Az első vizsgált térképen nem volt még ingatlan, sem tanyaépület, sem szervezett település formájában. Az első tanyaingatlan a III. katonai felmérés térképén volt felfedezhető, melyek kezdetben a szántók szélénél létesültek. Kunfehértót az 1950-es években alapították, akkor kezdték el kiépíteni a települést is. Ezt – bár a kutatási területembe csak a falu északi része esik bele – jól nyomon követhetjük a térképeken is. Első megjelenése az 1952-es légifelvétel alapján készített térképen látható. Idővel a tanyavilág kezdett kihalni, aki tudott, a településre költözött, ami ugyan csökkentette a tanyavilágot, de gyarapította a települést. Az ingatlanok a kezdeti nulla kiterjedést követően napjainkban a vizsgált területből 102,59 ha-t foglalnak el, ami a teljes terület 12%-a. A következő felszínborítási kategória kiterjedése érdekesen alakult a vizsgálatok során. A lápos-mocsaras területek – bár az éves csapadékmennyiség igen befolyásolja őket – a kezdeti szakaszban jelentős kiterjedésben, 36,07 ha volt jelen. Ezt követően csökkent, majd el is tűnt egészen az 1990-es évekig, ami már a tó vízrendezés utáni állapotát mutatja. Itt ismét találkozhatunk 20,87 ha lápos területtel, ami saját megfigyelésem alapján sok esetben nem is csak lápos, hanem akár 20-30 cm- mély vízzel borított terület. Napjainkban a lápos-mocsaras területek 13,11 ha-t foglalnak el a vizsgált területből.

10. táblázat A kiskunhalasi Fehértónál vizsgált terület változásai összesítve
Table 10. Summarised changes of the examined area at the Fehértó of Kiskunhalas

<i>Kategória</i> <i>Vizsgált elem</i>	<i>Erdő</i> <i>(ha)</i>	<i>Víz-</i> <i>felszín</i> <i>(ha)</i>	<i>Nádas</i> <i>(ha)</i>	<i>Rét,</i> <i>legelő,</i> <i>mező</i> <i>(ha)</i>	<i>Szántó,</i> <i>kopár</i> <i>(ha)</i>	<i>Ingat-</i> <i>lan</i> <i>(ha)</i>	<i>Lápos-</i> <i>mocsaras</i> <i>terület</i> <i>(ha)</i>	<i>Ültetvény</i> <i>(ha)</i>
II. katonai felmérés	38,31	81,16	128,49	506,75	34,29	0,00	36,07	0,00
III. katonai felmérés	63,94	81,84	116,14	516,73	30,04	9,00	7,38	0,00
1944-es topográfiai	41,05	99,31	126,94	335,56	206,41	15,81	0,00	0,00
1952-es légifelvétel	66,29	84,33	120,80	318,93	188,08	22,02	0,00	24,64
1981-es légifelvétel	284,75	74,67	74,27	138,32	105,25	91,75	0,00	56,06
1988-as légifelvétel	280,40	70,10	65,05	127,46	139,65	83,42	0,00	59,01
1994-es EOVI	263,77	14,14	63,51	191,83	131,46	82,85	20,87	56,64
2012-es légifelvétel	348,94	12,07	12,32	164,74	149,50	102,59	13,11	21,83

Utolsóként tárgyalom az ültetvények kiterjedését. Ezek az 1950-es évektől vannak jelen a területen, ugyanis akkor kezdtek sokfelé többek között szőlőt telepíteni. Abban az időszakban az ültetvények kiterjedése 24,64 ha volt. Ezt követően egészen az 1990-es évekig növekedtek, majd napjainkra kiterjedésük visszaesett 21,83 ha-ra. A korábbi szőlők helyét sok helyen a bodza vette át, de természetesen a szőlő még nagyobb kiterjedésben van jelen a vizsgált területen.

A fentebb vizsgált és elemzett adatokból szerkesztettem a 11. ábrát, amely ábrázolja a területhasználati kategóriák hogyan változtak a vizsgált időszakban. Ezen talán még jobban szemléltethetőek a különböző területhasználati kategóriák kiterjedése és alakulása a vizsgált időszak alatt.



11. ábra A kiskunhalasi Fehértónál vizsgált terület tájhasználatának változása 1860-as évek elejétől napjainkig
 Figure 11. Land use change of the examined area at the Fehértó of Kiskunhalas from the beginning of the 1860s until today

Feltűnő, hogy a kezdeti időszakokban a füves területek (rét-legelő-mező) uralkodnak, ezt követi a nádas és a nyílt vízfelület. Azonban idővel ezek helyét átveszi az erdő, a szántó és az ingatlan kategória. A vizsgált időszak végére egyértelműen látszik, hogy az uralkodó területhasználati kategória az erdős vegetáció. Mellette igen jelentős kiterjedésben megvannak a füves területek is, de már messze nem uralkodó kiterjedésben. Őket követi a szántók és ingatlanok kiterjedése. Emellett szembetűnő, hogy a kezdeti időszakban a vízfelület is igen jelentős kiterjedésű volt, míg a vizsgált időszak végére alig maradt valamennyi. Az ábrát összegezve, láthatóvá vált, hogy az ember olyan hasznosítási módot igyekezett a korábban szinte érintetlen területen, amiből neki a legnagyobb haszna van, eközben háttérbe helyezve a természet érdekeit. Erdőket telepített, vagy az értékes fáért, illetve feltörte a réteket szántók kialakítása miatt.

Kunfehértó környékének klimatikus változásai

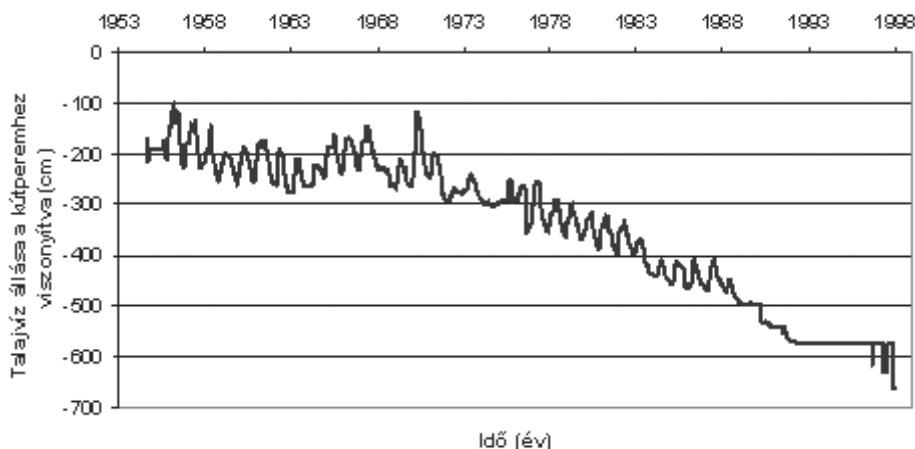
A Kunfehértó környéki táj változása azonban nem feltétlen csak emberi hatások miatt ment végbe. Következőkben éppen ezért szeretném a környék talajvízszint-észlelő kútjainak adatsorait elemezni, majd ebből egy tendenciát felállítani. Ehhez nem csupán egy talajvízszint-észlelő kutat vizsgáltam, ugyanis annak eredménye nem feltétlen adná vissza a valós változásokat. Az általam vizsgált kutak elhelyezkedését a 12. ábra mutatja. A vizsgált területen mindössze két darab kút van, ebből az egyik már nem is szolgáltat adatokat kiszáradás miatt. A vizsgált területen kívüli kutak kiválasztásának az volt az oka, hogy a talajvízszint vándorlása a környéken ÉNy-DK irányú, így a vizsgálatok eredményessége érdekében szükséges a területtől északabbra és délebbre is vizsgálni egy-egy kutat, hogy a környékre kiterjedő eredményeket kapjak.



12. ábra A vizsgált talajvízszint-észlelő kutak elhelyezkedése a kiskunhalasi Fehértónál
 Figure 12. Situation of the examined water table monitoring wells near Fehértó of Kiskunhalas

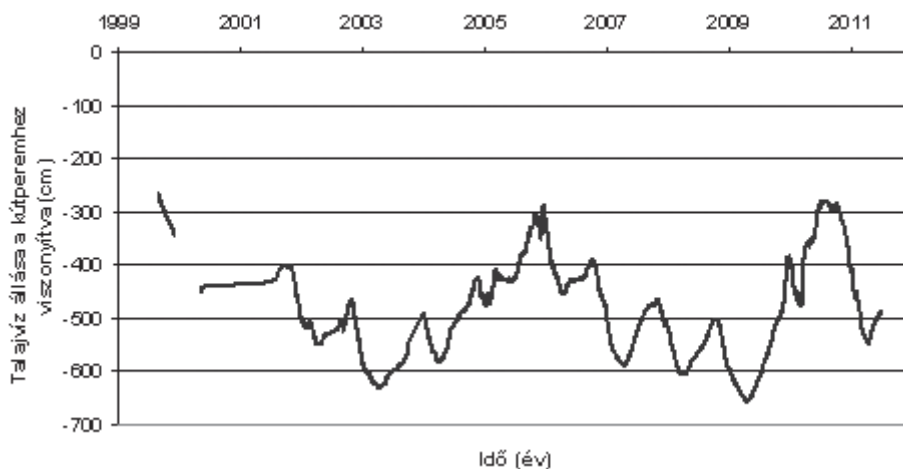
Elsőként azoknak a kutaknak az adatsorát elemzem, melyek a vizsgált területen vannak. Ezek a 2382-es és a 4193-as számú kút, majd ezt követően a másik négy kút adatsorát is elemzem.

Az első ilyen kút, amely a vizsgált területre esik, a 2382-es számú kút, ami Fehértó ÉNy-i sarkán van. A kút adatsora 1954-től egészen az 1990-es évekig terjed (13. ábra). Ekkor a kút a talajvízszint csökkenés következtében kiszáradt. 1951-ben a talajvíz magassága 134,5 m (B.f.) magasan volt, majd ez az érték a évek során kisebb nagyobb kiugrásokkal, de folyamatosan csökkenő tendenciát mutatott, majd a '90-es években 131 m (B.f.) magasságban megszakad az adatsor. A trendvonal meredeksége igen markánsan mutatja a csökkenés mértékét a vizsgált időszakban. Ezen időszak alatt, amely megközelítőleg 39 év volt, a talajvízszint csökkenés 3,5 méter, ami napjainkig valószínűleg tovább növekedett.



13. ábra A talajvízszint változása a 2382-es számú talajvízszint-észlelő kútban (Kunfehértó, 1951–2012) Országos Vízügyi Adattár adatai alapján
 Figure 13 Change of water table level in the monitoring well 2382 (Kunfehértó, 1951–2012) Source: data of the National Hydrology Database

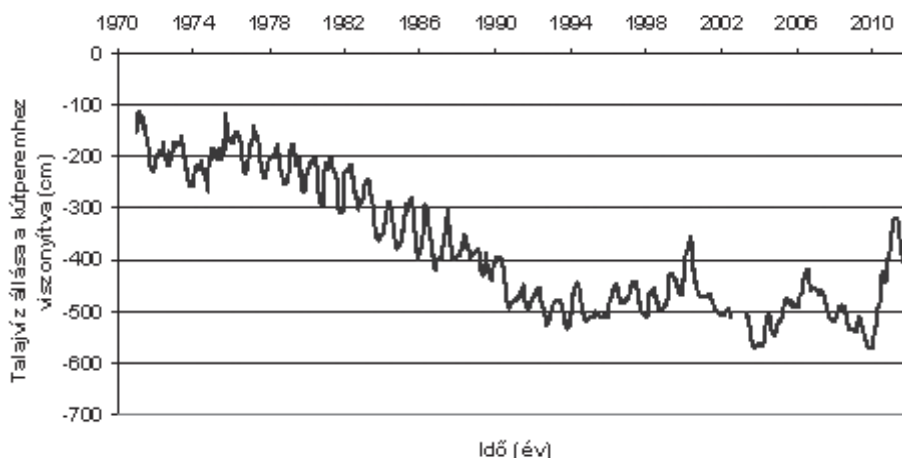
A másik kút, amely a vizsgált területen fekszik az a 4193-as számú talajvízszint-észlelő kút. A kutat 2000-ben létesítették, adatsora átmeneti adathiány mellett 2002-től 2012-ig mutatja a változásokat (14. ábra). Az adatsor igen szélsőséges, ugyanis ilyen rövid időszak alatt nem mutat egyértelmű tendenciát, főként, mivel a 2010-es csapadékos év igen erősen befolyásolta a talajvíz mélységét. Azonban megfigyelhető, hogy a kezdeti csökkenést egy emelkedő szakasz követi, majd egészen 2010-ig megint csökken a talajvíz mélysége.



14. ábra A talajvízszint változása a 4193-as számú talajvízszint-észlelő kútban (Kunfehértó, 2000–2012) Országos Vízügyi Adattár adatai alapján
 Figure 14. Change of water table level in the monitoring well 4193 (Kunfehértó, 2000–2012) Source: data of the National Hydrology Database

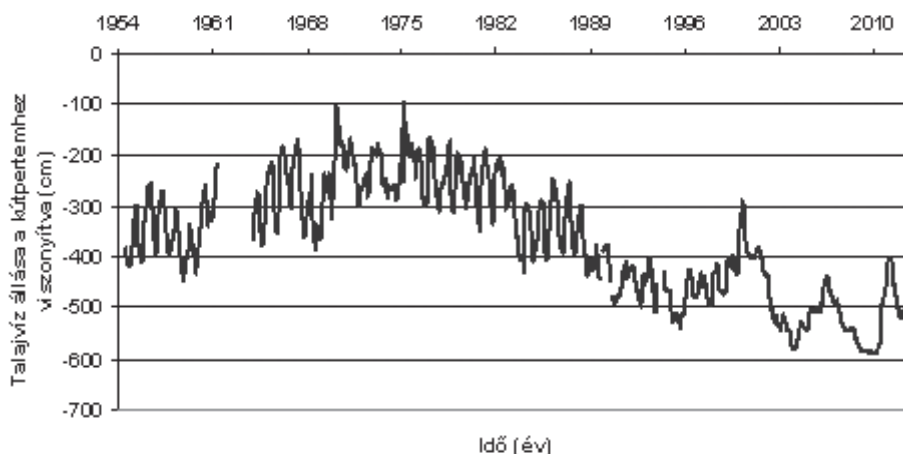
Az első évben a talajvíz magassága 131 m (B.f.) volt, ami 2012-ben 130,25 m-re (B.f.) csökkent. A trendvonal itt emelkedő, ami az említett csapadékos éveknek köszönhető, amikor megemelkedett a talajvízszint a kútban. A vizsgált 10 év alatt, 0,75 méter a talajvíz csökkenése.

A 1416-es számú, Kecel melletti talajvízszint-észlelő kút adatsorát a 15. ábrán szemléltetem. A kút 1971-től 2012-ig mutatja a talajvíz magasságát. Látható, hogy 1971-ben a talajvízszint 129,25 m (B.f.) volt, ami szinte folyamatos csökkenés mellett 2012-re 126 m (B.f.) magasan volt. A csökkenés meredekségét a trendvonal is jól mutatja. A 2010-es év csapadékos időjárása igen kiugró értéket adott, 127,25 m (B.f.) csúcsertéssel, de ezt követően ismét csökkent. Kijelenthető, hogy ebben a kútban a talajvízszint folyamatosan csökkent, amit az említett év csapadékos időjárása sem tudott megváltoztatni, csak mérsékelni. A vizsgált 41 év alatt a talajvízszint 3,25 métert csökkent.



15. ábra A talajvízszint változása a 1416-os számú talajvízszint-észlelő kútban (Kecel, 1971–2012) Országos Vizrajzi Adattár adatai alapján
 Figure 15. Change of water table level in the monitoring well 1416 (Kecel, 1971–2012) Source: data of the National Hydrology Database

Negyedikként a 2383-as számú talajvízszint-észlelő kút adatsorát elemzem. Ez a kút Kunfehértó határában van. Ezt az adatsort a 16. ábrán mutatom be. A kút 1954-től 2012-ig szolgáltat adatokat, így elég hosszú időszakot lehet elemezni. Látható, hogy 1954-ben a talajvízszint 133,5 m (B.f.) magasan állt. Ezt követően némi emelkedés figyelhető meg, ami 136,65 m (B.f.) magasan tetőzik az 1970-es évek közepe felé. Ezt követően egy igen erőteljes csökkenés megy végbe. Ez az 1990-es évek közepe felé lelassul, de kisebb kiugrásokkal összességében továbbra is csökken, amit csak a már korábban is említett 2010-es csapadékos év befolyásol. 2012-ben a talajvíz magassága 132,5 m (B.f.). A vizsgált 58 év alatt összesen 1 m-t csökkent a talajvíz a kútban.



16. ábra A talajvízszint változása a 2383-as számú talajvízszint-észlelő kútban (Kunfehértó, 1954–2012) Országos Vízügyi Adattár adatai alapján
 Figure 16 Change of water table level in the monitoring well 2383 (Kunfehértó, 1954–2012) Source: data of the National Hydrology Database

A talajvíz-adatsorokat elemezve kiderül, hogy egy kivételével, valamennyi kútban csökkenő tendencia figyelhető meg (11. táblázat).

11. táblázat A talajvízszint-csökkenés mértéke a vizsgált kutakban
 Table 11. Decrease of the water table level in the examined wells of the Fehértó of Kiskunhalas

Talajvízszint-észlelő kút száma, települése	Vizsgált időszak	Vizsgált időszak alatti csökkenés (m)	Átlagos évenkénti csökkenés (cm)
1416, Kecel	1971–2012 (41 év)	3,25	7,93
2382, Kunfehértó	1954–1993 (39 év)	3,5	8,97
2383, Kunfehértó	1954–2012 (58 év)	1	1,72
4193, Kunfehértó	2002–2012 (10 év)	0,75	7,5

Látható, hogy a legnagyobb mértékű csökkenés, éves szintre lebontva 8,97 cm/év volt a vizsgált terület északi részén, ott, ahol eltűnt a nyílt vízfelület. A vizsgált kutak adataiból átlagot számolva pedig megkapjuk, hogy a vizsgált térségben az átlagos talajvíz csökkenés 6,53 cm/év. Azonban meg kell jegyezni, hogy a 2010-ben bekövetkezett rendkívül csapadékos időjárásnak köszönhetően a talajvízszint-észlelő kutak mindegyike kiugró értékeket mért abban az időben, aminek köszönhetően a sokévi csökkenés mérséklődött. Egy korábbi kutatás BAICS és CENTERI (2010), amely a talajvizek alakulását vizsgálta 2009-ig a homokhátság déli részén, kimutatta, hogy az akkori csökkenés mértéke átlagosan 7,38 cm volt évente. Ebből is látszódik, hogy az említett csapadékos év igencsak megemelte a talajvizek szintjét.

Köszönetnyilvánítás

Jelen kutatást a Kutató Kari Kiválósági Támogatás – Research Centre of Excellence – 17586-4/2013/TUDPOL támogatta.

Köszönetet szeretnénk mondani Szalai József Úrnak, a VITUKI (Környezetvédelmi és Vízgazdálkodási Kutatóintézet Nonprofit Közhasznú Kft.) munkatársának, aki értékes szakmai információkkal és tanácsokkal segítette munkám előrehaladását. Emellett köszönettel tartozom még Saláta Dénesnek, aki a térképek elemzését számos ötlettel és észrevétellel segítette. Nélkülük ez a cikk nem született volna meg.

Irodalom

- BAICS T., CENTERI Cs. 2010: Kiskunhalas környéki szikes Tavak vízgazdálkodási problémái, azok okai, Lehetséges megoldások a kiskunhalasi Sós-tó vízutánpótlására. Tájékológiai Lapok 9 (1): 53–71.
- BAKOS, K. BARCZI, 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, Supplement, 36: 143–146.
- BODNÁR L., FODOR I., LEHMANN A. 1999: A természet- és környezetvédelem földrajzi vonatkozásai Magyarországon. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 118–126. p.
- BOROVSKY S. 1910: Pest-Pilis-Solt-Kiskun Vármegye – Magyarország vármegyéi és városai II. kötet. Légrády Testvérek Nyomdája, Bp. 417, 420 p.
- BOULTON, A. J., HUMPHREYS, W. F., EBERHARD, S. M. 2003: Imperiled subsurface waters in Australia: biodiversity, threatening processes and conservation. Aquatic Ecosystem Health and Management 6(1): 41–54.
- CENTERI Cs., CSÁSZÁR A. 2003: A talajpusztulás hatása a tájalakulásra a Tihanyi-félszigeten. Tájékológiai Lapok, 1(1): 81–85.
- CENTERI, Cs., HÉRCZEG, E., VONA, M., BALÁZS, K., PENKSZA, K. 2009: The effects of land-use change on plant-soil-erosion relations, Nyereg Hill, Hungary. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 172(4): 586–592.
- CENTERI, Cs., GRÓNÁS, V., DEMÉNY, K., IDEI, Sz., PENKSZA, K., NAGY, A. 2012a: Interrelation of Land Use Change, Nature Conservation and Urbanization in the Gödöllő Hillside, Hungary. In: TURUNEN, E., KOSKINEN, A. (eds) Urbanization and the global environment. NOVA Science Publisher, New York, p. 1–50.
- CENTERI, Cs., AKÁC, A., JAKAB, G. 2012b: Land use change and soil degradation in a nature protected area of East-Central Europe. In: AUBRECHT, C., FREIRE, S., STEINNOCHER, K. (eds) Land Use: Planning, Regulations, and Environment. New York: Nova Science Publishers Inc., p. 211–242.
- DEMÉNY, K., CENTERI, Cs. 2008: Habitat loss, soil and vegetation degradation by land use change in the Gödöllő Hillside, Hungary. Cereal Research Communications, Supplement 36: 1739–1742.
- DEFRIES R., ASNER G., HOUGHTON R. (eds.) 2004: Ecosystems and Land Use Change. American Geophysical Union, Geophysical Monograph Series, Vol. 153, Washington DC
- DUHAY G. (szerk.) 2006: Ökoturizmus a védett természeti területeken. Budapest, KvVM, Természetvédelmi Hivatal, 231., 250. p.
- FOLEY J. A., DEFRIES R., ASNER G. P., BARFORD C., BONAN G., CARPENTER S. R., CHAPIN F. S., COE M. T., DAILY G. C., GIBBS H. K., HELKOWSKI J. H., HOLLOWAY T., HOWARD E. A., KUCHARIK C. J., MONFREDA C., PATZ J. A., PRENTICE I. C., RAMANKUTTY N., SNYDER P. K. 2005: Global Consequences of Land Use. Science 309: 570–574.
- GOLDEWIJK K. K. 2001: Estimating global land use change over the past 300 years: The HYDE Database. Global Biochemical Cycles 15 (2): 417–433.
- GREEN K., KEMPKA D., LACKEY L. 1994: Using remote sensing to detect and monitor land-cover and land-use change. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 60: 331–337.
- HOUGHTON R. A. 1994: The Worldwide Extent of Land-use Change. American Institute of Biological Sciences 44 (5):305–313.
- HOYK E. 1994: A szárazodás hatása a vegetáció alakulására homokhátsági szikes tavak példáján. In: A Nagyalföld Alapítvány kötetei 3: 293–303 p.
- JENERETTE G. D., WU J. 2001: Analysis and simulation of land-use change in the central Arizona – Phoenix region, USA. Landscape Ecology 16: 611–626.
- JYIUAN L., MINGLIANG L., DAFANG Z., ZENGXIANG Z., XIANGZHENG D. 2002: Study on spatial pattern of land-use change in China during 1995–2000. Science in China (Series D) 46 (4): 373–387.
- KELEMEN E. 2008: Természetvédelem, gazdálkodás és jövőbeli kilátások a Duna-Tisza közti Homokhátságon. Esettanulmány a Természetvédelmi területek ökonómiaja c. tárgyhoz. SZIE KTI, kézirat 1–7 p.

- KOVÁCS F. 2006: Tájváltozások értékelése geoinformatikai módszerekkel a Duna-Tisza közén különös tekintettel a szárazodás problémájára. Szegedi Tudományegyetem Természettudományi Kar, Doktori (PhD) értekezés. Szeged
- KOVÁCS F. 2010: Tájváltozás és klímaváltozás a Duna-Tisza közén Természet Világa. Természettudományi Közlemény 141(5): 207–210.
- MAROSI S., SOMOGYI S. (szerk.) 1990: Magyarország kistájainak katasztere II. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest, 67–91 p.
- MIHÁLTZ I., MUCSI M. 1964: A kiskunhalasi Kunfőhértó hidrológiája. Hidrológiai Közlemény 10: 463–470.
- PENKSZA, K., CENTERI, C., VONA, M., MALATINSZKY, Á., SZENTES, S., BALOGH, Á., POTTYONDY, Á., SZEMÁN, L. 2007: The effects and environmental aspects of grasslands use change on plant-soil-erosion relations in Hungary. *Lucrări Științifice, Seria I.* 9(2): 375–380.
- PÉCSI M. (szerk.) 1967: A dunai Alföld, Magyarország Tájépföldrajza, I. kötet. Akadémia Kiadó, Budapest, 57–63, 214–243 p.
- PETR, T. 1992: Lake Balkhas, Kazakhstan. *International Journal of Salt Lake Research* 1(1): 21–46.
- PIENITZ, R., SMOL, J. P., LAST, W. M., LEAVITT, P. R., CUMMING, B. F. 2000: Multi-proxy Holocene palaeoclimatic record from a saline lake in the Canadian Subarctic. *The Holocene* 10(6): 673–686.
- POST W. M., KWON K. C. 1999: Soil Carbon Sequestration and Land-Use Change: Processes and Potential. *Global Change Biology* 6, 317–328
- RAKONCZAI J. LADÁNYI Zs. 2010: A sejtető klímaváltozás a Duna-Tisza közti Homokhátságon In: Forrás: Szépirodalmi, szociográfiai, művészeti folyóirat 42(7–8): 140–152.
- RAKONCZAY Z. 1987: Kiskunságtól a Sárrétig: A Dél-Alföld természeti értékei. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 35–41. p.
- RENES, H., AOUN, R., BENITO, L., BOJIĆ, M., BUCHECKER, M., BULOG, J., CENTERI, Cs., DOBROVODSKA, M., FAIRCLOUGH, G., GROVE, D., MARTINOVIĆ-VUKOVIĆ, Z., MAVAR, Z., ÓNODI, G., PETŐ, Á., PRINTSMANN, A., PUNGETTI, G., RAGUŽ-LUČIĆ, E., ROBBIATTI, C., ROTH, M., ÁNGELES RUIZ, M., TOMA, E., TÓTH, V., TURNER, S. 2010: Chronological development of European agricultural landscapes. In: PUNGETTI, G. KRUSE, A. (eds.) *European Culture expressed in Agricultural Landscapes. Perspectives from the Eucaland Project.* Palombi Editori, Rome, p. 83–94.
- RICHARDSON, C. J., HUSSAIN, N. A. 2006: Restoring the Garden of Eden: An Ecological Assessment of the Marshes of Iraq. *BioScience* 56 (6): 477–489.
- SEREDA, J., BOGARD, M., HUDSON, J., HELPS, D., DESSOUKI, T. 2011: Climate warming and the onset of salinization: Rapid changes in the limnology of two northern plains lakes. *Limnologica. Ecology and Management of Inland Waters* 41(1): 1–9.
- SETO, K. C., WOODCOCK, C. E., SONG, C., HUANG, X., LU, J., KAUFMAN, R. K. 2002: Monitoring land-use change in the Pearl River Delta using Landsat TM. *International Journal of Remote Sensing* 23(10): 1985–2004.
- SHYR L. 2012: Erdőcserebere. *National Geographic Magyarország* 10(7): 26.
- 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.
- SZAKÁL A. 2002: Kiskunhalas Almanach, Városismertető az ezredfordulós Kiskunhalasról. Modok és Társa Kft, Kiskunhalas, 778–779. p.
- TAKÁCS G. 2011: Tájátalakítás és a felszínborítás változásai a Hanságban a XVIII-XX. Században. *Tájökológiai Lapok* 9(1): 13–42.
- TOMA, E., ROTH, M. (EDS.), CENTERI, Cs., DOBROVODSKA, M., PRINTSMANN, A., RAGUŽ-LUČIĆ, E. 2010: Agricultural landscape history of 20th-century eastern Europe. In: PUNGETTI, G. KRUSE, A. (eds.) *European Culture expressed in Agricultural Landscapes. Perspectives from the Eucaland Project.* Palombi Editori, Rome, p. 105–108.
- TÓTH A., CENTERI Cs. 2008: Tájváltozás vizsgálat Galgahévíz településen és környékén. *Tájökológiai Lapok* 6(1): 165–180.
- VONA M., PENKSZA K., KRISTÓF D., HELFRICH T., CENTERI Cs. 2006: A galgahévízi láprét felszínborítási viszonyainak változása légi fotók elemzése alapján. *Tájökológiai Lapok* 4(2): 407–417.
- WEAR D. N., BOLSTAD P. 1998: Land-use changes in Southern Appalachian landscapes: Spatial analysis and forecast evaluation. *Ecosystems* 1: 575–594.

Légifotók, térképek:

- BISZAK S., TIMÁR G., MOLNÁR G., JANKÓ A. (szerk.) 2007: Harmadik Katonai Felmérés, a Magyar Szent Korona Országai, 5463/1 és 5463/3 (1881) szelvény, eredeti méretarány 1:25.000. DVD-ROM, HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum, Arcanum Adatbázis Kft., Budapest
- EOV: 1994-es Egységes Országos Vetületi Térkép (FÖMI, Földmérési és Távérzékelési Intézet)
- GOOGLEMAPS 2012: Műholdképek ©2012 TerraMetrics, Térképadatok ©2012 Google, Tele Atlas
- HM-HIM T_T légifotó 1: HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtár, 1952-es légifelvétele, L-34-51-D-d szelvény, 44889, 44882, 44890 és 44888 nyilvántartási szám
- HM-HIM T_T légifotó 2: HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtár, 1981-es légifelvétele, L-34-51-D-d szelvény, 944 nyilvántartási szám
- HM-HIM T_T légifotó 3: HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtár, 1988-es légifelvétele, L-34-51-D-d szelvény, 8232 és 8234 nyilvántartási szám
- TIMÁR G., MOLNÁR G., SZÉKELY B., BISZAK S., JANKÓ A. 2008: Magyarország topográfiai térképei a második világháború időszakából, 5463/NY (1941-1944) szelvény, eredeti méretarány 1:50000. DVD-ROM, HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum, Arcanum Adatbázis Kft., Budapest
- TIMÁR G., MOLNÁR G., SZÉKELY B., BISZAK S., VARGA J., JANKÓ A. 2006: Második Katonai Felmérés: Magyar Királyság és a Temesi Bánság, XXXIV/60 (1861) és XXXIV/61 (1864) szelvény, eredeti méretarány 1:28800 - Georeferált változat. DVD-ROM, HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum, Arcanum Adatbázis Kft., Budapest

LANDSCAPE AND WATER LEVEL CHANGES IN THE KUNFEHÉRTÓ REGION

T. BAICS

Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management, Department of Nature Conservation and Landscape Management
H-2100 Gödöllő, Péter K. u. 1., Hungary e-mail: baicst@gmail.com

Keywords: landscape change, time series analyses, soil water, precipitation, water level decrease

During the old times, many natural areas have changed; its original habitat degraded or disappeared. The reasons of these changes are possibly multiple but there is one sure fact: the speed of these changes increased in the last few decades, 2-3 centuries. This allows us to conclude that these changes are not natural but if they ever were, they were tremendously fastened by people's presence and activity. This problem is global and occurs around Kunfehértó, too. The formerly virgin area has totally altered until today. At the beginning, only the lake was here, surrounded by grasslands and a few forest spots. Today we can find a swimming facility, planted forests, recreation areas that surround the lake that is decreased in size and regulated by people. This change was examined with a time series analyses, and searched the reason of the changes based on the water level data.

TERMÉSZETTUDOMÁNYOS MÓDSZEREK ALKALMAZÁSA TÁJTÖRTÉNETI KUTATÁSOKBAN – KISGOMBOSI ESETTANULMÁNY

SALÁTA Dénes¹, PETŐ Ákos², KENÉZ Árpád³, GEIGER Barbara³, HORVÁTH Soma⁴,
MALATINSZKY Ákos¹

¹Szent István Egyetem, Mezőgazdaság és Környezettudományi Kar, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: salata.denes@kti.szie.hu

²Magyar Nemzeti Múzeum, Nemzeti Örökségvédelmi Központ, Alkalmazott Természetudományi és
Környezetrekonstrukciós Laboratórium, 1113 Budapest, Daróci u. 1-3.

³Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Növényvédelmi Intézet
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1.

⁴Eötvös Lóránd Tudományegyetem, Természetudományi Kar, Növényrendszertani, Ökológiai és Elméleti
Biológiai Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/A.

Kulcsszavak: tájtörténet, környezettörténet, talajtan, karpológia, dendroökológia, fitolitelemzés

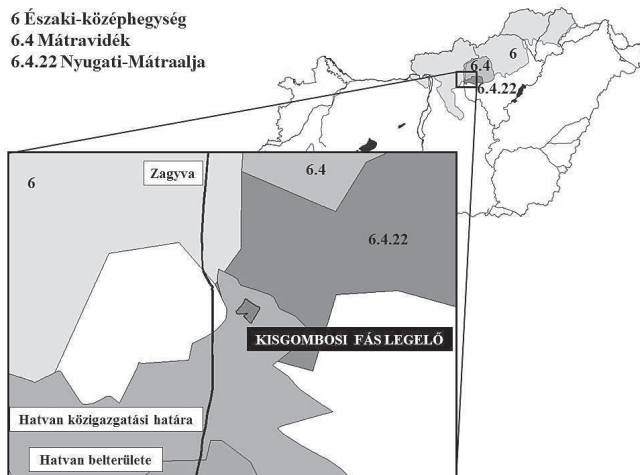
Összefoglalás: A biológiai jelenségekkel és tényezőkkel foglalkozó történelemtudományos kutatások során gyakran felmerül a vizsgálati anyag természetudományos értékelésének igénye, illetve a természetudományos vizsgálatok eredményeinek megfelelő értelmezéséhez elengedhetetlen az időbeli változások figyelembe vétele, hiszen adott pillanat csupán egy folyamat köztes állomása, sosem végpontja. Ez a megállapítás határozottan igaz olyan vizsgálati objektumok esetében, amelyek egyed feletti szerveződésűek, esetleg táji szintűek. Esettanulmányunkban a Hatvántól északra található, mintegy 18 hektáros kisgombosi fás legelő történeti feltárásának eredményeit egészítjük ki különböző természetudományos vizsgálatokkal (földhasználati rekonstrukció, talajtani, magbanki- és fitolitvizsgálat, égvűrűszélességek alapján követett növekedési trend megfigyelése), alátámasztva, illetve további részletekkel látva el azokat. Az írott források alapján a vizsgálati terület első írásos említése csupán a XVII. századból származik, azonban a talajviszonyok, növényi mikro- és makromaradványok arra engednek következtetni, hogy a terület használata jóval messzebbre nyúlik vissza az időben. Birtoklástörténete bonyolult és szerteágazó. A történeti térképek feldolgozása során kiderült, hogy a kisgombosi fás legelő egykori zárt erdő felnyílása révén jöhetett létre, jelenlegi „fás legelő” habitusának pontos kialakulását azonban csak becsülni lehet. A XVIII. században már igen ritka, magas törzsű tölgyfaerdő képről tanúskodnak az archív források. Használatának intenzitását tekintve kiemelendő a XX. század első harmada. Az 1930-as évekből származó fényképanyag bizonyítja, hogy akkor még aktívan legeltetéssel hasznosított terület volt, amelynek intenzitása nyomot hagyhatott a terület fás szárú vegetációjának égvűrűiben, csakúgy, mint a szomszédos erőmű tevékenysége is a XX. század második felében. A terület használatával fokozatosan hagytak fel, amit a katonai munkatérképek alapján készített felszínborítás-változásokat bemutató ábrák is jól tükröznek, továbbá pontosításokra ad lehetőséget a fás vegetáció fiatalabb egyedeinek kormeghatározása is.

Bevezetés

A 18 ha kiterjedésű Kisgombosi Fás Legelő az Észak-középhegység (6) nagytájban a Mátravidék középtáj (6.4) Mátraalja kistáj-csoportjának hegllyábi és dombsági területei közül a Nyugati-Mátraalja kistáj (6.4.22) területén fekszik (MAROSI és SOMOGYI 1990, DÖVÉNYI 2010) (1. ábra).

A Kisgombosi Fás Legelőt magába foglaló kistáj enyhén D-i irányba lejtő hegy-ségelőtéri dombság, melynek tszf-i magassága 119 és 360 m között változik. Felszíne tagolt, horizontálisan gyengén szabdalt, jellemző szerkezeti iránya az É-D-i és a DNy-ÉK-i. Éghajlata mérsékelt meleg, száraz. Az évi napfénytartam 1900 óra körüli, az évi középhőmérséklet 9,5–10,0°C, a vegetációs időszak átlaghőmérséklete 16,5 és 17,0°C között alakul. Az abszolút hőmérsékleti maximumok átlaga 33,0–34,0°C, a minimumoké

-16,0°C. Az ariditási index 1,20–1,30. A leggyakoribb szélirány az ÉNy-i és a DK-i, az átlagos szélesség 2–2,5 m/s. Éves átlagban 530–580 mm csapadék hullik, amelyből 320–340 mm jut a vegetációs időszakra (DÖVÉNYI 2010).



1. ábra. A vizsgált terület elhelyezkedése (készült MAROSI és SOMOGYI 1990 alapján az OTAB adatbázis felhasználásával Quantum GIS 1.8.0 programmal)

Figure 1. Location of the research area

(compiled after MAROSI and SOMOGYI 1990 and OTAB database with Quantum GIS 1.8.0 software)

Ismereteink szerint a területen történt első megtelepedés a szarmatákhoz, illetve az avarokhoz köthető. A XIII. században premontrei szerzetesek telepedtek meg a mai Hatvan város területén, amely majd nevét a legjelentősebb birtokosáról, a Hatvani családról kapta. A tatárjárás után szabad falu (*libera villa*) volt, mezővárosi rangra (*oppidum*) 1350–1400 táján emelkedett (SZEPES 1940). Ugyanezen szerző szerint első írásos említése leghamarabb 1273-ból *Hatvan* néven fordul elő, míg maga Gombos puszta első említése csupán XVII. századi. Az első közvetlen forrás, amely direkt kötődik a területhez az Első Katonai Felmérés (HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtár, XVI/18. szelvény, 1783, MA 1:28.800) a XVIII. század végéről, amely szerint a terület ekkor már, az általunk fás legelő habitusként definiált képet mutatta: „A várostól jobbra (nyugatról nézve a Gombos mögötti erdő) magastörzsű tölgyfaerdő terül el, mely igen ritka és cserjéjől mentes, úgyhogy bárhol szekérrel is keresztül lehet rajta menni.” (CSIFFÁRY és HUSZÁR 1999, SZEPES 1940), mindazonáltal a gyeplétegről vagy állapotáról a forrás nem tesz említést.

A vizsgált terület természeti és kultúrtörténeti emlékei – amelyek az évszázadokra visszatekintő múltú extenzív gazdálkodás eredményeként gazdagítják a területet, hiszen a fás legelő habitus legalább 230 éve kontinuuosan fennáll(t) – mára veszélybe kerültek a gazdálkodás felhagyásának és a spontán visszaerdősülés következtében.

Célunk a terület tájtörténeti feltárásának (GEIGER et al. 2011) tömör összefoglalásán túl, annak továbbfejlesztése, kiegészítése és támogatása olyan természettudományos módszerekkel, amelyek kibővítik a táj- és környezettörténeti vizsgálatok lehetőségeit, illetve határait: földhasználat változásának nyomon követése térinformatikai módszerekkel a meglévő történeti források alapján, talajtani, magbanki- és fitolitvizsgálatok, a fás vegetáció korának meghatározását és a növekedési trend megfigyelését évgyűrűszelvények alapján.

Anyag és módszer

A tájtörténeti, tájhasználat-történeti gerinc levéltári anyagok, monográfiák, kéziratok, kutatási jelentések, katonai és kéziratos térképek, valamint archív légifotók feldolgozásával került összeállításra. A vizsgálati területről készült katonai felmérések térképlapjai a HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára és az Arcanum Adatbázis Kft. DVD-ROM kiadványairól származnak. A katonai munkatérképek Heréd 4963/2/a (MA 1:25000; 1932), Hatvan L-34-4-C-d (MA 1:25000; 1952), Hatvan-É L-34-4-C-d (MA 1:25000; 1957), Lőrinci L-34-4-C-d-2 (MA 1:10000; 1975), Hatvan- É L-34-4-C-d (MA 1:25000; 1989) és az archív légifotók (L-34-4-C-d szelvény, 1951,1956,1980,1986) a Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtárából származnak.

A fás szárú vegetációban évgyűrűvizsgálatokat végeztünk a tájhasználat-történet részletesebb megismerése érdekében. Élő faegyedekből Pressler-féle növedékfűróval (increment borer, Zuwachsbohrer) vettünk mintát. A mintavevőből kikerült minták terepi körülmények között átmenetileg, majd később állandó rögzítésre kerültek. Száradás és csiszolás után az évgyűrűket leszámoltuk. Az ELTE Őslénytani Tanszékén LINTAB számítógépes mérőasztallal lemértük, valamint, az adatokat TSAP Win mérő- és kiértékelő programmal rögzítettük és exportáltuk. A kormeghatározás és a növekedési trend megrajzolása az idős faegyedek esetében a terület habitusáról és a külső környezet hatásairól, míg a felhagyás utáni újulat kora a fás legelő tisztításának felhagyásáról szolgált információkkal.

A felszínborítás változásainak szemléltetésére GEIGER et al. (2011) alapján az 1932-es (szelvényszám: 4963/2/a; MA 1:25000), az 1957-es (szelvényszám: L-34-4-C-d; MA 1:25000), az 1975-ös (szelvényszám: L-34-4-C-d-2; MA 1:10000), az 1989-es (szelvényszám: L-34-4-C-d; MA 1:25000) katonai térképek és légifelvételek kerültek feldolgozásra. A fiziognómiailag biztosan megkülönböztethető foltokat külön felszínborítási kategóriaként ábrázoltuk. Az elkülönítések pontosításához a térképekhez tartozó jelkulcon kívül a rendelkezésünkre álló légifelvételeket (1951, 1956) is felhasználtuk. Az ábrák AutoCAD és Quantum GIS (QGIS 1.8.0 'Lisboa') programmal készültek.



2. ábra. A vizsgált mintaszelvények elhelyezkedése
Figure 2. Location of examined soil profiles

A fás legelőn végzett talajtani tájékoztató térképezést Pürckhauer-féle szűrőbotos talajmintavevővel végeztük el (FINNERN 1994). A vizsgálatra kiválasztott két mintaszelvényből Pürckhauer-féle szűrőbotos talajmintavevővel, illetve kétkaros Eijkelkamp kanálfejű fűró segítségével vettünk mintát. A talajtani alapadatok méréséhez, valamint a karpológiai vizsgálathoz a kétkaros kanálfűróval megközelítőleg 1000–1500 gramm átlagminta került begyűjtésre, amelyeket a laboratóriumban két almintára választottunk szét. A mintázás az MSZ 1398:1998 számú szabványban felsorolt kritériumoknak eleget tett. A minták a megfelelő kód és mélységjelzés ellátása mellett simítózáras nejlontasakban kerültek tárolásra a flotálás, illetve a talajtani laborvizsgálatok megkezdéséig. A talajtani laboratóriumi alapvizsgálatok a helyszíni talajvizsgálati jegyzőkönyvben rögzítettek kiegészítését, és a talajtípus pontos meghatározását segítette. Mindkét szelvény genetikai talajszintjeinek mintáiból elkészültek az alábbi mérések: kémhatás [$\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ és $\text{pH}(\text{KCl})$] (MSZ-08-0206/2-78), szénsavas mésztartalom ($\text{CaCO}_3\%$) (MSZ-08-0206/2-78), szerves széntartalom (TOC%) (BUZÁS 1988, FAITHFULL 2002), Arany-féle kötöttség (K_A) (MSZ-21470/51-83), mechanikai összetétel (MSZ-08-0205-78), összes foszfortartalom (P_{total}) (FÜLEKY 1973; 1983).

Fitolitelemzéshez a Pürckhauer-féle szűrőbotos talajmintavevő bolygatatlan fűrómagjának megtisztított magmintájából – a módszertani kézikönyvek (PEARSALL 2000, PIPERNO 1988) által is javasolt ún. folyamatos oszlop mintázással (kontinuus-vertikális) – 10–20 gramm talajanyagot gyűjtöttünk be. A mintavételi pontsűrűség (intervallumok) kialakításánál az adott szelvény genetikai szintjeinek a mélységét és textúráját is figyelembe vettük (Vö.: PETŐ és BARCZI 2010a, 2010b). A növényi opálszemcsék lehetséges bemosódása miatt a fenti két tulajdonság játszotta a főszerepet a mintavételi intervallumok megítélésénél. A cél az volt, hogy a talaj fejlődését a fitolitprofil alapján ítéljük meg, így a talajosodás által nem érintett alapkőzetből nem történt mintavétel. A növényi opálszemcséket a talajanyagból egy többlépcsős szeparálási eljárással tártuk fel, a talajmátrix agyag-, homok-, vályog- és szervesanyag tartalmának elválasztásával. A vizsgálatokban használt labor protokollt GOLYEVA (1997) és PEARSALL (2000) nyomán alkalmaztuk. Az egyes mintákban megfigyelt növényi opálszemcséket az International Code for Phytolith Nomenclature (ICPN) által javasolt módon neveztük el (MADELLA et al. 2005). Az adatokat mintánként és morfortípusonként rögzítettük, belőlük abszolút és százalékos értékeket tartalmazó eredménymátrixot készítettünk, amelynek tartalmát C2 paleoökológia adatfeldolgozó és statisztikai szoftverbe (JUGGINS 2007) illesztettük. A C2 szoftverrel lehetőség nyílt a talajszelvények esetében ún. fitoliteloszlási görbét megszerkesztenünk.

A karpológiai (mag- és termésmaradványok) elemzéséhez nem genetikai talajszintenként, hanem 20 cm-es intervallumban gyűjtöttünk mintát (kontinuus-vertikális) a felszín és a talajképző kőzet közötti, talajosodott rétegből. Az előkészítés során nedves szitálással, 0,5 és 1 mm-es lyukbőség mellett különítettük el a talajanyagot és a különböző maradványokat. Ezt követően binokuláris sztereomikroszkóp segítségével manuálisan válogattuk ki a vizsgálat szempontjából fontos növényi eredetű maradványokat (termések, magvak, valamint a Gramineae család szárai és virágzati részei). A határozáshoz SCHERMANN (1966), RADICS (1998), CAPPERS et al. (2006) és BRECHER (1960) munkái, illetve egy, az összehasonlítás célját szolgáló recens mag/termés gyűjtemény került használatra.

Eredmények

A terület talajtani viszonyai

A Hatvan-Kisgombos melletti fás legelő tájtörténeti rekonstrukcióját a terület talajtani jellemzői döntően befolyásolják, így a biotikus környezeti faktorok hírmondóinak értelmezése kizárólag a talajtani adatok figyelembe vétele mellett állhat szilárd lábakon.

A Hatvan-Kisgombos melletti fás legelő tájtörténeti vizsgálathoz két talajszelvényt jelöltünk ki. A KG1-es munkakóddal jelölt szelvényt a fás legelővel határos, jelenleg szántóként hasznosított táblán, míg a KG2-es szelvényt a fás legelő böhöncök által dominált területén vettük fel (1. táblázat; 2. ábra)

1. táblázat. A mintavételi szelvények genetikai talaj osztályozás szerinti besorolása és táji elhelyezkedése
Table 1. Identification of the examined soil profiles based on the Hungarian Soil Classification System and their geographical location

<i>Főtípus¹</i>	<i>Típus²</i>	<i>TIM kód²</i>	<i>Munka kód</i>	<i>Táji elhelyezkedés³</i>	<i>WGS '84 koordináták</i>
Barna erdőtalaj	Ramann-féle barna erdőtalaj, rozsdabarna	132	KG1	Zagyva-völgy	47°43'14.16"
			KG2		19°41'59.72"
					47°43'09.93"
					19°42'08.44"

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

A KG1 munkakóddal ellátott mintaszelvényt a kisgombosi fás legelő – mára szántóként hasznosított – tábláján vettük fel (2. ábra). A három genetikai szintre osztott szelvényre (A_{sz}, B, C) egyöntetűen jellemző a homokos textúra, amely alól csupán a felső A_{sz}-szint vályogos homok fizikai félesége képez kivételt. A szárazon barna (10YR 4/3), nedvesen sötét barna (10YR 3/3) szántott feltalaj gyengén szerkezetes, kémhatása gyengén savanyú (2. táblázat). A szántott A-szint alatt települő, 30–65 cm-es mélységben leírt B-szint színe sötét sárgásbarna (10YR 4/4 – száraz, 10YR 3/4 – nedves), kémhatása már a savanyú tartományba esik. A gyengén szerkezetes B-szint az A_{sz}-szinthez viszonyítottan magasabb TOC% értékekkel bír (2. táblázat). A szelvény teljes vertikumára jellemző a mészmentesség. A szelvény alapkőzetét adó (65–100 cm) – lösz és homokanyagot is magában foglaló, az Északi-középhegység déli előterére jellemző – lejtő és proluviális üledék (_{gp} Qp₁₋₂) (GYALOG 2005) anyagában sem tudunk kimutatni szénsavas mésztartalmat. Az egykori karbonát-tartalomra utalhat ugyanakkor a semleges kémhatás tartományba eltolódott pH érték a BC-szintben (2. táblázat). Az alapkőzet felé átmenetet mutató szint homok szövetű, szárazon sárgásbarna (10YR 5/8), nedvesen barnássárga (10YR 6/6). Durva homok frakciója meghaladja a többi szintben mértet. A szelvényben tetten érhető talajképződési folyamatok, úgymint a kilúgzás és ehhez kapcsolódóan a szelvény gyengén savas pH karaktere, a korlátozott humuszosodás és a textúra-differenciálódás alacsony foka (0,93), valamint természetföldrajzi és geomorfológiai pozíciója a barna erdőtalajok főtípusába helyezi azt. A helyszíni talajvizsgálat, valamint a laboratóriumi alapvizsgálatok nyomán tovább szűkíthető jellemzés szerint a KG1 mintavételi szelvény a Ramann-féle barna erdőtalajok (BET) típusába tartozik. A homok dominanciájú alapkőzeten fejlődött, teljes

vertikumában laza textúráltságot mutató, homokos fizikai féleségű és teljes mértékben kilúgzott szelvény 30 cm-es mélységet elérő humuszos feltalaja alapján a típusos barnaföldek, rozsdabarna változatoként kategorizálható (STEFANOVITS et al. 1999).

A vizsgálati terület felhagyott fás legelő részén jelöltük ki a KG2-es mintaszelvényt mintegy 300–350 méteres távolságban a KG1-es szelvénytől (2. ábra). A böhöncök által körbevett, enyhén délnek lejtő terület egy kevésbé bolygatottnak ítélt pontján végeztük el a talajszelvény felvételezését és helyszíni leírását. A szelvény 100 cm-es mélységében négy genetikai talajszintet különítettünk el: A₀, A, B, C. A szelvény gyengén szerkezetes, homok fizikai féleségű organikus A-szintje (A₀) le nem bomlott növényi szerves anyagokkal, valamint lágyszárúak gyökereivel jellemezhető. Színe szárazon barna (10YR 4/3), nedvesen sötétbarna (10YR 3/3). A teljes szelvényre jellemző savanyú kémhatás ebben a szintben mutatja a legalacsonyabb értékeket (2. táblázat). A szelvény A₀-szintje és felhalmozódási B-szintje egy, kolluviális hatások jegyeit is mutató, átmeneti AB-szinttel kapcsolódik. Mind az AB-, mind a B-szint szárazon barna színű (10YR 5/3), mészmentes, homok fizikai féleségű. Sem színben, sem textúrában nem tapasztaltunk éles határokat, a szintek kapcsolódása textúrában folyamatos, színben diffúz. Textúradifferenciálódást nem tudtunk kimérni, a szelvény teljes vizsgálati rétege homok fizikai féleségűnek mutatkozott. A szelvény alapkőzetét adó üledékes kőzetet 70 cm-es mélységben értük el. Morfológiai, kémiai és fizikai tulajdonságai egyezést mutatnak a KG1-es szelvény alapkőzeténél tapasztaltakkal. Hasonlóan a KG1-es szelvényénél leírtakhoz, a tárgyalt szelvény esetében is az erősen homokos fizikai féleségű alapkőzet, illetve a kilúgzás, majd az ebből fakadó elsavanyodás jellemzi a szelvényt. Morfológiai jegyei alapján nagyon enyhe kolluviális hatás is tetten érhető. A fent leírtak, a helyszíni megfigyelések, valamint a laboratóriumi alapadatok alapján a KG2-es mintaszelvény is a barna erdőtalajok fő típusába, azon belül pedig Ramann-féle barna erdőtalaj (BET) típus rozsdabarna változatába sorolható.

2. táblázat. KG1 és KG2 mintavételi szelvények talajtani laboratóriumi adatai
Table 2. Laboratory data of KG1 and KG2 soil profiles

genetikai talajszint	mélység [cm]	Vizsgált paraméter						
		pH		CaCO ₃ %	TOC%	P _{total} [ppm]	K _A	Mechanikai elemzés [a% / v% / fh% / dh%]
		(H ₂ O)	(KCl)					
KG1								
A _{sz}	0–30	6,13	5,36	0	3,13	1350	32	16 / 12 / 29 / 43
B	30–65	5,55	4,82	0	4,60	700	23	15 / 7 / 29 / 49
C	65–100	6,46	5,58	0	2,71	550	24	17 / 5 / 24 / 55
KG2								
A ₀	0–10	5,30	4,83	0	4,44	n.a.	23	12 / 10 / 32 / 46
AB	10–50	5,69	5,07	0	3,40	1630	24	11 / 9 / 31 / 49
B	50–70	6,48	5,25	0	3,25	1520	22	11 / 9 / 39 / 41
C	70–100	5,79	5,27	0	1,04	450	22	13 / 11 / 26 / 50

A területen felvett két Ramann-féle BET szelvény közös jellemzője a teljes kilúgzottság, a rendkívül laza textúráltság, amely magas, 70%-ot is meghaladó homokfrakció tartalom formájában jelenik meg; illetve a gyengén savas kémhatás. A felsorolt talaj-

tulajdonságok egyértelműen visszavezethetők a terület geológiai, illetve klimatológiai viszonyaira. A vizsgált növényi maradványok eloszlásmintázatának értelmezésében egy éghajlattani, egy talajtulajdonságbeli faktor hatását, illetve az ember táj(át)alakító hatását érdemes fokozottan figyelembe venni.

A szelvények homokos textúrája feltételezi a makropórusok nagyarányú előfordulását a talajmátrixban; míg a viszonylag magas 560-580 mm-es évi csapadékatlag a szelvények kilúgzottságában mutatkozik meg. A fentről érkező és függőleges irányba ható csapadékvíz, valamint a makropórusok aránya a talajszelvények összporozításában eltérő módon befolyásolja a karpológiai maradványok és a fitolitikok vertikális elmozdulását. Ez részben a maradványok méretének és felszínjellegének különbségéből fakad. A növényi opálszemcsék esetében régóta vitatott kérdés azok függőleges elmozdulásának mértéke egy talajoszlop mentén. Pro és kontra számtalan példa, esettanulmány és érv sorakoztatható fel (lásd FISHKIS et al. 2010-et részletes áttekintésért); ugyanakkor tapasztalati, illetve talajtani háttér adatokra alapozva, a kiscgombosi mintaterület két szelvényénél számolni kell a vizsgált növényi maradványok vertikális migrációjával, illetve az ebből adódó ún. maszkoló hatással, amely befolyással bír(hat) a tájtörténeti rekonstrukcióra is. A mintavételre kijelölt két szelvény közül a KG1-es munkakóddal jelölt Ramann-féle BET adatait ítéltük alkalmasabbnak arra, hogy a fás legelő egyes környezettörténeti mozzanataira fényt derítsünk, így jelen tanulmányban ezek kerülnek részletezésre.

A területen végzett évgyűrűvizsgálat eredményei

A mintavétel során a területen található idős faegyedekből, valamint a fiatalabb fás szárú vegetációból vettünk mintákat (3. táblázat). A terület idős, terebélyes koronájú (böhöncösödött) faegyedei kocsánytalan tölgyek (*Quercus petraea* /Matt./Liebl.), méreteik és a megmintázott három egyed évgyűrűinek száma alapján hozzávetőlegesen hasonló korúak, legalább 150-160 évesek. A KG1 jelű példány kora hozzávetőlegesen 190-200 évre becsülhető, így a terület öreg fái között több is rendelkezhet 200 évet meghaladó korrallal. Bélkorhadást egyedül a KG3 jelű egyeden tapasztaltunk. A terület fiatalabb fás szárú vegetációjából a nagyobb mellmagassági kerülettel rendelkező, így idősebbnek feltételezett egyedek kerültek mintázásra, amelyek kora nagy általánosságban 25-40 évre tehető (3. táblázat).

3. táblázat. A vizsgálat során mintázott egyedek adatai
Table 3. Data of sampled arboreal specimens

Kód	Faj	Mellmagassági kerület (cm)	Becsült kor
KG1	<i>Quercus petraea</i> /Matt./Liebl.	352	190-200
KG2	<i>Quercus petraea</i> /Matt./Liebl.	228	150-180
KG3	<i>Quercus petraea</i> /Matt./Liebl.	252	150- (bélkorhad)
KG4	<i>Ulmus minor</i> Mill.	72	25
KG5	<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	47	35-40
KG6	<i>Acer campestre</i> L.	103	30-
KG7	<i>Robinia pseudo acacia</i> L.	89	40

A fitolitelemzés és a karpológiai vizsgálat eredményei

A KG1-es, Ramann-féle BET tizenkét mintájában összesen 1286 darab növényi opálszemcsét, 29 darab szivacsüstöske töredéket, illetve 3 darab kovamoszat vázat írtunk le. Az 1286 darab növényi opálszemcsé összesen huszonkettő különböző morfortípusra oszlik, amelyek között epidermális rövid sejtek, bulliform sejtek, epidermális hosszú sejtek, trichómák, illetve egyéb nem bőrszöveti képletek találhatók (A fitolitvizsgálat alapadatait a 1. melléklet tartalmazza.).

A szelvény fitolitspektrumát 4 morfortípus, a rondel SC, az elongate smooth psilate LC, a trapeziform elongate smooth psilate LC, valamint a lanceolate psilate T dominálja (4. táblázat). Az elongate smooth psilate LC, valamint a trapeziform elongate smooth psilate LC morfortípusok általános pázsitfű (*Gramineae*) indikátorok, amelyek elsődlegesen a pázsitfűvek szár- és levél epidermiszében képződnek. A rondel SC egyszerre jeleníti meg a pázsitfűvek generatív és vegetatív szerveinek bőrszövetét. A Golyeva-féle osztályozási rendszerben a pázsitfűvek dominálta száraz, sztyeppei karakterű élőhelyek indikátora (GOLYEVA 2001; 2007). Hazai talajszelvényeken végzett vizsgálatok tapasztalataira alapozva finomítható ez a jelenség: ha a rondel SC aránya meghaladja az elongate smooth psilate LC arányát, akkor arra, mint a magas biomassa produkciójú és nyílt, sztyeppei karakterű élőhely lenyomataként tekinthetünk (ún. csernozjom indikáció) (PETŐ és BARCZI 2011, 171). A rondel SC maximumát – 24,21%-ot –, a 15–20cm-es mélységben éri el. A szelvény mintáiban szélsőséges 2,75% és 24,21%-os részarány ingadozást mutat, amelyhez 6,09%-os szórásérték párosul (4. táblázat). A biomassa produkció szempontjából indikatívnak tekinthető epidermális hosszú sejtek közül összesen 6 morfortípus került elő. Az elongate smooth psilate LC nem csak a hosszú sejtek között, hanem a teljes morfortípus spektrumra nézve mennyiségi dominanciával bír. Legmagasabb mintán belüli részarányát a 35–40 cm-es mélységben mutatja. Értékei – hasonlóan a rondel SC morfortípusnál leírtakhoz – tág értékhatárok között és magas szórásértékkel ingadozik (4. táblázat).

A környezeti indikátor szereppel bíró morfortípusok közül, az erdei vegetációhoz kapcsolható, lanceolate T morfortípus (GOLYEVA 2001) viszonylag nagy számban került elő a szelvény mintáiból. A szelvény 10–20 cm-es rétegén kívül minden vizsgált rétegben jelen van, legmagasabb mintán belüli részarányát a 25–30 cm-es mélységben adja, 16,35%-os részarányal. Barna erdőtalajokon végzett vizsgálatok alapján, szintén az erdei vegetációval hozható összefüggésbe a globular psilate, globular granulate, illetve a faceted psilate bulliform morfortípusok (PETŐ és BARCZI 2010b, PETŐ 2013).

A fitolitmorfortípus-spektrumban tetten érhető emberi hatások legjellemzőbb képviselője az ún. elongate dendritic LC morfortípus, amely természetű gabonák pelyvaleveléből (*gluma*) és toklászából (*lemma*) származik. Megjelenésük a vizsgált szelvény fitolitprofiljában tehát a szántóföldi növénytermesztés nyoma. Igaz, hogy az említett morfortípus nagyon alacsony részarányal van csak jelen a mintákban, de szelvényen belüli eloszlása érdekes következtetéseknek adhat teret; ahogyan a mintákban megjelenő trapeziform psilate SC, illetve az ovate psilate morfortípusok is, amelyek megjelenése szintén összefüggésbe hozható szántó művelési ágban hasznosított területhasználattal (PETŐ 2013).

A talajszelvény KG1-es hét mintájából összesen 789 darab karpológiai maradványt határoztunk meg. A 20 cm-es intervallumban vett 7 darab minta megközelítőleg 7 kg talajanyagot jelenít meg. A maradványok 94,67%-a recensnek bizonyult. A szenült – feltehetően régészeti korú – növényi maradványok részaránya a szelvény teljes vizsgálati anyagában csupán 5,33%. A szenült állapotúak között a gabonák szemterméseinek töredékei domináltak (78,57% a szenült maradványokon belül). Fontos kiemelni, hogy a fás legelő egész területén jellemző lehetett az aljnövényzet égetése, így a napjainkban szántóként funkcionáló terület egykor gyepművelési ágban is lehetett, amelyen szintén előfordulhatott az égetés. E technika hatására a talajban lévő magbank egyes elemei tökéletlen égés során szenülhetnek, előidézve ugyanazt a formai megjelenést, amivel a különböző régészeti korú, tűzvésekben, vagy odakozmálás során szenült magok/termékek rendelkeznek. További érdekes megfigyelés, hogy látszólag a felső rétegekben (0-20 cm, 20-40 cm) sűrűsödtek a szenült maradványok. Természetesen nehéz – a területet ért számos emberi bolygató hatás (szántás, mélylazítózás, harcászati gyakorlótér (GEIGER et al. 2011; Füzér Zsolt *ex verb.*)) mellett – megítélni, hogy miképpen alakult a recens és a szenült növényi maradványok másodlagos átrendeződése a szelvény mentén. A 42 db (5,33%) (5. táblázat) szenült maradvány közül két taxont sikerült fajszinten meghatározni. Az egyik az árpa (*Hordeum vulgare* L.), a másik pedig egy pontosan meg nem határozható töredék, amely vagy a zöld- vagy a ragadós muhar (*Setaria viridis* (L.) PB./ *verticillata* (L.) R. et Sch.) fajhoz köthető. Mindkét muhar faj gyakori a szántókon és útszéleken. A fentiekből messzemenő következtetést levonása kockázatos vállalkozás lenne, ugyanakkor szembe-tűnő, hogy a szenült fajok nem mutatnak átfedést a recens fajokkal.

A recens maradványokról nagy általánosságban elmondható, hogy a diasporák mennyisége és diverzitása is fentről lefelé fokozatosan csökkenő tendenciát mutat. A termékek/magok talajba történő bejutása nagyban függ a mérettől és a talaj pórusainak átmérőjétől, de nem elhanyagolhatóak a fent említett – és mind vízszintes, mind függőleges irányban ható – antropogén keverőhatások sem. A mintákban legnagyobb arányban olyan fajok dominálnak, amelyek kivétel nélkül kozmopolita flóraelemek. A szelvény teljes karpológiai összletére vetített százalékos részarányuk alapján csökkenő sorrendben: pirók ujjasmuhar (*Digitaria sanguinalis* (L.) Scop.), pokolvar libatop (*Chenopodium hybridum* L.), kövér porcsin (*Portulaca oleracea* L.), kakaslábfű (*Echinochloa crus-galli* (L.) PB.), fehér libatop (*Chenopodium album* L.), tyúkhúr (*Stellaria media* L.), szőrös disznóparéj (*Amaranthus retroflexus* L.), fügelevelű libatop (*Chenopodium ficifolium* Sm.). Ezek jellemzően szántóföldi gyomok és ruderaliák. A többi növényfaj az előzőekhez hasonlóan ugyanezen élőhely tipikus fajtái, bár esetünkben sokkal kisebb arányban mutathatók ki. Mindössze pár magot sikerült detektálni több veronika fajtából (*Veronica* spp.), szappanfűből (*Saponaria officinalis* L.), valamint bársonyos árvacsalánból (*Lamium amplexicaule* L.) (5. táblázat).

4. táblázat. A KG1-es talajszelvény mintáin végzett fitolitelemzés leíró statisztikája
 Table 4. Descriptive statistics of the phytolith analysis performed on the samples of KG1 soil profile

<i>Diszartikulált növényi sejtmaradványok (%-ra vetítve)</i>						
<i>Fitolit morfortípus</i>	<i>n</i>	<i>Min.</i>	<i>Max.</i>	<i>Átlag</i>	<i>Közéérték</i>	<i>Szórás</i>
rondel SC	12	2,75	24,21	15,47	14,83	6,09
bilobate SC	12	0,00	1,05	0,25	0,00	0,44
cubic psilate SC	12	0,00	1,85	0,41	0,00	0,62
trapeziform psilate SC	12	0,00	1,85	0,39	0,00	0,71
cuneiform psilate bulliform	12	0,00	9,90	4,88	5,23	3,49
faceted psilate bulliform	12	0,00	4,81	1,47	1,05	1,60
parallepipedal psilate bulliform	12	0,00	5,21	1,53	0,99	1,69
elongate smooth psilate LC	12	30,77	64,36	47,13	48,61	12,17
elongate sinuate psilate LC	12	0,00	14,81	5,04	3,92	4,89
elongate polylobate psilate LC	12	0,00	0,92	0,08	0,00	0,25
elongate trilobate psilate LC	12	0,00	1,14	0,10	0,00	0,32
elongate echinate LC	12	0,00	5,26	1,79	0,46	2,13
elongate dendritic LC	12	0,00	2,11	0,50	0,00	0,87
trapeziform elongate smooth psilate SC	12	0,00	20,00	7,90	7,11	5,93
trapeziform elongate polylobate psilate LC	12	0,00	1,04	0,09	0,00	0,29
lanceolate psilate T	12	0,00	16,35	4,47	2,86	4,50
acicular psilate T	12	0,00	3,67	0,77	0,00	1,12
globular psilate	12	0,00	8,74	4,76	4,64	2,65
globular granulate	12	0,00	4,59	1,46	0,53	1,73
ovate psilate	12	0,00	3,16	1,00	0,99	1,02
ovate sinuate	12	0,00	5,14	0,51	0,00	1,42
Összesen (n)	12	95	175	107,17	101,00	20,92
Morfotípusok száma (p)	12	7	15	10,92	10,50	2,10

5. táblázat. KG1-es mintavételi szelvény tételes karpológiai eredménye (abszolútérték)
Table 5. Results of the carpolological examination performed on the samples of KG1 soil profile

Latin név	Magyar név	Növénycsalád	Maradvány	Öko-csoport*	Állapot	Flóra-elem	Σ	KG1 mintavételi szelvény						
								0-20	20-40	40-60	60-80	80-100	100-120	120-140
<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	szőrös disznóparéj	<i>Amaranthaceae</i>	mag	10.2./9.3./9.2./3.1.	recens	ADV	13	7	6					
<i>Brassicaceae</i> sp.	keresztes faj	<i>Brassicaceae</i>	mag	Diverz	recens		1	1						
<i>Chenopodium album</i> L.	fehér libatop	<i>Chenopodiaceae</i>	mag	10.2./9.2./9.3.	recens	KOZ	42	25	9	5	3			
<i>Chenopodium ficifolium</i> Sm.	fügelevelű libatop	<i>Chenopodiaceae</i>	mag	3.2./9.2.	recens	EUA	12	5	5	2				
<i>Chenopodium hybridum</i> L.	pokolvarlibatop	<i>Chenopodiaceae</i>	makk	9.2./9.3.	recens	KOZ	140	31		101	4	1	3	
<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.	pirók ujjasmuhar	<i>Poaceae</i>	szemtermés	9.3.	recens	KOZ	369	250	85	1	23	5	1	4
<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) PB.	közönséges kakaslábfű	<i>Poaceae</i>	szemtermés	10.1./9.2.	recens	KOZ	51	39	6	3		1	1	1
Indet.			egyéb		recens		1				1			
<i>Lamium amplexicaule</i> L.	bársonyos árvacsalán	<i>Lamiaceae</i>	makkocska	8.2./9.3.	recens	EUA	4	3	1					
<i>Polygonum aviculare</i> agg.	madárkeserűfű	<i>Polygonaceae</i>	makk	10.2.	recens	KOZ	2	1	1					
<i>Portulaca oleracea</i> L.	kövér porcsin	<i>Portulacaceae</i>	mag	10.1./9.2.	recens	KOZ	61	39	20	2				
<i>Sambucus</i> sp.	bodza faj	<i>Caprifoliaceae</i>	csonthájas magtöredék	Diverz	recens		7	2	5					
<i>Saponaria officinalis</i> L.	szappanfű	<i>Caryophyllaceae</i>	mag	10.2.	recens	EUA	1		1					

Latin név	Magyar név	Növénycsalád	Maradvány	Öko-csoport*	Állapot	Flóra-elem	Σ	KGI mintavételi szelvény						
								0-20	20-40	40-60	60-80	80-100	100-120	120-140
<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	tyúkhúr	<i>Caryophyllaceae</i>	mag	9.2. (kert, gyomtársulás)	recens	KOZ	40	26	12	2				
<i>Veronica hederifolia</i> agg.	borostyánlevelű veronica	<i>Plantaginaceae</i>	termés	6./9.3.	recens	EUA	1		1					
<i>Veronica persica</i> Poir.	perzsa veronika	<i>Scrophulariaceae</i>	mag	9.3.	recens	ADV	1	1						
<i>Veronica triphyllos</i> L.	ujjaslevelű veronika	<i>Scrophulariaceae</i>	mag	Diverz	recens	EUR	1				1			
Részösszeg:							747	430	152	116	32	7	5	5
Cerealia	gabonaféle	<i>Poaceae</i>	szemtermés töredék	Diverz	szenült		33	13	15	2	2		1	
fászén					szenült		1						1	
<i>Hordeum vulgare</i> L.	árpa	<i>Poaceae</i>	pelyvás szemtermés töredék	9.1.	szenült		1	1						
Indet			egyéb		szenült		5		5					
<i>Setaria viridis</i> (L.) PB./ <i>verticillata</i> (L.) R. et Sch.	zöld/ragadós muhar	<i>Poaceae</i>	csupasz szemtermés	9.2./9.3.	szenült	EUA/ KOZ	1		1					
ételmaradvány					szenült		1		1					
Részösszeg:							42	14	17	7	2	0	2	0
Összesen:							789							

*JACOMET et al. 1989 és GYULAI 2001 nyomán

Eredmények értékelése

Egy komplex tájtörténeti múlttal rendelkező természeti és kulturális egység történetiségének a feltáráshoz számos olyan módszert vehetünk be, amelyek különböző tudományterületeken fejlődtek ki. Az élettelen környezet elemei közül a talajaink a természeti környezet földrajzi, biológiai illetve környezettörténeti emlékeit is magukban rejtik (RETALLACK 2001, VÁRALLYAY 2002, BARCZI 2004, BARCZI et al. 2006, SZABÓ et al. 2011). Ezt a jelenség-együttest – azaz a természetes és az ember által befolyásolt talajfejlődést alakító és befolyásoló tényezők összességét, illetve ennek nemcsak fizikai, hanem időbeli és térbeli vetületeit – WELLS (2006) *cultural soilscape*-nek nevezi. Definíciója szerint ez a Föld felszínének egy olyan jól lehatárolható területe, amelynek kialakulása geomorfológiai, talajtani és kulturális hatások térbeli és időbeli működésének és együtthatásának eredménye. Ennek fényében az itt bemutatott talajszelvények kiválasztása nem csak az értékelni kívánt élőhely talajtani viszonyait hivatottak tükrözni, hanem igyekeztünk olyan szelvényeket vizsgálatba vonni, amelyek a területre jellemző természeti környezet hű lenyomatát adhatják (TERRY et al. 2004). A fenti definíció átkötést ad azokhoz az információhordozókhoz, amelyek egyes képletei a talajokban tárolódnak, de a múlt élő környezeti elemeit jelenítik meg. Egy-egy talajszelvény karpológiai és fitolitvizsgálata a vegetáció változásáról, illetve az ember növényzetre, tájra gyakorolt hatásáról tanúskodhat. A módszerek együttes alkalmazásának komplexitását tükrözi ugyanakkor, hogy a talajban tárolódó növénytani információ a vizsgálati területen jelenleg is tenyésző faegyedek évgyűrűiben rögzült adatokkal összevetve, a tájtörténeti feltárás által nyújtott keretben kerül értelmezésre.

A területet ért bolygatásokról a különböző források alapján rekonstruált használatbeli változások tanúskodnak, azzal a megjegyzéssel, hogy a terület állapotával, habitusával kapcsolatban a legkorábbi forrás a XVIII. század végéről származik (GEIGER et al. 2011).

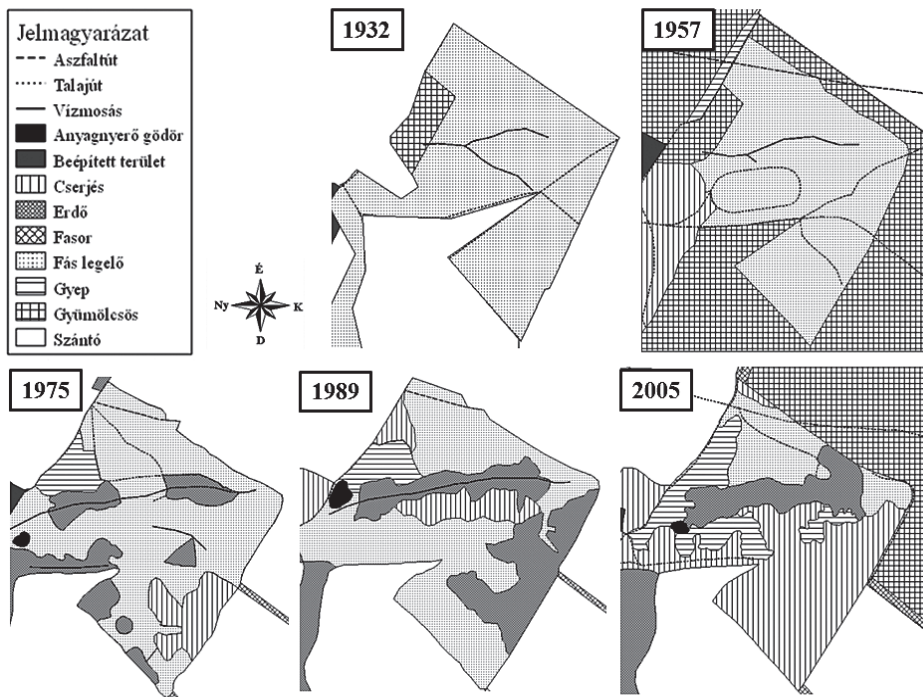
A történeti források alapján megállapítható, hogy Gombos-pusztá kiemelkedő jelentőségű területe volt a hatvani határnak, ahol az állattenyésztés volt a meghatározó mezőgazdasági ágazat, birtoklástörténete kifejezetten szerteágazó. A gazdálkodás jelentős fellendülése 1746-tól, I. Grassalkovich Antal tulajdonlásától volt jellemző. Nagyfokú volt az állattartás, maga a vizsgálati terület már a maihoz hasonló habitust mutatott. A XVIII. század végén, XIX. század elején kiterjedt volt a juhtartás (B. GÁL 1999). A térképek alapján a terület egy nagyobb erdőtömb része volt (Második Katonai Felmérés – HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtár, XXXV/48. szelvény, 1855, eredeti méretarány 1:28.800), amelynek maradványai lehetnek a területen található böhöncösödött *Quercus* egyedek az évgyűrűszámlálások alapján.

A XIX. század közepétől a területet befoglaló erdőtömb kiterjedése csökkent hozzávetőlegesen a mai méretre, amelyet 1883-ra ért el (HML XV-8/b/54/48/d). A század végétől Hatvany Deutch József birtoka volt. A Hatvant jellemző magas arányú állattartás (SZEPES 1940) ellenére viszonylag kevés legelő és erdő volt a város határában.

A XX. század első harmadában a terület intenzív használat alatt állt, egykori habitusa stabilitást mutat (3. ábra, továbbá a Hatvany Lajos Múzeum Fényképtárában található Bojár Sándor által készített fotográfiák), azonban a használat feltételezhetően nyomot hagyott a fás vegetáció növekedési trendjén (4. ábra).

Az 1940-es években indult Mátravidéki Hőerőmű fokozott környezetterhelést jelentett. Az 1950-es évektől a terület a Gödöllői Agrártudományi Egyetem Tangazdaságához

tartozott (SZIE-KDKL 12,29, SZIE KDKLR-856-62/32/1952., SZIE KDKLR-856/62/11), a térképek és légifotók alapján továbbra is egységes, jó karban tartott, fás legelő képet mutatott, azonban központi része fokozott bolygatásnak volt kitéve (3. ábra). Az 1960-as évektől csupán a gyenge minőségű legelőterületek fenntartása miatt folyt juhtartás (SZIE KDKL 12, I./23), illetve ettől az időszaktól kezdve jellemző a terület egyre nagyobb arányú felhagyása és azzal párhuzamosan a visszaerdősülés megindulása, fokozatos gyorsulása, így az 1970-es évektől kisebb erdőfoltok jelentek meg és fokozódott a cserjésedés (3. ábra). A térképek információit támasztja alá az idősebb cserjék korának meghatározása, amelyek alapján azok hozzávetőlegesen 30-40 évesek. Az 1980-as évektől fokozódott az erdősülés, míg a területet egyre kevésbé legeltették, időnként kaszálták, mindazonáltal erősödő bolygatás jellemezte a fás legelőt (3. ábra).

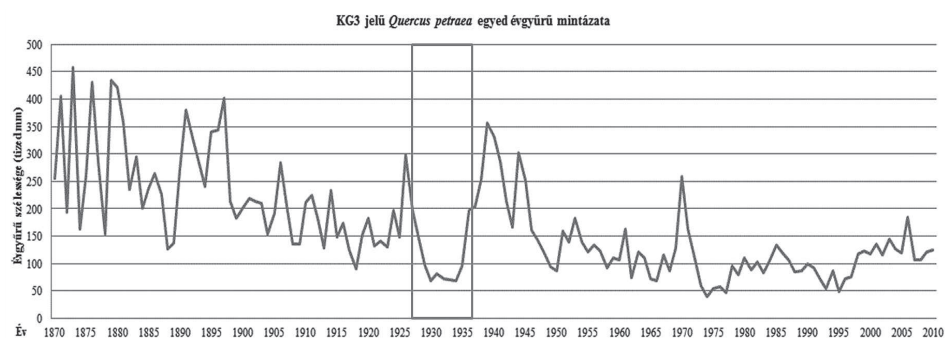


3. ábra. A vizsgált terület felszínborításának változása a 20. század második felében történelmi térképek alapján (GEIGER et al. 2011 alapján)

Forrás: HM Hadtörténelmi Intézet és Múzeum Térképtár katonai munkatérképei Heréd 4963/2/a (MA 1:25000; 1932), Hatvan L-34-4-C-d (MA 1:25000; 1952), Hatvan-É L-34-4-C-d (MA 1:25000; 1957), Lőrinci L-34-4-C-d-2 (MA 1:10000; 1975), Hatvan-É L-34-4-C-d (MA 1:25000; 1989). Továbbá az 1951-es, 1956-os, 1980-as és 1986-os repülési évekből származó légifotók (L-34-4-C-d) is figyelembe vételre kerültek a felszínborítások elkülönítésénél

Figure 3. Changes in land cover during the 20th century as seen by the analyses of historical maps of the research area (based on GEIGER et al. 2011)

Sources: MD Maps of Institute and Museum of Military History, Hungary – military maps Heréd 4963/2/a (scale 1:25000; 1932), Hatvan L-34-4-C-d (scale 1:25000; 1952), Hatvan-É L-34-4-C-d (scale 1:25000; 1957), Lőrinci L-34-4-C-d-2 (scale 1:10000; 1975), Hatvan-É L-34-4-C-d (scale 1:25000; 1989). The aerial photos of year 1951, 1956, 1980 and 1986 (sheet L-34-4-C-d) were considered to define landcover classes



4. ábra. A KG3 jelű *Quercus petraea* egyed növekedési profilja az évgűrűk szélessége alapján. Téglalapos kiemelés: az 1930-as években depresszió tapasztalható a növekedésben, amely egyelőre a túlzott használattal hozható összefüggésbe

Figure 4. Tree-ring width based grown profile of KG3 *Quercus petraea* specimen.

Rectangle highlight: growth depression in the period of 1930's in supposed correlation with the intensive use

GEIGER (2010) alapján kijelenthető, hogy a terület recens lágyszárú vegetációja erős bolygatottságra utal. A területen jelenlévő fajok bolygatott, degradálódott, másodlagos élőhelyeket jeleznek. A talajban megőrződött makro- és mikrobotanikai maradványok vizsgálatával bővíthető és tovább élesíthető a történeti források és a recens vegetáció alapján összeállított kép.

A Hatvan-Kisgombos melletti fás legelő tájtörténeti rekonstrukcióját a terület talajtani jellemzői döntően befolyásolják. Véleményünk szerint a biotikus környezeti faktorok hírmondóinak értelmezése kizárólag a talajtani adatok figyelembe vétele mellett állhat szilárd lábakon (vö. PETŐ 2013). A területen felvett két Ramann-féle BET szelvény közös jellemzője a teljes kilúgozottság, a gyengén savas kemizmus, illetve a rendkívül laza textúráltság, amely magas, 70%-ot is meghaladó homokfrakció tartalom formájában jelenik meg. A felsorolt talajtulajdonságok egyértelműen visszavezethetők a terület geológiai, illetve klimatológiai viszonyaira.

A fentebb ismertetett környezeti adottságok mellett természetesen nem mehettünk el szó nélkül a lehetséges emberi hatások mellett sem. Ezek közül talán a legfontosabb a szántásból és esetleges (mély)lazítózásból származó keverő hatás, amelynek fitolitikra, magokra és termésekre gyakorolt hatása nem pontosan ismert, de vélelmezhető, hogy az ilyen jellegű intenzív emberi gyakorlat megbolygatja a természetes hatások eredményeképpen kialakuló eloszlásmintázatot.

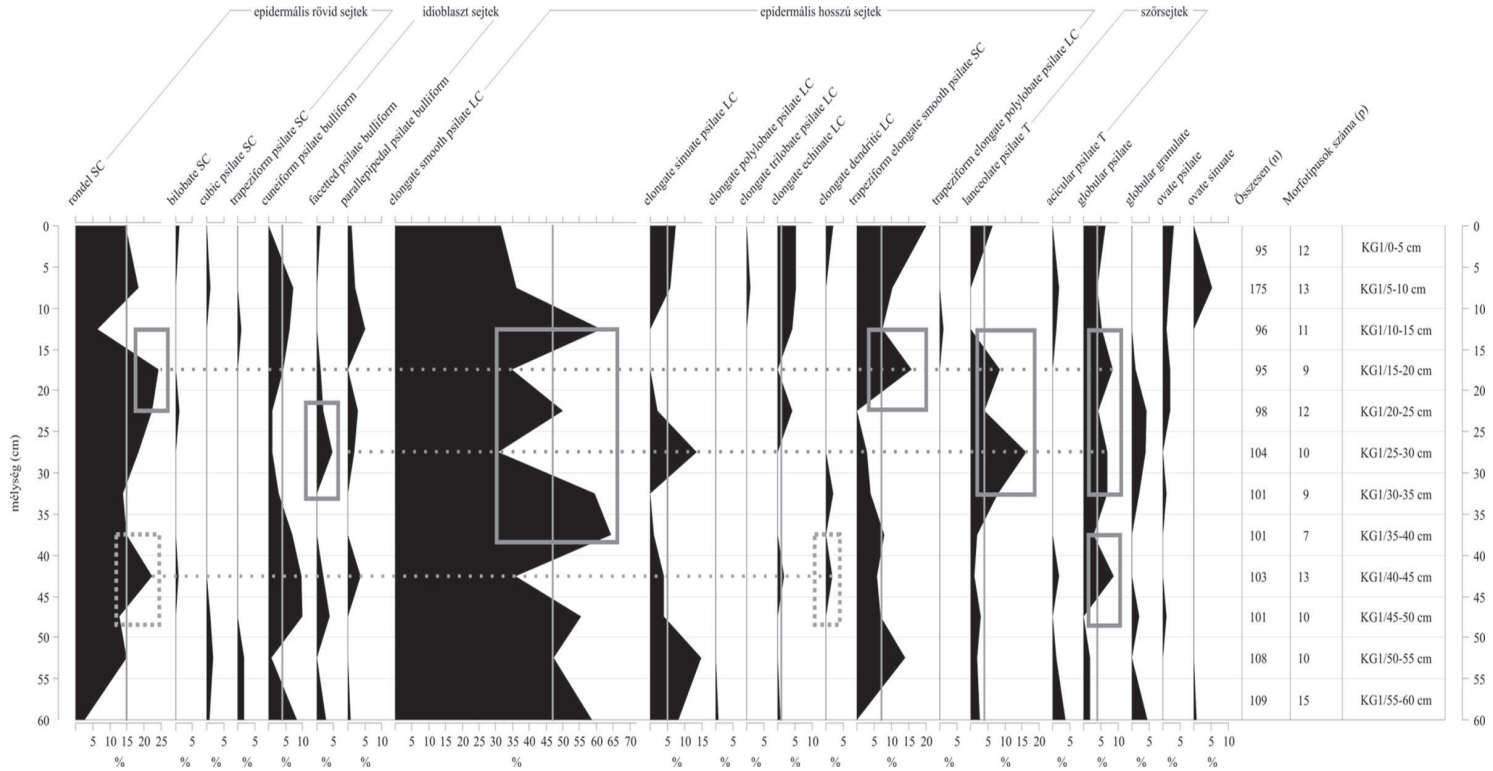
A KG1-es szelvény karpológiai maradványait kozmopolita flóraelemek, szántóföldi gyomok és ruderáliák dominanciája jellemzi (5. táblázat). Jelenlétük a vizsgálat alá vont 140 cm-es rétegben kimutatható, mennyiségük azonban fokozatos csökkenést mutat a mélyebb rétegek felé. Érdekes jelenség, hogy a recens maradványok között nem található gabonafaj, ugyanakkor a szenült maradványok között közelebről meg nem határozható gabona, illetve az árpa egy termése is jelen van. Eloszlásuk a szelvény 120 cm-es rétegében sporadikus, éppúgy előkerülnek a 0–20 cm-es rétegben, mint a 100–120 cm-esben. Területhasználat szempontjából a legfigyelemreméltóbb jelenség az, hogy a jelenlegi területhasználati módok által minden bizonnyal nem bolygatott, mélyebb rétegekben is találtunk szenült gabona szemtermés maradványt. Ez felveti annak lehetőségét, hogy a terület ezen pontja korábban

is és hosszabb ideig szántó művelési ágban lehetett. Ugyanakkor ennek a jelenségnek az értelmezésénél is szembe kerülünk a növényi maradványok lehetséges lemosódásának problematikájával. Elméleti síkon a vizsgált talaj a holocénben lerakódott üledéken képződött. Felmerül tehát a kérdés, hogy *in situ*-nak tekinthető-e egy szenült gabona szemtermés, amely a holocén üledékanyag közvetlen közelében, azaz relatív kronológiai szempontból a vizsgált talaj fejlődésének egyik első mozzanatát megjelenítő rétegben található ma? Véleményünk szerint nem, vagy csak bizonyos megkötésekkel. Éppen ezért mutatunk rá újra és újra annak fontosságára, hogy a növényi maradványok vertikális migrációja értelmezéstorzító hatással bírhat, amellett, hogy eloszlásukból területhasználati trendeket azért leolvashatóak. Természetesen nehéz az ebből adódó hibát konstansnak tekintve a teljes szelvényre kivetíteni, de területhasználati jellegzetességekre vonatkozóan kinyerhetőek információk.

A fitolitelemzés eredményei ugyanakkor megerősítik és kiegészítik a karpológiai vizsgálatból származó következtetéseket. GOLYEVA (2007) elméleti módszertanával részben egyetértésben, illetve annak hazai viszonyokra való adaptációja alapján, a KG1-es szelvény fitolitspektrumában elkülöníthetünk környezeti, illetve emberi hatás szempontjából kiemelt indikatív szereppel bíró fitolit morfotípusokat. A gabonákat közvetlenül, és ezáltal a gabonatermesztést közvetetten megjelenítő, elongate dendritic LC morfotípus a KG1-es szelvény több pontján is megjelenik. Ezek közül a felszíni megjelenés a jelenkori állapotokat tükrözheti, míg a mélyebb, 35–45 cm-es mélységben előkerült fitolitok megerősíthetik a korabeli növénytermesztés meglétét (5. ábra). Ebben a mélységben számos szenült gabona szemtermés-töredék került elő, míg az apró recens gyommagvak fokozatos felhígulása is itt mutatkozik meg. A 40–45 cm-es mélységben az elongate dendritic LC morfotípus maximumához egy rondel SC maximum is párosul (5. ábra; szaggatott kiemelés), amely – ahogyan arra korábban kitértünk – megerősítheti a gabonaszignált és ezen keresztül a gabonatermesztés jelenlétét a talaj ezen rétege által megjelenített idősíkon. További árulkodó jel, hogy ebben a rétegben erősen visszaesik, az egyébként is fluktuáló, elongate smooth psilate LC morfotípus százalékos részaránya, amelyet a réteg által megjelenített felszín biomasz-produkciójában bekövetkező csökkenésként is értelmezhetünk. Véleményünk szerint ez összefügghet egy intenzívebb szántóföldi növénytermesztési időszakokkal. További megerősítést ad a szántóföldek egykori meglétével kapcsolatban az ovate psilate, valamint a trapeziform psilate SC morfotípusok jelenléte a szelvény teljes vertikumában (5. ábra). Ismereteink, illetve a korábban végzett talajtani referencia vizsgálatok arra engednek következtetni, hogy ezen morfotípusok is szántóföldi művelés jelenlétével lehet összefüggésben. Ebből logikai úton következik, hogy gabonatermesztés egykori és/vagy jelenkori meglétével hozhatók kapcsolatba (PETŐ 2013). A jelenlegi területhasználatokat figyelembe véve a KG1-es szelvény által képviselt pont a fás legelő peremét/határát jeleníti meg. Kérdés, hogy a katonai felméréseken ábrázolt fás legelő valós határain belül esik-e, vagy sem? GEIGER et al. (2011), katonai felmérésekre is alapozott, tájtörténeti vizsgálata szerint a legelő környezetében folyamatosan jelen voltak a szántóföldek; részarányuk Hatvan környékén bizonyos időszakokban még növekedett is, ami talán nem zárja ki azt, hogy időszakonként a fás legelő területébe is benyúltak.

A fás legelő tájtörténetének tisztázásában a másik fontos momentum az erdősültség, illetve a fás szárú vegetáció jelenlétének nyomozása. Ebből a szempontból lanceolate psilate T morfortípust, az ún. globular morfortípusokat, illetve a faceted psilate bulliform morfortípust tekinthetjük indikatívnak. A KG1-es szelvény fitolitprofiljában a 15–30 cm-es réteg érdekes jelenséget mutat (5. ábra; folytonos vonalú kiemelés). A 25–30 cm-es rétegben kiugró csúcsot produkál az összes előbb említett erdei élőhelyet indikáló morfortípus. Ezzel összhangban csökken a rondel SC aránya, valamint drasztikusan visszaesik az elongate smooth psilate LC aránya. A 15–20 cm-es rétegben hasonló jelenség figyelhető meg, azzal a különbséggel, hogy ott a rondel SC nem esik vissza annyira, és a trapeziform elongate smooth psilate LC is ad egy kiugró csúcsot (5. ábra). A fitolitprofilban jelentkező fluktuáció megnyitja az utat annak a teóriának, amely szerint egy szántóföldi növénytermesztéssel (is) hasznosított, fás legelő környezetben (erre utal a 40–45 cm-es rétegben még magas csúcsot adó globular psilate, vö.: 6. ábra); egy visszarendeződési folyamat zajlik le. A gabonaindikátorok csúcsa után a maximumát elérő elongate smooth psilate LC egy erős biomassza-produkciójú pázsitfű (*Gramineae*) előretörést jeleníthet meg, amelyet aztán visszaesés és fokozatosan záródó, akár ligetszerű csoportokba rendeződő fás élőhelyek expansziója vált fel. Ennek az élőhelynek a felnyílásával újra magas elongate smooth psilate LC, illetve rondel SC értékek jelentkeznek a profilban a 10–15 cm-es rétegben (5. ábra).

Összevetve az írott és vizuális források alapján rekonstruált területhasználat-változást, a vegetáció jelenlegi állapotával és a fás szárú vegetáció évgyűrűiben megőrzött információkkal, valamint a talaj állapotával és a talajban megőrződött makro- és mikro-maradványok vizsgálatának eredményeivel kijelenthető, hogy a terület művelése jóval hosszabb történettel bír, mint azt a történeti források mutatják. A terület habitusa a történeti források alapján bizonyítottan „fás legelő” képet mutatott már a XVIII. század végén is, azonban a fitolitelemzés eredményei rávilágítanak arra, hogy valószínűsíthetően, már ezt a korszakot jóval megelőzően hasonló szerkezetű, fás-gyepes lehetett az élőhely. A botanikai eredmények együttes értelmezése arra enged következtetni, hogy egy többé-kevésbé zárt erdő felnyílásával jött létre a fás legelő, amelynek – beleértve az azt befogadó tájat is – formálásában jelentős hatása volt az emberi tevékenységnek.



5. ábra. A vizsgált területtel határos, jelenleg szántó művelésű terület talajának fitolitprofilja (KG1-es mintavételi szelvény) Szaggatott kiemelés: egykori szántóföldi művelést jelző mikromaradványok. Folytonos vonalú kiemelés: erdei és gyepes élőhelyeket jelölő mikromaradványok
 Figure 5. Phytolith distribution profile of a plough-land area on the boundary of the examined wood-pasture (KG1). dashed lines: possible indicators of contemporary plough-land cultivation; continuous line: possible indicators of forest and open grass land habitats.

Köszönetnyilvánítás

Jelen kutatást a Kutató Kari Kiválósági Támogatás – Research Centre of Excellence – 17586-4/2013/TUDPOL támogatta.

Ezúton szeretnénk köszönetet mondani a Hatvany Lajos Múzeum, a Hatvan Városi Művelődési Központ és Könyvtár, a Heves Megyei Levéltár, A HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum, illetve a Szent István Egyetem Kosáry Domokos Könyvtár és Levéltár munkatársainak segítségükért, Dr. Kázmér Miklósnak és Dr. Kern Zoltánnak az évgyűrűminták feldolgozásához nyújtott segítségükért, továbbá a Gödöllői Tangazdaság Zrt.-nek és a Pro Renovanda Cultura Hungariae Alapítványnak.

Irodalom

- BARCZI A. 2004: The importance of pedological investigations in Holocene palaeoecological reconstructions. *Antaeus*, 27, 129–134.
- BARCZI A., TÓTH T.M., CSANÁDI A., SÜMEGI P., CZINKOTA, I. 2006: Evaluation of the paleosoils and the paleoenvironment of the Csípő-halom kurgan, Hungary. *Quaternary International*, 156–157, 49–59.
- B. GÁL E. 1999: A hatvani uradalom a Grassalkovichok idején (1746–1851) in *Agria XXXV.*, Heves Megyei Múzeumi Szervezet Dobó István Vármúzeum, Eger, p. 494.
- BRECHER Gy. 1960: A magismeret atlasza – The atlas of seed identification. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, p. 223.
- BUZÁS I. 1988: Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszertan 2. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. p. 242.
- CAPPERS, R.T.J., BEKKER, R.M., JANS, J.E.A. 2006: Digital Seed Atlas of the Netherlands – Digitale Zadenatlas van Nederland. Barkhuis, Netherland, p. 502.
- CSIFFÁRY G., B. HUSZÁR É. 1999: Heves megye II. József-kori katonai leírása (1783–1785). Heves Megyei Levéltár, Eger, p. 229.
- DÖVÉNYI Z. (szerk.) 2010: Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, p. 876.
- FAITHFULL, N.T. 2002: Methods in agricultural chemical analysis: a practical handbook. CABI Publishing, Wallingford, Oxon, UK. p. 206.
- FINNERN H. (ed.) 1994: Pedological mapping manual. 4. Verbesserte und erweiterte Auflage. Hannover.
- FISHKIS, O., INGWERSEN, J., LAMERS, M., DENYSENKO, D., STRECK, T. 2010: Phytolith transport in soil: A field study using fluorescent labelling. *Geoderma* 157: 27–36.
- FÜLEKY Gy. 1973: Néhány hazai talajtípus összes foszfor-tartalmának összehasonlító vizsgálata. *Agrokémia és Talajtan* 22(3-4): 311–318.
- FÜLEKY Gy. 1983: Fontosabb hazai talajtípusok foszforállapota. *Agrokémia és Talajtan* 32(1-2): 7–30.
- GEIGER B. 2010: Botanikai és tájtörténeti vizsgálatok a Kisgombosi Fás Legelőn. TDK dolgozat, SZIE MKK KTI Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék, Gödöllő. p. 76.
- GEIGER B., SALÁTA D., MALATINSZKY Á. 2011: Tájtörténeti vizsgálatok a Kisgombosi Fás Legelőn. *Tájökológiai Lapok* 9(2): 219–233.
- GOLYEVA, A.A. 1997: Content and distribution of phytoliths in the main types of soils in Eastern Europe. In: PINILLA A., JUAN-TRESSERAS J., MACHADO M. J. (Eds.) *Monografias del centro de ciencias medio-ambientales, CSCI (4)*, The state of-the-art of phytoliths in soils and plants, Madrid, p. 15–22.
- GOLYEVA, A.A. 2001: Phytoliths and their information role in natural and archeological objects (in Russian and partly in English). Moscow, Syktyvar Elista. p. 200.
- GOLYEVA, A.A. 2007: Various phytolith types as bearers of different kinds of ecological information. In: MADELLA, M., ZURRO, D. (Eds.) *Plants, people and places. Recent studies in phytolith analysis*. Oxford, Oxbow Books, 196–201.
- GYALOG L. (szerk.) 2005: Magyar- és Magyarország fedett földtani térképéhez (az egységek rövid leírása) 1:100000 – Explanatory book of the 1:100 000 surface geological map series of Hungary. Magyar Állami Földtani Intézet, Budapest.
- GYULAI F. 2001: *Archaeobotanika – Archaeobotany*. Jászöveg Műhely, Budapest. p. 240.
- JACOMET, S., BROMBACHER, Ch., DICK, M., 1989: *Archäobotanik am Zürichsee. Ackerbau, Sammelwirtschaft und Umwelt von neolithischen und bronzezeitlichen Seeufersiedlungen im Raum Zürich. Berichte der Zürcher Denkmalpflege* 7.
- JUGGINS, S. 2007: C2 Version 1.5 User guide. Software for ecological and palaeoecological data analysis and visualisation. Newcastle University, Newcastle upon Tyne, UK. p. 73.

- MADELLA, M., ALEXANDRE, A., BALL, T. 2005: International Code for Phytolith Nomenclature 1.0. *Annals of Botany* 96:253–260.
- MAROSI S., SOMOGYI S. (szerk.) 1990: Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest, p. 1500.
- MSZ-08-0205-78, 1978: A talaj fizikai és vízgazdálkodási tulajdonságainak vizsgálata. Magyar Szabványügyi Hivatal, Budapest MSZH-Nyomda. p. 39.
- MSZ-08-0206/2-78., 1978: A talaj egyes kémiai tulajdonságainak vizsgálata. Laboratóriumi vizsgálatok (pH érték, szódában kifejezett fenoftealein lúgosság, vízben oldható összes só, hidrolitos (y1 érték) és kicserélődési aciditás (y2 érték). Magyar Szabványügyi Hivatal, Budapest MSZH-Nyomda, 12.
- MSZ-21470/51-83., 1983: Környezetvédelmi talajvizsgálatok. A talaj kötöttségének meghatározása. Magyar Szabványügyi Hivatal, Budapest MSZH-Nyomda. p. 3.
- PEARSALL, D.M. 2000: *Paleoethnobotany. A handbook of procedures.* London, Academic Press.
- PETŐ Á. 2013: Studying modern soil profiles of different landscape zones in Hungary: an attempt to establish a soil–phytolith identification key. *Quaternary International* 287: 149–161.
- PETŐ Á., BARCZI A. 2010a: A Magyarországon előforduló meghatározó jelentőségű és gyakori talajtípusok fitolit profiljának katasztere I–II. Módszertani megfontolások, illetve a vizsgált váz- és közethatású talajok eredményei. *Tájökológiai Lapok* 8(1): 157–206.
- PETŐ Á., BARCZI A. 2010b: A Magyarországon előforduló meghatározó jelentőségű és gyakori talajtípusok fitolit profiljának katasztere III. A vizsgált barna erdőtalajok eredményei. – Phytolith profile cadastre of the most significant and abundant soil types of Hungary III. Results of the examined brown forest soil profiles *Tájökológiai Lapok* 8(3): 457–495.
- PETŐ Á., BARCZI A. 2011: A Magyarországon előforduló meghatározó jelentőségű és gyakori talajtípusok fitolit profiljának katasztere III. A vizsgált csernozjom és szikes talajok eredményei. – Phytolith profile cadastre of the most significant and abundant soil types of Hungary IV. Results of the examined chernozem and alkaline soil profiles. *Tájökológiai Lapok* 9(1): 147–190.
- PIPERNO, D.R. 1988: *Phytolith analysis: An Archaeological and Geological Perspective.* Academic Press, Harcourt Brace Jovanovich, Publishers, San Diego.
- RADICS L. 1998: *Gyommaghatározó.* Budapest, Mezőgazda Kiadó.
- REBALLACK, G. J., 2001. *Soils of the past. An introduction to paleopedology.* Blackwell Science. Oxford, UK.
- SCHERMANN SZ. 1966: *Magismeret I-II. – Seed identification I-II.* Budapest, Akadémiai Kiadó.
- STEFANOVITS P. (szerk.), FILEP GY., FÜLEKY GY. 1999: *Talajtan.* Mezőgazda Kiadó, Budapest. p. 469
- 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.
- SZEPES (SCHÜTZ) B. 1940: *Hatvan község története.* Nyomta Rábaközi Nyomda és Lapkiadó Vállalat, Sopron.
- TERRY R.E., FERNÁNDEZ F.G., PARNELL J.J., INOMATA T. 2004. The story in the floors: chemical signatures of ancient and modern Maya activities at Aguateca, Guatemala. *Journal of Archaeological Science*, 31, 1237–1250.
- TIMMÓDSZERTAN 1995: *Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer I. kötet: Módszertan.* Földművelésügyi Minisztérium, Növényvédelmi és Agrár-környezetgazdálkodási Főosztály, Budapest. p. 92.
- VÁRALLYAY GY. 2002. A talaj multifunkcionalitásának szerepe a jövő fenntartható mezőgazdaságában. „A növénytermelés szerepe a jövő multifunkcionális mezőgazdaságában. Ötven éves az Acta Agronomica Hungarica. Jubileumi tudományos ülés, 2002. XI. 19. Martonvásár, 13–25.
- WELLS E.C. 2006. *Cultural soilscales.* In: Frossard E., Blum W.E.H., Warkentin B.P. (eds.) *Function of Soils for Human Societies and the Environment.* Geological Society London, 125–132.

Levéltári források

- Heves Megyei Levéltár (HML)
 HML XV-8/b/54/48/d Hatvan község felvételi előrajza
 Szent István Egyetem Kosáry Domokos Könyvtár és Levéltár (SZIE KDKL)
 SZIE KDKL: R-856-62/11/1952.
 SZIE KDKL: R-856-62/32/1952.
 SZIE KDKL: GATE Egyetemtörténeti Különgyűjtemény 12,29
 SZIE KDKL: GATE Egyetemtörténeti Különgyűjtemény 12. I/23.

APPLYING MULTIDISCIPLINARY APPROACH IN LANDSCAPE HISTORICAL RESEARCH –
THE CASE STUDY OF KISGOMBOS WOOD PASTURED. SALÁTA¹, Á. PETŐ², Á. KENÉZ², B. GEIGER³, S. HORVÁTH⁴, Á. MALATINSZKY¹¹Szent István University, Faculty of Agriculture and Environmental Sciences, Institute of Environmental and Landscape Management, H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: salata.denes@kti.szie.hu²Hungarian National Museum, National Heritage Protection Centre, H-1113 Budapest, Daróci u. 1-3.³Szent István University, Faculty of Agriculture and Environmental Sciences, Institute of Plant Protection 2103 Gödöllő, Páter K. u. 1.⁴Eötvös Lóránd University, Faculty of Science, Institute of Biology, Department of Plant Systematics, Ecology and Theoretical Biology H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/A.**Keywords:** landscape history, environmental history, soil science, dendroecology, phytolith analysis

The demand on scientific analyses during historical researches dealing with biological phenomena and factors often arises. Moreover the proper interpretation of scientific analyses types is inevitable in the assessment of temporal changes, since the examined state of the research material is only a snapshot, and not the endpoint of the analysed processes. This complexity is explicitly true in case of supraindividual research objects, like the landscape itself. In our case study, the landscape history of the 18 ha extended Kisgombos wood pasture – situated north to the city of Hatvan – is complemented with various scientific approaches, which include the reconstruction of land use forms, soil, seedbank and phytolith analyses, as well as the examination of growth trends of the arboreal vegetation based on tree-ring width measurements. Based on written sources, the first notice on the area derives from the 17th century, though the analyses of the soils, micro- and macro-botanical remains shed light on much older history of the pasture. The occupational history of the study area is complex. As an outcome of the analyses of historical maps it can be stated that evolution of the Kisgombos wood pasture is a result of the opening up of a closed forest, however it is difficult to estimate the time when it reached its present ecological state. Archive sources report on sparse and high-trunked oak wooded forest already from the 18th century. The use of this pasture was intensive throughout the first third of the 20th century, which is proved by rich archive photographic sources from the 1930's. At this time the area was utilised through grazing. The intensive land use could also be detected in the tree-ring development of the arboreal vegetation; one of the main impacts was the set up of a power plant in the close vicinity of the area in the second half of the 20th century. As illustrated by the layers of the vegetation cover changes and supported by the age composition of younger arboreal vegetation, the abandonment of the wood pasture was progressive and continuous from the mid 20th century.

1. melléklet A KG1-es mintavételi szelvény fitolitvizsgálati alapadatai
Appendix 1. Baseline phytolith data of soil profile KG1

Fitolit morfortípus (ICPN deskriptorok)	Mintaszelvény kódja / Mintavétel mélysége											
	KG1/ 0-5	KG1/ 5-10	KG1/ 10-15	KG1/ 15-20	KG1/ 20-25	KG1/ 25-30	KG1/ 30-35	KG1/ 35-40	KG1/ 40-45	KG1/ 45-50	KG1/ 50-55	KG1/ 55-60
rondel SC	14	32	6	23	22	19	14	15	23	13	16	3
bilobate SC	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
cubic psilate SC	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	2	1
trapeziform psilate SC	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	2
cuneiform psilate bulliform	0	13	6	4	1	1	3	7	10	10	1	9
facetted psilate bulliform	1	0	0	1	2	5	0	0	2	4	0	3
parallepipedal psilate bulliform	1	4	5	0	3	2	0	0	4	0	0	1
elongate smooth psilate LC	30	63	59	33	49	32	60	65	37	56	51	64
elongate sinuate psilate LC	7	10	0	0	2	14	0	1	4	4	16	9
elongate polylobate psilate LC	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
elongate trilobate psilate LC	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
elongate echinate LC	5	9	4	0	4	0	0	0	2	0	0	1
elongate dendritic LC	2	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0
trapeziform elongate smooth psilate SC	19	18	7	15	0	3	4	8	6	7	15	0
trapeziform elongate sinuate psilate LC	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
trapeziform elongate polylobate psilate LC	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
lanceolate psilate T	6	0	0	8	4	17	8	2	1	3	2	3
acicular psilate T	0	3	1	0	0	0	0	0	2	0	1	4
globular psilate	6	7	5	8	4	7	7	3	9	0	2	2
globular granulate	0	0	0	1	4	4	2	0	0	2	0	5
ovate psilate	3	3	1	2	2	0	1	0	0	1	0	0
ovate sinuate	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Összesen (n)	95	175	96	95	98	104	101	101	103	101	108	109
Morfortípusok száma (p)	12	13	11	9	12	10	9	7	13	10	10	15
Egyéb biogén kova származékok												
diatóma váz	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
szivacsüstöske	4	2	3	3	0	2	3	4	0	3	3	2

AZ ÉNEKESMADÁR-FAJOK ELŐFORDULÁSÁNAK, ÉS AZ ELŐFORDULÁSRA HATÓ TÉNYEZŐK VIZSGÁLATA LAKOTT KÖRNYEZETBEN, JÁSZFÉNYSZARUN

BÓTI Szilvia, HELTAI Miklós

Szent István Egyetem, Vadvilág Megőrzési Intézet
2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1. e-mail: boti.szilvia@gmail.com

Kulcsszavak: énekesmadarak, változatosság, bio-indikátor, városi terület

Összefoglalás: A városok, lakott területek élhetőségének, minőségének fontos indikátorai az énekesmadár-fajok, amelyek közül számos adaptálódott az emberi településekhez. Táplálkozásukból és életmódjukból adódóan különösen érzékenyek a bekövetkező élőhelyi (elsősorban a bűvőhelyeket és táplálékforrásokat érintő) változásokra. Ezért az énekesmadár-fajok jelenlétének és a jelenlétüket meghatározó tényezők ismerete a városi élőhelyek minőségének és kezelésének is alapja. Célunk Jászfényszaru madárvilágának, és a fajok előfordulását meghatározó legfontosabb tényezők – a város határától mért távolság és a kertek művelési módja – vizsgálata volt. Az adatgyűjtés kiterjedt a fajok előfordulásának éves és havi gyakoriságára, valamint az egyes fajok becsült egyedszámára. A 2011 júliusától 2012 júliusáig tartó felmérés alatt 23 madárfaj észlelése történt a településen, ebből 18 énekesmadár volt. A város szélétől a közepe felé haladva a felvételi pontok egyre alacsonyabb faj- és egyedszámot mutatnak. A diverzitás (Shannon-diverzitás) a városzéλι területeken magasabb, és a központi részeken alacsonyabb. A városzéλι és a központi területek madárvilága között a különbség a fajszámban (városszél: $\bar{x}=9,69$, $s=1,76$; központ: $\bar{x}=7,86$, $s=2,19$; $t_{\text{welch}}=2,044$; $DF=8$; $P=0,0752$; $t_{\text{krit}}=1,86$; $n=33$), egyedszámban (városszél: $\bar{x}=16,05$, $s=5,38$; központ: $\bar{x}=8,87$, $s=2,44$; $t_{\text{welch}}=5,132$; $DF=22$; $P<0,0001$; $t_{\text{krit}}=1,717$; $n=33$) és diverzitásban (városszél: $\bar{x}=0,73$, $s=0,15$; központ: $\bar{x}=0,56$, $s=0,17$; $t_{\text{welch}}=2,453$; $DF=8$; $P=0,0398$; $t_{\text{krit}}=1,86$; $n=33$) is szignifikáns. Az egyenletességi index szerint (városszél: $\bar{x}=0,46$, $s=0,07$; központ: $\bar{x}=0,43$, $s=0,11$; $t_{\text{welch}}=0,5886$; $DF=7$; $P=0,5746$; $t_{\text{krit}}=1,895$; $n=33$) nincsenek fajkeveredések a városban. A vegetáció összetétele nem egyértelműen befolyásolja az éves faj- és egyedszámot, illetve az éves diverzitást és az éves egyenletességet. Az éves egyedszám trendvonala látszólag pozitív korrelációt mutat a művelt területek növekvő arányával, bár a lineáris regresszióval vizsgált összefüggés nem mutat szignifikáns kapcsolatot ($r^2=0,0589$; $P=0,1737$; $F=1,939$; $DF=[1; 31]$; $n=33$).

Bevezetés

Az elmúlt évtizedekben Magyarországon, csakúgy, mint a világ többi részén, a városok száma növekedett. Jelenleg Magyarországon a települések közel tizede város, és kb. 7 millióan élnek városokban (2012-es KSH adat). Az emberlakta településeken az emberrel mindig is együttélő fajok (házi veréb, házi egér, csótány stb.) mellett újabbak jelennek meg. Ennek oka általában a kedvezőbb téli hőmérséklet, a bűvőhely, a táplálék, vagy a ragadozók hiánya (ADAMS et al. 2006, HELTAI és SZŐCS 2008). Az élőhelyeket a városokban az emberi igényeknek megfelelően alakítják, a természetes növények helyére egzotikus fajok kerülnek, kedvteléből tartott tájidegen állatfajokat hurcolnak be. Egyes fajok jól alkalmazkodnak a megváltozott környezethez, míg mások akár el is tűnhetnek. A beköltöző, emberrel együtt élő fajok közül talán az énekesmadarak a legkedveltebb, legjobbban elfogadott fajok. A városok élhetőségének, élőhelyeik minőségének kiváló indikátorai az énekesmadár-fajok, hiszen táplálkozásukból és életmódjukból adódóan különösen érzékenyek a bekövetkező élőhelyi (elsősorban a bűvőhelyeket és táplálékforrásokat érintő) változásokra (BÖHM 1995, ORBÁN 2008). Az urbanizáció növekedésével a madárfajok száma csökken, és a fennmaradó fajok dominálnak. Azaz minél inkább városias területről beszélünk, annál kevesebb faj fordul elő, de ezek általában fajoként nagy

egyedszámában (EMLEN 1974, LANCASTER és REES 1979, MELLES et al. 2003). A madarak városi területen való eloszlásában egyaránt fontos szerepet játszanak a helyi (túlevelű és boggyótermő fák, vízforrások stb.) és a táji léptékű (város közeli élőhelyek: erdők, mezőgazdasági területek stb.) források (MELLES et al. 2003). Ezért a városokba beköltözött fajokat, az ott kialakuló élőhelyeket a terjeszkedő városokban meg is kell tudni védeni, megfelelően kell tudni kezelni. A kezelés fajtól és helyzettől függően lehet kedvező (nem konfliktusos és/vagy védett fajok esetében (ORBÁN 2008)), vagy konfliktuscsoökkentő, ahogy azt például a harkályalakúaknál (STEMMERMAN 1988; HARDING et al. 2007), vagy a seregélyeknél (GRAHAM 1996) teszik.

Mindezek miatt munkánk célja Jászfényszaru madárvilágának bemutatása, az előforduló madárfajok és egyedszámaik meghatározása, a fajok előfordulásának éves és havi változatosságának vizsgálata volt, valamint annak meghatározása, hogy a városhatártól való távolság és a kertek művelési módjai hogyan hatnak az énekesmadárfaj-együttesekre.

Anyag és módszer

A vizsgálati terület Jászfényszaru, egy közel 6000 fős város Jász-Nagykun-Szolnok megye északnyugati részén, az Észak-alföldi régióban, három régió (Közép-magyarországi, Észak-magyarországi és Észak-alföldi régió) találkozásánál. A település belterülete 380 ha, külterülete 7235 ha. A városban jelentős mértékű a hidegföldi és a szántóföldi kertészet. A település környékének fő vízfolyásai a Zagyva és a Galga (VITALPRO 2010).

A vizsgálatok során a pontszámlálás módszerét alkalmaztuk, amelyet már az 1970-es évektől Európa-szerte alkalmaznak madarak megfigyelésére (WALICZKY 1991, SERRADILLA és DELBAERE 2005). A lényege, hogy előre kijelölt megállási pontokon, meghatározott időpontokban, 5 percen keresztül minden látott és hallott madarat fel kell jegyezni (WALICZKY 1991, BÖHM és SZINAI 1998). Jászfényszarut előbb 340×340 méteres kvadrátokra osztottuk fel, majd mindegyikben (n=33) egy-egy megfigyelési pontot jelöltünk ki. A kijelöléskor figyeltünk arra, hogy a nagyobb „zöld foltok” és kezelt területek (temetők, parkok, sportpálya) ne nyúljanak át másik kvadrátba. A pontok az utakra estek, és légvonalban kb. 370–380 méterre helyezkedtek el egymástól. Az adatgyűjtések havonta egyszer történtek, 2011 júliusától 2012 júliusáig, minden ponton 5 perces figyélssel, általában a hajnali órákban, lehetőleg eső- és szélmentes időben a madarak nagyobb aktivitása (BÁLDI et al. 1997), és a kisebb zavarás miatt. A pontok felvételezési sorrendjét havonta (felmérésenként) változtattuk.

A vegetáció-felmérés kategóriákba sorolva történt. Minden felmérési pontnál a tíz legközelebb eső háznál feljegyeztük, hogy parkosított vagy nem művelt, illetve művelt területről van-e szó, és rögzítettük a gyümölcsstermő, örökzöld és egyéb lombos fák és bokrok számát a következő három kategóriában: 1–2, 3–5, 5 < db.

A diverzitás számítása a Shannon-Wiener index ($H = -\sum p_i \log_2 p_i$, ahol p_i a faj relatív gyakorisága) és az egyenletességi index ($E_{H'} = H / \log_2 S$, ahol S az össz fajszám) alkalmazásával történt (JOST 2010). A statisztikai elemzéseket Welch-próbával és lineáris regresszióval végeztük, a GraphPad Instat 3 program segítségével. A fajszám, egyedszám, a diverzitás és az egyenletesség könnyebb érzékelhetősége érdekében Google Maps térképekből ponttérképeket készítettünk az éves és évszakos eloszlásokról a Paint.NET v3.5.10 program segítségével. A táblázatok és diagramok Microsoft Office Excel 2007-ben kerültek ábrázolásra.

Eredmények

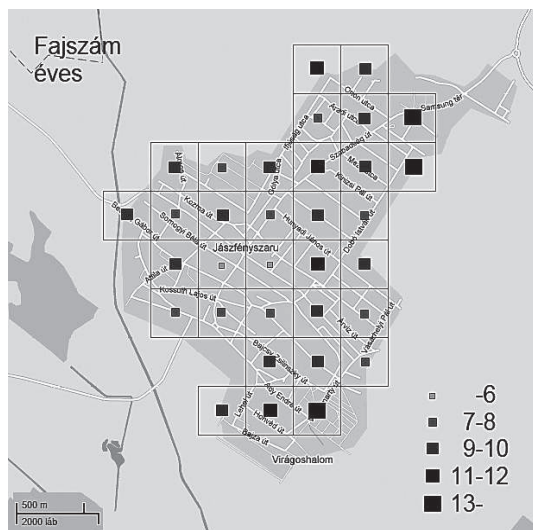
A 13 hónap alatt 23 madárfajt észleltünk a városon belül. Ebből 18 énekesmadár, 2 galambalakú, 1 gólyaalakú, 1 kakukkalakú és 1 harkályalakú. 17 faj védett, 1 fokozottan védett és 5 faj nem védett besorolása. A nem védett fajok közül kettő vadászható (balkáni gerle és a szarka) (1. táblázat). Az éves átlagos egyedszám 14,47.

1. táblázat Jászfényszaru előforduló madárfajok besorolása és védelmi státusza
(1): 13/2001. (V. 9.) KÖM rendelet)

Table 1. Classification and protection status of occurrent bird species of Jászfényszaru

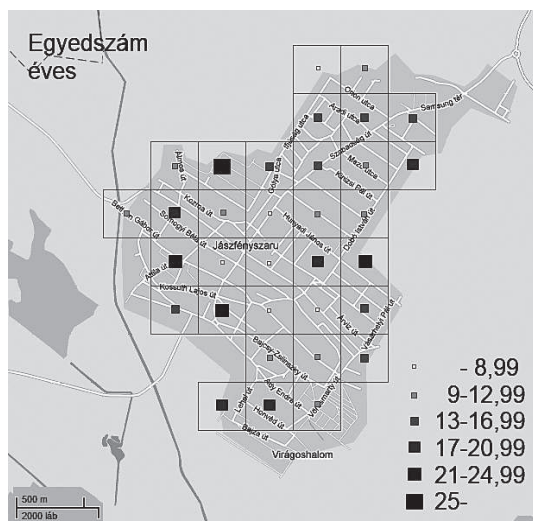
Faj magyar neve	Faj latin neve	Rendszertani besorolás	Védelmi státusz (1)
balkáni gerle	<i>Streptopelia decaocto</i>	galambalakú	vadászható
barázdabillegető	<i>Motacilla alba</i>	énekesmadár alakú	védett
búbos pacsirta	<i>Galerida cristata</i>	énekesmadár alakú	védett
erdei pinty	<i>Fringilla coelebs</i>	énekesmadár alakú	védett
fehér gólya	<i>Ciconia ciconia</i>	gólyaalakú	fokozottan védett
feketerigó	<i>Turdus merula</i>	énekesmadár alakú	védett
fenyőrigó	<i>Turdus pilaris</i>	énekesmadár alakú	védett
fülemüle	<i>Luscinia megarhynchos</i>	énekesmadár alakú	védett
füsti fecske	<i>Hirundo rustica</i>	énekesmadár alakú	védett
házi galamb	<i>Columba livia domestica</i>	galambalakú	nem védett
házi rozsdafarkú	<i>Phoenicurus ochruros</i>	énekesmadár alakú	védett
házi veréb	<i>Passer domesticus</i>	énekesmadár alakú	nem védett
kakukk	<i>Cuculus canorus</i>	kakukkalakú	védett
molnárfecske	<i>Delichon urbica</i>	énekesmadár alakú	védett
nagy fakopáncs	<i>Dendrocopos major</i>	harkályalakú	védett
sárgarigó	<i>Oriolus oriolus</i>	énekesmadár alakú	védett
seregély	<i>Sturnus vulgaris</i>	énekesmadár alakú	nem védett
szarka	<i>Pica pica</i>	énekesmadár alakú	vadászható
széncinege	<i>Parus major</i>	énekesmadár alakú	védett
tengelic	<i>Carduelis carduelis</i>	énekesmadár alakú	védett
tőviszúró gébics	<i>Lanius collurio</i>	énekesmadár alakú	védett
vetési varjú	<i>Corvus frugilegus</i>	énekesmadár alakú	védett
zöldike	<i>Carduelis chloris</i>	énekesmadár alakú	védett

Az éves fajszám a központ felé eső pontok esetében egész évben alacsonyabb, míg a városszél felé eső felvételezési helyeken valamivel magasabb. Az éves fajszám 4 és 13 között alakult az egyes pontokon. Kiemelkedően magas évi fajszám egy városszéli és két átmeneti zónába tartozó ponton (mindhárom ponton 13) figyelhető meg. A legalacsonyabb éves fajszámok két központi területen (4, 6) mérhetőek (1. ábra).



1. ábra Jászfényszarun előforduló madarak éves fajszáma, 2011 júliusa és 2012 júliusa között
 Figure 1. Annual number of species of Jászfényszaru, between July 2011 and July 2012

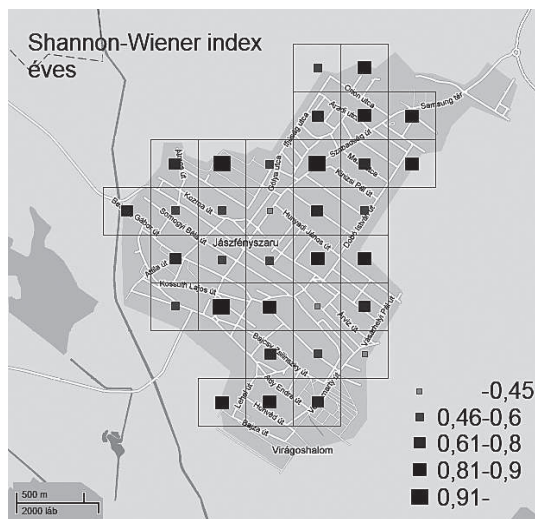
A legmagasabb fajszámok nyáron (3–9), míg a legalacsonyabbak télen (2–5) mutatkoznak. Ezek megoszlása mindkét évszakban változó. Az éves egyedszámnál szintén különbségek mutatkoznak a központi és a peremterületek között. A központi részekben alacsonyabb az egyedszám, a városszéli pontokon magasabb. Kiemelkedően magas éves egyedszámok egy városszéli (23,38) és három átmeneti zónába tartozó ponton (21,96; 24,5; 30,88) mutatkoznak. A legalacsonyabb éves egyedszámok öt központi (5,65; 7,69; 7,84; 8,07; 8,5) és egy városszéli területen (8,88) figyelhetők meg (2. ábra).



2. ábra Jászfényszarun előforduló madarak éves egyedszáma, 2011 júliusa és 2012 júliusa között
 Figure 2. Annual number of individuals of Jászfényszaru, between July 2011 and July 2012

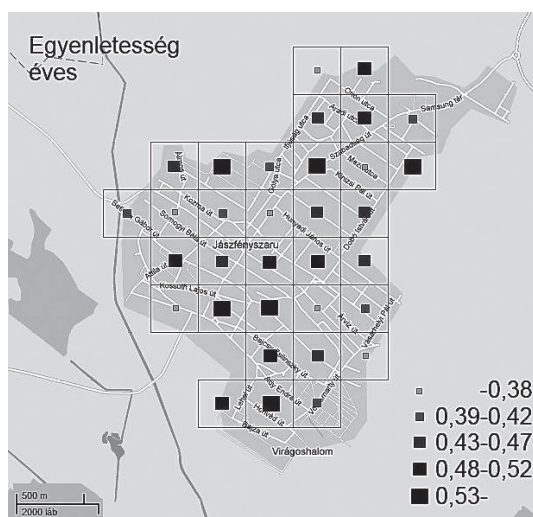
A legmagasabb egyedszámok nyáron (3,33–57,67), míg a legalacsonyabbak tavasszal (4,33–23,75) jelentkeznek. Mind tavasszal, mind nyáron a magasabb egyedszámok az átmeneti és a városszéli területeken észlelhetőek. Az éves Shannon-Wiener index alapján a legdiverzebbek a város széle felé eső pontok, a kevésbé változatos területek pedig nagyrészt a központi részekben találhatóak (3. ábra).

Az egyenletességi index értékei változatosak a három zónában (városszél, átmenet, központ), tehát nincs az előzőekhez hasonló elkülönülés. Ez alapján nincsenek fajkeveredések a városban (4. ábra).



3. ábra Jászfényszarun előforduló madárfajok diverzitása (Shannon-Wiener index), 2011 júliusa és 2012 júliusa között

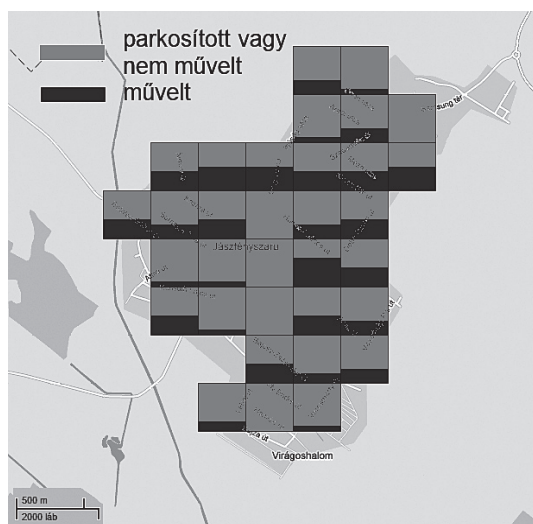
Figure 3. Diversity of bird species of Jászfényszaru (Shannon-Wiener index), between July 2011 and July 2012



4. ábra Jászfényszaru madárfajainak éves egyenletessége, 2011 júliusa és 2012 júliusa között

Figure 4. Annual evenness of bird species of Jászfényszaru, between July 2011 and July 2012

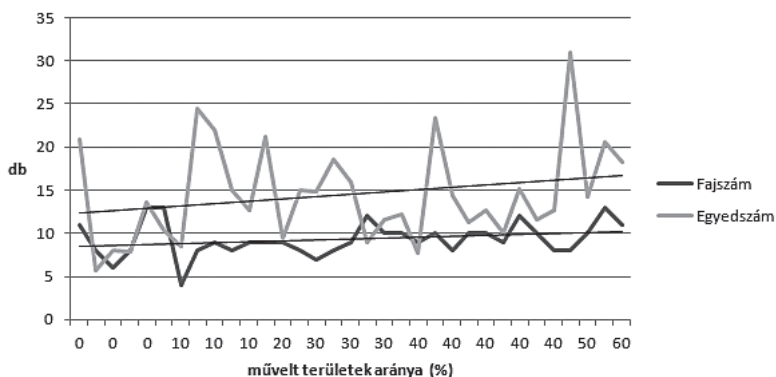
Az élőhelyek minősége a faj- és egyedszámok mellett a vegetáció szerkezetével is jellemezhető. Feltételeztük, hogy a zöldfelületek mérete és összetétele befolyásolja a faj- és egyedszámot, a madárfajok megoszlását. Ezért felmértük az egyes területek élőhelyi kínálatát. A parkosított részek nagyobb arányban a központi területeken, míg a művelt területek nagyrészt az átmeneti és városszéli zónákban vannak (5. ábra). Legtöbb helyen a parkosított vagy nem művelt területek aránya magasabb, csak egy pontnál nagyobb a művelt területeké, és három mintavételi helyen vannak egyenlő arányban. A parkosított területek növekedésével emelkedik a lombos fák aránya ($r^2=0,2033$; $P=0,0085$; $F=7,91$; $DF=[1; 31]$; $n=33$), míg a gyümölcsstermő fáké csökken ($r^2=0,1267$; $P=0,042$; $F=4,498$; $DF=[1; 31]$; $n=33$). A művelt területek növekvő arányával pedig csökken a lombos fák mennyisége ($r^2=0,2033$; $P=0,0085$; $F=7,91$; $DF=[1; 31]$; $n=33$). A művelt területekkel a gyümölcsstermő fák aránya mutat növekedést ($r^2=0,1267$; $P=0,042$; $F=4,498$; $DF=[1; 31]$; $n=33$). A művelt területek növekvő arányával az egyedszám növekedni látszik (6. ábra), de ez statisztikailag nem igazolt ($r^2=0,0589$; $P=0,1737$; $F=1,939$; $DF=[1; 31]$; $n=33$).



5. ábra Parkosított vagy nem művelt területek, és művelt területek aránya Jászfényszarun, 2012 júniusában
Figure 5. Proportion of landscaped or uncultivated areas and cultivated areas of Jászfényszaru (June 2012)

A madarak területi elhelyezkedése változhat a városhatártól való távolság függvényében. A felvételezési pontok a városszéltől 0–730 m között helyezkedtek el. A város-széli területek 0 méterre, az átmeneti területek 96–384 méterre, a központi területek pedig 442–730 méterre helyezkednek el a város szélétől. Vizsgáltuk, hogy az előre kijelölt 3 kategóriánál (városszél, átmeneti területek, központ) látható e valamiféle trend a városszéltől való távolság függvényében. A Welch-próba kimutatta, hogy a városszéli és az átmeneti területek között nincs szignifikáns különbség az éves fajszámnál ($t_{\text{welch}}=0,7863$; $DF=10$; $t_{\text{krit}}=1,812$; $P=0,4499$; $n=26$), az éves egyedszámnál ($t_{\text{welch}}=0,03889$; $DF=10$; $t_{\text{krit}}=1,812$; $P=0,9697$; $n=26$), éves Shannon-Wiener indexnél ($t_{\text{welch}}=0,01917$; $DF=9$; $t_{\text{krit}}=1,833$; $P=0,9851$; $n=26$) és az éves egyenletességnél ($t_{\text{welch}}=0,09257$; $DF=9$; $t_{\text{krit}}=1,833$; $P=0,9283$; $n=26$) sem (7–8. ábra).

Művelt területek hatása az éves faj- és egyedszámra

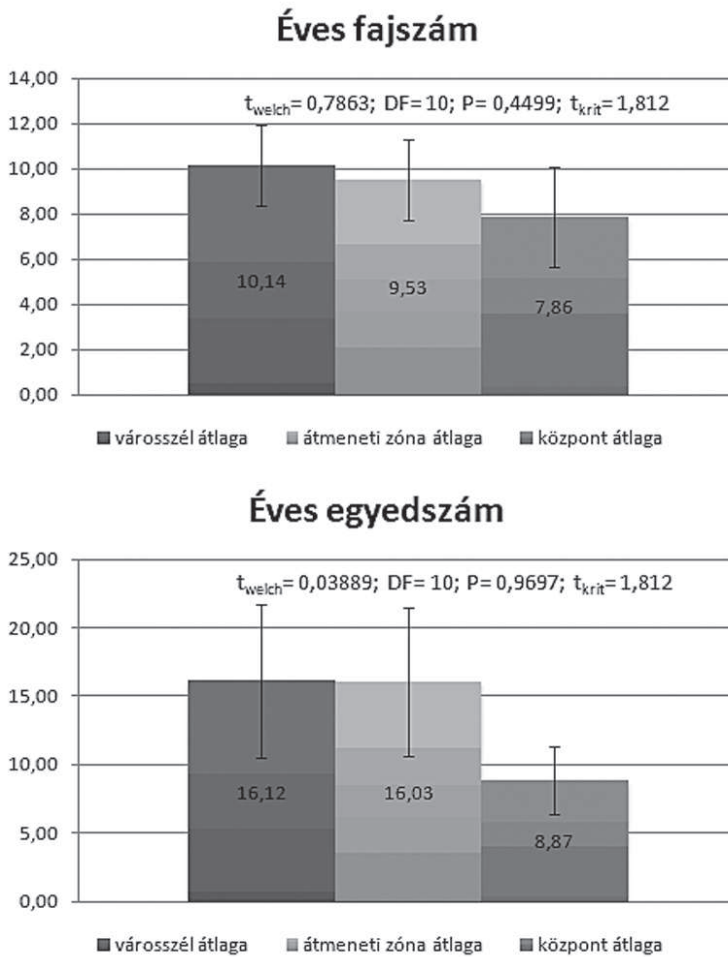


6. ábra Művelt területek hatása az éves faj- és egyedszámra Jászfényszarun, 2011 júliusa és 2012 júliusa között

Figure 6. Effect of cultivated areas on annual number of species and annual number of individuals of Jászfényszaru, between July 2011 and July 2012

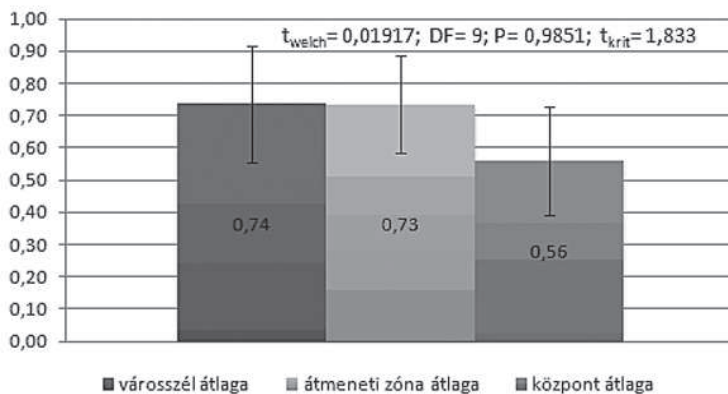
Mivel a városszél és a város központja között kicsi a távolság – a város méretéből adódóan –, ezért nem tudnak elkülönülni a városszéli és az átmeneti területek. A két kategóriát (városszéli és átmeneti zóna) ezért egybevontuk. A Welch-próbával jelentős szignifikáns eltéréseket lehet kimutatni a központi és a városszéli+átmeneti területek éves fajszáma ($t_{\text{welch}} = 2,044$; $DF = 8$; $t_{\text{krit}} = 1,86$; $P = 0,0752$; $n = 33$), éves egyedszáma ($t_{\text{welch}} = 5,132$; $DF = 22$; $t_{\text{krit}} = 1,717$; $P < 0,00001$; $n = 33$) és éves Shannon-Wiener indexe ($t_{\text{welch}} = 2,453$; $DF = 8$; $t_{\text{krit}} = 1,86$; $P = 0,0398$; $n = 33$) között. Az éves egyenletességben nem lehet szignifikáns különbséget kimutatni a két kategóriában sem ($t_{\text{welch}} = 0,5886$; $DF = 7$; $P = 0,5746$; $t_{\text{krit}} = 1,895$; $n = 33$) (9–10. ábra).

Az egy év alatt a pontokon előforduló fajok száma sem mutat egyértelmű trendet, de a városszéltől legtávolabb eső, két központi területen kevesebb faj fordult elő, mint a többi ponton. A városszéli területeken 22 fajt, a központi területeken pedig 16 fajt figyeltünk meg. A központban előforduló fajok közül 8 állandó madarunk és 2 faj részleges vonuló. A városszéli területeken 10 állandó és 3 részleges vonuló faj jelent meg (2. táblázat). Balkáni gerle (*Streptopelia decaocto*) és házi veréb (*Passer domesticus*) mind a 33 felvételezési ponton megfigyelhető volt. Búbos pacsirta (*Galerida cristata*), fenyőrigó (*Turdus pilaris*), fülemüle (*Luscinia megarhynchos*), szarka (*Pica pica*) és töviszúró gébics (*Lanius collurio*) csak 1 városszéli ponton, kakukk (*Cuculus canorus*) pedig egy központi területen fordult elő.

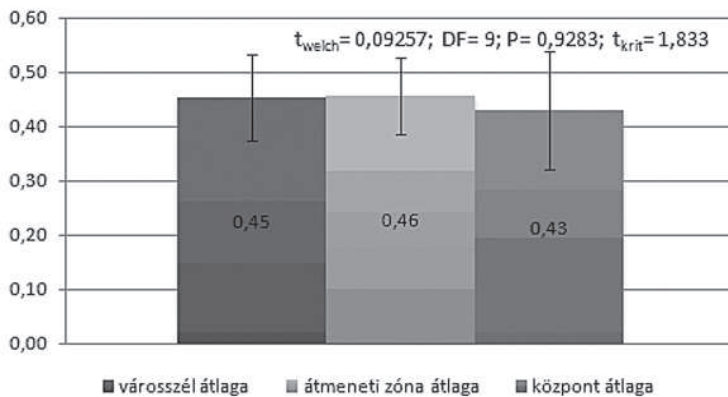


7. ábra A három kategória éves átlagos faj- és egyedszáma, 2011 júliusa és 2012 júliusa között
 Figure 7. Average of annual number of species and individuals of three categories, between July 2011 and July 2012

Éves Shannon-Wiener index

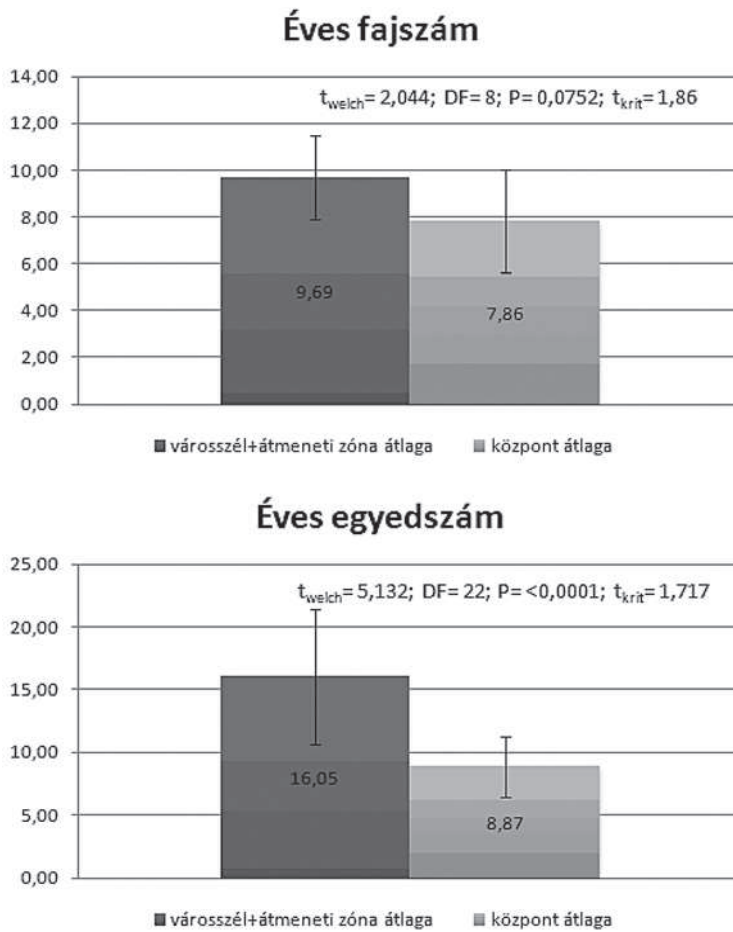


Éves egyenletesség



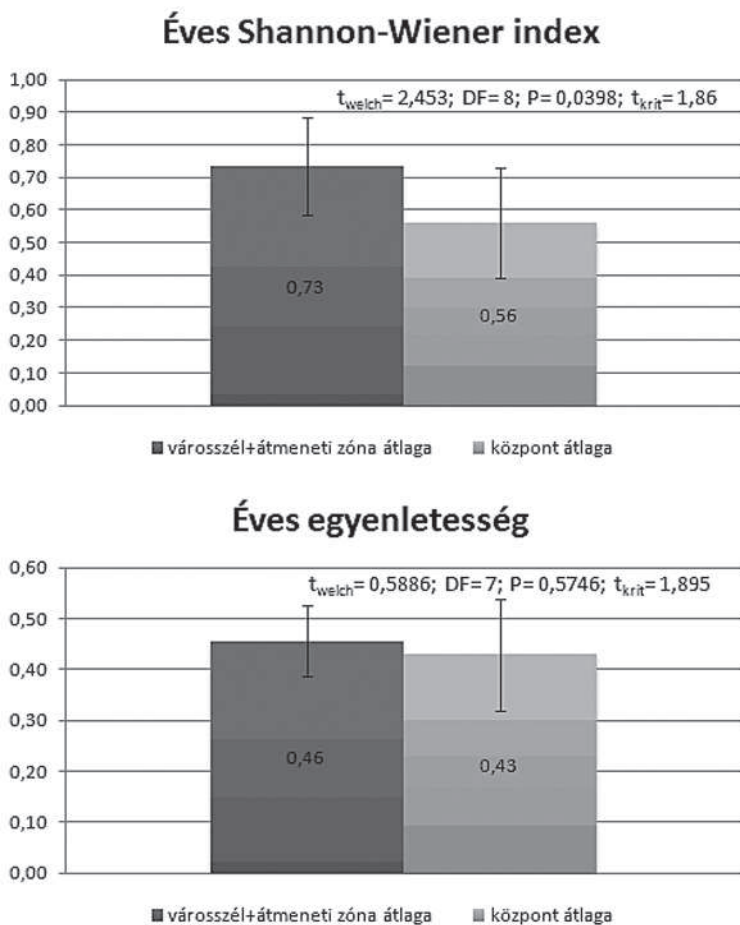
8. ábra Éves Shannon-Wiener index és az éves egyenletesség átlaga a három kategóriában, 2011 júliusa és 2012 júliusa között

Figure 8. Average of annual Shannon-Wiener index and evenness of three categories, between July 2011 and July 2012



9. ábra Éves fajszám és éves egyedszám átlaga a két kategóriában, 2011 júliusa és 2012 júliusa között

Figure 9. Average of annual number of species and individuals of two categories, between July 2011 and July 2012



10. ábra Éves Shannon-Wiener index és éves egyenletesség átlaga a két kategóriában, 2011 júliusa és 2012 júliusa között

Figure 10. Average of annual Shannon-Wiener index and evenness of two categories, between July 2011 and July 2012

2. táblázat Jászfényszaru központjában és a város szélén előforduló fajok
 ((2) HARASZTY 1998, MULLARNEY et al. 2002, SCHMIDT 2009)
 Table 2. Occurent of bird species in downtown and edge of settlement
 ((2) HARASZTY 1998, MULLARNEY et al. 2002, SCHMIDT 2009)

<i>Központban előforduló fajok</i>	<i>Városszálen előforduló fajok</i>	<i>Vonuló vagy állandó madarunk</i>	<i>Magyarországon tartózkodik (2)</i>
balkáni gerle	balkáni gerle	állandó	egész évben
házi veréb	házi veréb	állandó	egész évben
füsti fecske	füsti fecske	vonuló	április-szeptember
molnárfecske	molnárfecske	vonuló	április-október
széncinege	széncinege	állandó	egész évben
házi rozsdafarkú	házi rozsdafarkú	vonuló	március, április-október
vetési varjú	vetési varjú	állandó	egész évben
házi galamb	házi galamb	állandó	egész évben
nagy fakopáncs	nagy fakopáncs	állandó	egész évben
zöldike	zöldike	állandó	egész évben
feketerigó	feketerigó	részleges vonuló	egész évben, vagy február-szeptember
sárgarigó	sárgarigó	vonuló	április-szeptember
fehér gólya	fehér gólya	vonuló	március, április-augusztus
tengelic	tengelic	állandó	egész évben
seregély	seregély	részleges vonuló	egész évben, vagy február-október
kakukk		vonuló	április-szeptember
	barázdabillegető	vonuló	február-november
	búbos pacsirta	állandó	egész évben
	erdei pinty	részleges vonuló	egész évben, vagy március-október
	szarka	állandó	egész évben
	fenyőrigó	vonuló	október, november-március, április
	tövisszűrő gébics	vonuló	április-szeptember
	fülemüle	vonuló	április-szeptember

Megvitatás

Az alaphipotézisünk az volt, hogy a városszéleken magasabb a fajszám és kisebb az egyedszám, míg a központi területeken alacsonyabb a fajszám és magasabb az egyedszám (HELTAI és SZÖCS 2009, ORTEGA-ÁLVAREZ és MACGREGOR-FORS 2009, MØLLER et al. 2012). A fajszámnál a peremterületeken mutatkoznak magasabb értékek, és a központi területeken alacsonyabbak. A legmagasabb fajszám nyáron, a legalacsonyabb pedig télen mutatkozik, ami a költöző madarak elvándorlásának köszönhető. A várttal ellentétben az egyedszám szintén a városszéleken magasabb, és a központi területeken alacsonyabb. Az egyedszám nyáron a legmagasabb és tavasszal a legalacsonyabb.

A mintavételi területek esetén jobb élőhelynek minősülnek a művelt területek, mint a parkosított kertek. A művelt területek táplálékot nyújtanak, ellenben a parkosított, örökzöldekkel beültetett kertek leginkább csak fészkelőhelyet (SAVARD et al. 2000). A madarak érzékenyek az élőhelyek szerkezeti összetételére. SAVARD et al. (2000) leírták, hogy ahol sűrűbb növényzet fordul elő a városban, ott a fajszám is magasabb. Emellett pozitív korrelációt írtak le a cserjeszint gazdagsága és a madárfajok száma közt SANDSTRÖM et al. (2006) is.

A városszéltől való távolság, vagyis a természetes élőhelyektől való távolság elemzésekor a városszéli és az átmeneti területek között nem lehetett megfigyelni nagy különbségeket, tehát a várost nem lehet felosztani a megszokott három zónára (belváros, külváros, városszél). Ennek oka a település kis területi kiterjedése, ezért a városszéli és az átmeneti területeket egy kategóriaként vizsgáltuk. Az így kapott városszéli és a központi területek jelentős különbségeket mutatnak. A városszéleken nagyobb a diverzitás, míg a központi részeken alacsonyabb. Abból, hogy ekkora városban is kimutatható a peremterületek nagyobb változatossága, és a központi részek alacsony diverzitása, arra következtetünk, hogy a nagyobb területű, kiépült (belvárosra, külvárosra tagolódó) városokban erőteljesebben jelentkezik ez az elhatárolódás. Ezt több vizsgálat is alátámasztja, melyeket európai, ázsiai és amerikai városokban végeztek (SANDSTRÖM et al. 2006, IMAI és NAKASHIZUKA 2010, CARBÓ-RAMÍREZ és ZURIA 2011).

Amerika és Európa országában egyre több vizsgálat irányul a városi madárfajok monitorozására, adaptációjuk, élőhelyi igényeik megfigyelésére. A jövőben a városi élőhelyek minőségére utaló felmérések elvégzésére a madarak, mint indikátor fajok, kiváló lehetőséget nyújtanak.

Köszönetnyilvánítás

Jelen kutatást a Kutató Kari Kiválósági Támogatás – Research Centre of Excellence – 17586-4/2013/TUDPOL támogatta.

Irodalom

- ADAMS, C. E., LINDSEY, K. J., ASH, S. J. 2006: Urban Wildlife Management. CRC Press of Taylor & Francis Group, U.S.
- BÁLDI A., MOSKÁT Cs., SZÉP T. 1997: Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer IX. Madarak. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- BÓHM A. 1995: Változások az énekesmadarak állományában Magyarországon a pontszámlálási program eredményeinek tükrében (1988–1995). *Aquila* 102: 109–131.
- BÓHM A., SZINAI P. 1998: Population indices for Hungarian breeding passerine birds between 1988–1995. *Ornis Hungarica & Suppl.* 1:27–32.
- CARBÓ-RAMÍREZ, P., ZURIA, I. 2011: The value of small urban greenspaces for birds in a Mexican city. *Landscape and Urban Planning* 100 (2011) 213–222.
- EMLÉN, J. T. 1974: An urban bird community in Tucson, Arizona: derivation, structure, regulation. *Condor* 76:184–197.
- GRAHAM, A. 1996: Towards an integrated management approach for the common starling (*Sturnus vulgaris*) in South Australia. Departments of Zoology and Botany. University of Adelaide, South Australia.
- HARASZTHY L. (szerk.) 1998: Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- HARDING, E. G., CURTIS, P. D., VEHRENCAMP, S. L. 2007: Assessment of management techniques to reduce woodpecker damage to homes. *Journal of Wildlife Management* 71(6):2061–2066.
- HELTAI M., SZŐCS E. 2008: Városi vadgazdálkodás. Jegyzet vadgazda mérnöki szakos hallgatók részére. Szent István Egyetem, Gödöllő.
- HELTAI M., SZŐCS E. 2009: A város, mint élőhely. Temetői macskák, panellakó denevérek, kukázó jegesmedvék. *Vadon*. 2009. p. 6–11.
- IMAI, H., NAKASHIZUKA, T. 2010: Environmental factors affecting the composition and diversity of avian community in mid- to late breeding season in urban parks and green spaces. *Landscape and Urban Planning* 96 (2010) 183–194.
- JOST, L. 2010: The relation between evenness and diversity. *Diversity* 2010, 2. 207–232.
- LANCASTER, R. K., REES, W. E. 1979: Bird communities and the structure of urban habitats. *Canadian Journal of Zoology*, 1979, 57(12): 2358–2368.
- MELLES, S., GLENN, S., MARTIN, K. 2003: Urban bird diversity and landscape complexity: Species–environment associations along a multiscale habitat gradient. *Conservation Ecology* 7(1): 5.
- MÖLLER, A. P., DIAZ, M., FLENSTED-JENSEN, E., GRIM, T., IBÁÑEZ-ÁLAMO, J. D., JOKIMAKI J., MAND, R., MARKÓ, G., TRYJANOWSKI P. 2012: High urban population density of birds reflects their timing of urbanization. *Oecologia* (2012) 170:867–875.
- MULLARNEY K., SVENSSON L., ZETTERSTRÖM D., GRANT, P. J. (2002): Madárhatározó. Európa és Magyarország legátfogóbb terepi határozója. Park Könyvkiadó, Budapest.
- ORBÁN Z. 2008: Madárbarát településfejlesztés. Print 2000 Nyomda Kft., Kecskemét.
- ORTEGA-ÁLVAREZ, R. & MACGREGOR-FORS, I. 2009: Living in the big city: Effects of urban land-use on bird community structure, diversity, and composition. *Landscape and Urban Planning* 90 (2009) 189–195.
- SANDSTRÖM, U.G., ANGELSTAM, P., MIKUSINSKI, G. 2006: Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landscape and Urban Planning* 77 (2006) 39–53.
- SAVARD, J-P L., CLERGEAU, P., MENNECHEZ, G. 2000: Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning* 48 (2000) 131–142.
- SCHMIDT E. (2009): Varázslatos madárvilágunk. Magyarország legismertebb madarai. Műszaki Kiadó, Budapest.
- SERRADILLA, A. N., DELBAERE, B. 2005: National Biodiversity Programmes in Europe. Work programme 2005. ETC/BD (ECNC), November 2005.
- STEMMERMAN, L. A. 1988: Observation of woodpecker damage to electrical distribution line poles in Missouri. *Proceedings of the Thirteenth Vertebrate Pest Conference* 13:260–265.
- VITALPRO Vezetési Tanácsadó és Szolgáltató Kft. 2010: Integrált Városfejlesztési Stratégia. Városfejlesztési Kézikönyv- Második javított kiadás, 5–52.
- WALICZKY Z. 1991: Beszámoló az énekesmadarak monitoring típusú állományfelmérésének első két évéről. *Aquila* 98: 163–168.
- A Környezetvédelmi Miniszter 13/2001. (V. 9.) KöM rendelete a védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közöttételéről (http://www.njt.hu/cgi_bin/njt_doc.cgi?docid=56000.228846)

STUDY ON THE OCCURRENCE OF PASSERINE BIRD SPECIES, AND THE FACTORS
INFLUENCING IT IN AN INHABITED POPULATED AREA, JÁSZFÉNYSZARU

SZ. BÓTI, M. HELTAI

Szent István University, Institute for Wildlife Conservation
H-2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: boti.szilvia@gmail.com

Keywords: songbirds, diversity, bio-indicator, urban areas

Similarly to the rest of the world, cities of Hungary have also shown increase in their number, their size and their population over the last decades. Songbird species moving in cities are excellent indicators of life quality and prospects of urban habitats. Due to their feeding habits and their lifestyle, songbirds are especially sensitive to any changes of their habitat. Therefore, the aims of our study were: (1) assessment of the bird population of Jászfényszaru, (2) examining habitat factors influencing the annual dynamics of the appearance and occurrence of certain species, such as distance from the border of the populated area, and vegetation of the gardens and publicly owned lands. Jászfényszaru, our study area, is a town of 380 ha with a population of almost 6000. In the course of our research we used the method of point count to estimate the number of bird species and individuals. Counts were made for exactly 5 minutes once in a month over the period of one year at every fixed point of observation (33 points altogether). When examining the vegetation, we collected data of the trees / bushes surrounding the nearest 10 houses at every point of observation. For this, we created 5 categories: parks, cultivated gardens, orchards, evergreens and other deciduous species. Habitat diversity was determined by Shannon-Wiener index (H) and uniformity index (EH). In the course of our survey we observed 23 bird species inside the town. All year long both the number of species and that of individuals were less in the centre of the town than in the outskirts of it. Points at the centre also showed lower diversity than those closer to the edge of the town. Number of individuals was influenced by the proportion of parked and cultivated lands.

LEFOLYÁSI VISZONYOK TALAJSZEMPONTÚ ANALÍZISE ULTRA-KISMÉRETŰ VÍZGYŰJTŐKÖN

PIRKHOFFER Ervin¹, CZIGÁNY Szabolcs¹, HEGEDŰS Péter²,
BALATONYI László² és LÓCZY Dénes¹

¹Pécsi Tudományegyetem, Környezettudományi Intézet, Talajtani és Klimatológiai Tanszék
7624 Pécs, Ifjúság u. 6., e-mail: sczigany@gamma.ttk.pte.hu

²Pécsi Tudományegyetem, Földrajzi Intézet, Földtudományok Doktori Iskola
7624 Pécs, Ifjúság u. 6.

Kulcsszavak: hegy és dombvidéki árvíz, HEC-programcsalád, talajnedvesség, üledékvastagság, lefolyási szcenárió

Összefoglalás: Konvektív viharok gyakran eredményeznek hirtelen levonuló árvizeket, amelyek komoly veszéllyel fenyegetik a vízgyűjtő településeit. Az ilyen típusú árvizek néhány órás előrejelzése nem csak a csapadék, hanem a domborzat, a talajok és a felszínhasználat nagy térbeli heterogenitása miatt is különösen nehéz feladat. A megfelelő előrejelzés egyik módja a numerikus modellek használata. A jelen munka célja a talajnedvesség és talajvastagság hatásának vizsgálata a Pósa-völgyi mintavízgyűjtő lefolyási viszonyaira a Hydrologic Engineering Center, Hydrologic Modeling System HEC-HMS lefolyási modell segítségével. A Sás-patak (Bükkösi-víz vízrendszere, Ny-Mecsek) vízhozam-mérései alapján megfigyelt két árhullámot a HEC-HMS lefolyási modellel reprodukáltuk. Ez utóbbi modellfuttatás esetében a környezeti paraméterek jelentős részét mért terepi adatokkal kalibráltuk. A legpontosabb modelleredmények eléréséhez ezért mértük a talajvastagságot, a talajnedvességet, a maximális beszívási sebességet, a csapadékot és a vízhozamot, valamint számoltuk az összegyűlekezési időt a csapadékintenzitás függvényében. A modellfuttatások azt mutatják, hogy a terepen mért talajvastagság értékek csak kis mértékben változtatják meg a becsült lefolyás nagyságát. Eredményeink szerint 24 cm víztározás felett (porozitástól függően kb. 50 cm vastagságú ásványi talajok esetében) pedig a modell szerint a talajvastagság alig van hatással a lefolyásra. A HEC-HMS modellfuttatások egészen kis talajnedvesség- különbségek esetén is nagyon eltérő tetőző vízhozam (Q_{max}) és kumulatív kifolyó vízmennyiség értékeket szolgáltatottak, azaz a program rendkívül érzékeny erre a környezeti peremfeltételre. Emiatt egy nagy térbeli felbontású talajnedvesség és hidrometeorológiai monitoring hálózat elengedhetetlen feltétele egy operatív villámárvíz előrejelző rendszernek.

Bevezetés

A gyorsan változó időjárási jelenségek és következményeik gyakran okoznak környezeti katasztrófákat (jégeső, árvizek, iszapfolyások), melyek jelentős gazdasági veszteséget és esetenként emberéleteket is követelnek (NOVÁKY 2003; SZESZTAY 1991; SZLÁVIK 2003). A legsúlyosabb természeti katasztrófák hazánkban légköri konvekcióhoz, szupercellákhoz és viharokhoz köthetők (HORVÁTH 2005). Az ilyen légköri jelenségek egyik legsúlyosabb következményei a domb- és hegyvidéki területeken megjelenő villámárvizek (HORVÁTH 1999).

Az Európai Unió Környezetvédelmi Hivatala szerint az árvizek a legnagyobb gazdasági károkat okozó természeti jelenségek Európában. 1998 és 2002 között körülbelül 100 jelentősebb árvíz mintegy 700 halálesetet és 25 milliárd eurós kárt okozott, valamint mintegy 25 000 ember kitelepítését tette szükségessé (EEA 2005). Habár a károk jelentős részét a nagy folyókon megjelenő, úgynevezett „hagyományos” árvizek okozták, mind gyakrabban jelennek meg árvizek hegy- és dombvidéki kisvízfolyásokon is, melyeknek az átlagos vízgyűjtő területe mindössze 10–100 km². Ezek az úgy nevezett villámárvizek legfeljebb 6 óra alatt lezajlanak (GEORGAKAKOS 1986, 1987; COLLIER 2007). Azonban villámárvizeket nem csak a nyári félév konvektív csapadékeseményei okozhatnak, ha-

nem esőzés által kiváltott intenzív hóolvadás is a téli félévben (PIRKHOFFER et al. 2008). A harmadik, mind gyakrabban megjelenő változata a villámárvizeknek az ún. városi árvizek, melyeket a beszivárgás teljes hiánya és általánosságban az emberi tényezők váltják ki (COBBY et al. 2008; GYENIZSE 2009).

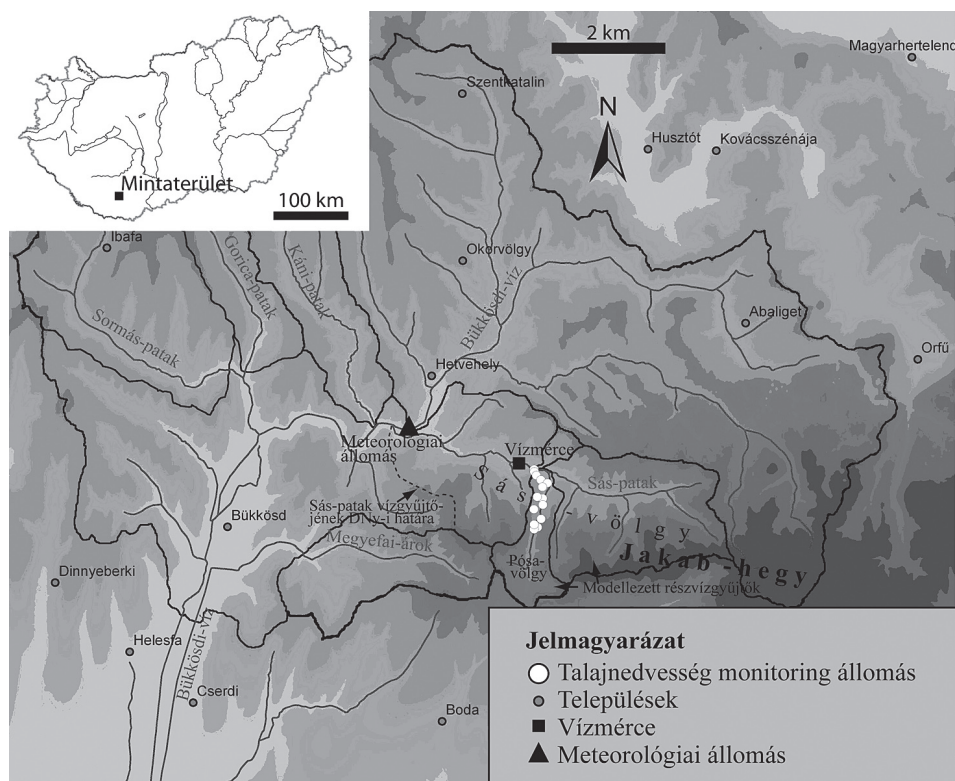
A nagyintenzitású csapadékok jelentős gazdasági károkat okoztak és okoznak Magyarország hegy- és dombvidéki területein (HÍZSÁK 2005). A Vértes-hegységben az Által-ér előntötte a patak völgyet az után, hogy 253 mm csapadék hullott a vízgyűjtőre 1953. június 4-én (SZILÁGYI 1954). Számos ház és a vasúti töltés egy szakaszát sodorta el a Bükkösdí-víz árvice Hetvehelyen, a Nyugat-Mecsekben 1987. június 27-én, amikor 6 óra alatt 71–88 mm csapadék hullott (ESZÉKY 1987, ESZÉKY 1992, GYENIZSE és VASS 1998). A legnagyobb károkat Hetvehely község nyugati részéről jelentették, közvetlenül a Sás- és Bükkösdí-patakok összefolyása felett. VASS (1997) szerint, tagolt domborzata és a meredek völgyoldalok miatt a Sás-patak az egyik legjelentősebb okozója a Bükkösdí-patakon észlelt árvizeknek. Az utóbbi idők legnagyobb, villámárvizek okozta gazdasági kárát Mátrakeresztesről jelentették 2005. április 18-án, amikor a Csörgő- és Kövicses-patakok áradtak meg és öntötték el a település alsó részét (HORVÁTH 2005). A károk becsült összege elérte az 1 milliárd forintot. Kaposvár városát 2008. augusztus 21-én árasztotta el a Kapos, amikor 3 óra alatt 105 mm csapadék hullott.

A jelen vizsgálat célja, hogy a HEC-HMS numerikus modellel bemutassa a talajvastagság és a talajnedvesség hatását a felszíni lefolyásra, valamint a villámárvizek kialakulására. A legpontosabb modelleredmények eléréséhez ezért mértük a talajvastagságot, a talajnedvességet, a maximális beszivárgási sebességet, a csapadékot, az összegyülekezési időt, valamint vízhozamot. A modelleredmények verifikálását a Sás-patak 2008–2009 során tapasztalt két legnagyobb árvizére (2008. június 4. és 2009. július 2.) végeztük el. A 2008. június 4-i eseményhez nem álltak rendelkezésünkre talajnedvesség adatok, a 2009. július 2-i eseményre pedig csak időben interpolált, megközelítő adatokkal rendelkezünk. A két esemény esetében így a HEC-HMS program segítségével, modellfuttatások során rekonstruáltuk a talajnedvességet.

Anyag és módszer

A Sás-patak vízgyűjtőjének általános jellemzői

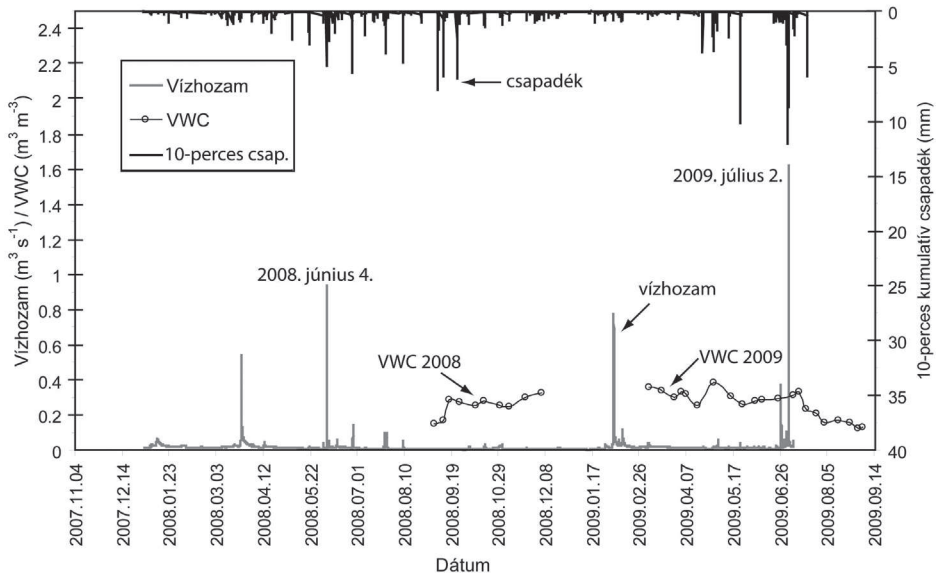
A vizsgált terület a Sás-patak felső vízgyűjtőjén helyezkedik el a Mecsek északnyugati részén (1. ábra). A vizsgált két részvízgyűjtő együttes területe 6,7 km². A Sás-patak felső szakasza tipikus felsőszakasz-jelleget mutat, meredek falú (20° felett) V-alakú völgygel. A 14 monitoring állomás a nyugati kisebb, 1,7 km² területű vízgyűjtőben (Pósa-völgy) helyezkedik el. A monitoring állomásokon hordozható Time Domain Reflectometer (TDR) elven alapuló szenzorokkal (Spectrum TDR-300, Spectrum Inc., Planfield, Illinois, Egyesült Államok) határoztuk meg a talajnedvességet 20 centiméter hosszú rozsdamentes acél elektródákat alkalmazva. A *Corine Land Cover* 2000 adatbázis adatai alapján a vízgyűjtő 90,6%-a lombos erdővel, főként bükkal (*Fagus sylvatica*) és gyertyánnal (*Carpinus betulus*) fedett, foltokban tarvágásokkal tarkítva. A Sás-patak vízjárása erősen változó, vízhozama 0,001752 m³ s⁻¹ és 0,9351 m³ s⁻¹ között változott 2008. január 1. és 2009. július 7. között (2. ábra). Ebben az időszakban a legmagasabb vízhozamot 2009. július 2-án 23:00 CET órákor rögzítették. A patak szélsőséges, erősen csapadékfüggő vízjárását jól érzékelteti a 2. ábra.



1. ábra A vizsgált vízgyűjtő elhelyezkedése a Sás-patak felső szakaszán
 Figure 1. Location of the studied watershed in the upper catchment of the Sás Stream

A villámárvizeket kiváltó környezeti peremfeltételek monitoringja

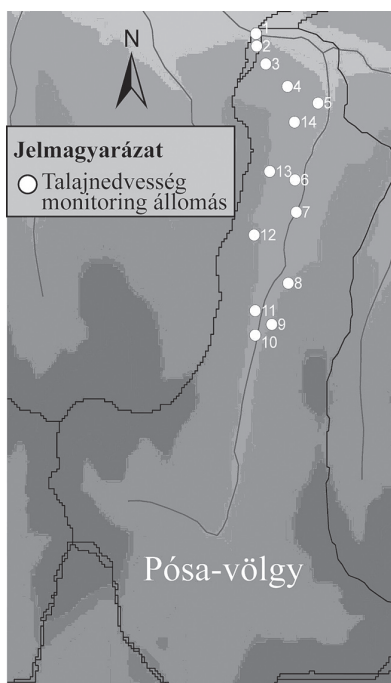
A HEC-HMS program megfelelő pontosságú kimeneti eredményeihez környezeti adatok mérése elengedhetetlen. A jelen munkában a talajnedvesség, a talajtextúra és az üledékvastagság vizsgálatát végeztük el a Pósa-völgyben. A Sás-völgy nyugati részvízgyűjtőjében 2008. szeptember 5. és december 5., valamint 2009. március 6. és szeptember 5. között 5–14 naponként mértük a talajnedvességet, valamint időszakosan csapadékos és lombkorona fedettséget határoztunk meg a 14 monitoring állomáson (3. ábra). Mivel a lefolyás nagymértékben meghatározza a talajnedvesség, a vízgyűjtő monitoringja során különleges hangsúlyt fektettünk a talajnedvesség rendszeres mérésére. A talajnedvesség tagolt domborzat esetén ugyanis nagy térbeli heterogenitást mutat. Az egyszerűbb lefolyási modellekben azonban vízgyűjtőnként csak egy talajnedvesség érték adható meg, amely nem szükségszerűen reprezentálja a teljes vízgyűjtő talajnedvesség-viszonyait.



2. ábra A Sás-patak vízhozama 2008. január 1. és 2009. július 7. között, átlagos talajnedvesség tartalom (VWC) a Pósa-völgyben 2008. szeptember 5. és 2009. szeptember 5. között, valamint a 10-perces csapadék adatok a Sás-völgy nyugati szélén 2008. január 1. és 2009. július 23. között

Figure 2. Flow time series of the Sás Stream between January 1, 2008 and July 7, 2009, mean soil moisture content time series in the Pósa Valley between September 5, 2008 and September 5, 2009, and 10-minute cumulative rainfall time series at the western edge of the Sás Valley between January, 1, 2008 and July 23, 2009

A talajnedvességet TDR (Time Domain Reflectometry) technikával határoztuk meg. Amérőműszert (TDR-300, Planfield, Illinois, Egyesült Államok) előzőleg laboratóriumban kalibráltuk, s a terepi mérések során 20 cm hosszú rozsdamentes acélelektrodákkal voltak felszerelve. Így a mért talajnedvesség adatok a talaj felső 20 cm-nek átlagát jelentik. A talajnedvességet a GPS-szel bemért és megjelölt monitoringállomás 1,5 méteres sugárral határolt területén belül határoztuk meg véletlenszerűen. Minden monitoringállomáson alkalmanként általában 3 mérést végeztünk, mivel ilyen kis területen is heterogén volt az aljnövényzet, illetve az avarborítás. Ahol a durva vázrészecskék aránya magasabb volt (7–9. számú mérőhely) a mért talajnedvesség értékek alacsonyabbak voltak a 14 mérőpont átlagánál, szórásuk nagy volt, így ezeken a mérőpontokon 5 mérést végeztünk. A TDR által mért eredményeket alkalmanként gravimetrikus módszerrel (FLINT és FLINT 2002 mérési protokollját követve) ellenőriztük. A vizsgálat kezdetén avarral nem fedett területeken is végeztünk méréseket, azonban nem tapasztaltunk szignifikáns különbségeket az avarral fedett mintapontokhoz képest, így ezeket az összehasonlító méréseket a későbbiekben nem folytattuk. A mért adatokat ezt követően ArcGIS 9.2. szoftverkörnyezetben térképen ábrázoltuk, a távolság négyzetével fordítottan arányos interpolációs eljárást alkalmazva. Mivel a TDR mérőműszer térfogati alapon meghatározott nedvességtartalmat mér (θ_v), ezért a mért értékeket a HEC-HMS által megkövetelt víztelítettség értékbe kellett átszámolnunk. A konverzióhoz szükségünk volt a talaj porozitásának ismeretére, amely az alábbi összefüggés segítségével számolható (HILLEL 1998):



3. ábra A talajnedvességmérő monitoring állomások (fehér kör fekete kontúrral) elhelyezkedése a Sás-patak nyugati vízgyűjtőjében, illetve annak közvetlen szomszédságában.

A folytonos fehér vonal a vízgyűjtő határvonala.

Figure 3. Location of the soil moisture measuring stations (white dots with black outline) in the Pósa Valley and its immediate vicinity. The solid white line indicates the outline of the Pósa Valley watershed.

$$\varepsilon = 1 - \left(\frac{\rho_b}{\rho_s} \right) \quad (1)$$

ahol ρ_b = térfogattömeg, ρ_s = fajlagos sűrűség

A talajok porozitását piknométer segítségével határoztuk meg FLINT és FLINT (2002) módszere alapján. A 14 mérőponton gyűjtött talajminták átlagos porozitása 0,48 (0,46 és 0,49 szélső értékekkel) volt, így a talajnedvesség ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) és a víztelíttség (%) közötti konverziós faktor értéke 100/0,48-nak, azaz 208-nak adódott. Az egyes mintavételi helyeken mintegy 1 kg tömegű talajmintát gyűjtöttünk. A mért térfogati talajnedvesség tartalom adatokat (θ_v) az alábbi egyenlettel számoltuk át (nedvesség)telítettségi %-ba (S):

$$S = \theta_v \cdot \varepsilon^{-1} \cdot 100 \quad (2)$$

Talajvastagság adatok

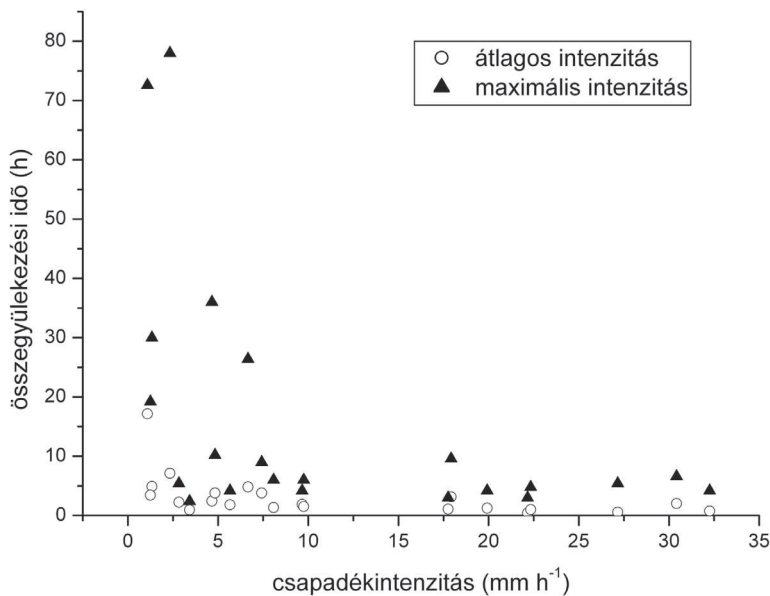
A talajvastagságot Vertical Electric Sounding (VES) technikával RESP-12 multielektrodás, geoelektromos műszerrel 85 ponton határoztuk meg. A VESZ mérések verifikálására 9 ponton validáló karotázs fúrásokat végeztünk, valamint a vízgyűjtőben korábban mélyített három, a Mecseki Ércbányászati Vállalat által mélyített fúrás adatait is felhasználtuk.

Vízhozamérési adatok

30 perces vízhozam adatokat a Sás-patak középső szakaszán található, a Mecsekérc Rt. által működtetett vízmérce szolgáltatja (N46°07'12.29", E18°04'07.05").

A hidraulikai paraméterek beállításai

A hidraulikai paraméterek beállításához a *Clark Unit Hydrograph* függvényt alkalmaztuk. Az összegyülekezési időt a csapadékesemény maximuma és az árhullám maximuma között eltelt időből, illetve az adatpontokra illesztett függvényből határoztuk meg (4. ábra). Az összegyülekezési idő nagymértékben függ a csapadékkintenzitástól, ezért minden egyes csapadék-vízhozam párra meg kell határozni.



4. ábra A csapadékkintenzitás és az összegyülekezési idő (T_c) közötti összefüggés a Sás-patak árvizeinek és nagyvizeinek összehasonlító elemzése alapján 2005. július 1. és 2010. december 25. között

Figure 4. Time of concentration as a function of mean and maximum based on the analysis of the floods of the Sás Stream between July 1, 2005 and December 25, 2010

A hidrológiai modell input paramétereinek és beállításai

A két kiválasztott árvízi esemény közül a 2009. július 2-i eseményre viszonylag pontos háttér adatok (10 perces csapadék, talajnedvesség és felszínhasználat) álltak rendelkezésünkre. A 2008. június 4-i eseményre viszont nem volt mért talajnedvesség adatunk.

A HEC-HMS veszteségi paramétereinek közül a *Soil Moisture Accounting* modult használtuk, ahol a beszivárgás és a felszíni elfolyás arány a talajoldali input adatok megadásával parametrizálható. A modulban beállított, és a legjobb modellfuttatáshoz beállított paraméterek az 1. táblázatban olvashatók. A csapadékeseményt megelőző input adatként felhasznált talajnedvesség értékeket TDR mérésekkel és térbeli interpolációval határoztuk meg, illetve becsültük.

A statikus adatokat természetesen nem változtattuk a három kiválasztott villámárvízi esemény szimulációja során, azonban a dinamikus peremfeltételek (talajnedvesség tartalom) eltérő kezdeti értékekkel rendelkeztek.

1. táblázat Mérési és meghatározási módszerek, valamint a legjobb szimulációhoz felhasznált értékek a HEC-HMS talajoldali veszteségi paraméter moduljában (*Soil Moisture Accounting*), valamint a hidraulikai moduljában a modellezett árvízi eseményeknél

Table 1. Measurement methods and input parameters in the Soil Moisture Accounting loss methods module of the HEC-HMS used for best reproduction of the observed flow time series of the two modeled floods of the Sás Stream

<i>Input paraméter</i>	<i>A legjobb szimuláció esetében használt érték</i>	<i>Mérési/meghatározási módszer</i>
<i>Tározás a lombkoronaszintben (mm)</i>	4	archív adatok alapján becslt
<i>Lombkoronaszint telítettség (%)</i>	0	a levélnedvesség szenzor mérései alapján becslt
<i>Felszíni tározás (mm)</i>	5	a domborzati modell alapján becslt
<i>Felszín víztelítettség</i>	0	becslt
<i>Talajnedvesség-tartalom (m³ m⁻³)</i>	0,279/0,277 ¹ 0,370/0,368 ²	mért (TDR, Spectrum TDR-300)
<i>Talajnedvesség-telítettség (%)</i>	57,0/56,6 ¹ 77,0/76,5 ²	mért (TDR, Spectrum TDR-300)
<i>Maximális beszivárgási sebesség (mm h⁻¹)</i>	37	mért (DECAGON Mini Disc Infiltrrometer)
<i>Talaj és üledékvastagság (cm)</i>	120 felett	mért, fúrás, dinamikus szondázás és VESZ
<i>Összegyülekezési idő (h)</i>	1,37/1,2/1,33 ³ 0,35/1,1/1,083 ⁴	mért/számított
<i>Tározási állandó (h)</i>	0,9/0,9 ⁵ 1,1/1,3 ⁶	becslt

¹ 2008. június 4-i esemény: első érték a nagyobbik, második a kisebbik vízgyűjtő esetében

² 2009. július 2-i esemény

³ 2008. június 4., nyugati/keleti/teljes vízgyűjtő

⁴ 2009. július 2., nyugati/keleti/teljes vízgyűjtő

⁵ 2008. június 4., nyugati/keleti/teljes vízgyűjtő

⁶ 2009. július 2., nyugati/keleti/teljes vízgyűjtő

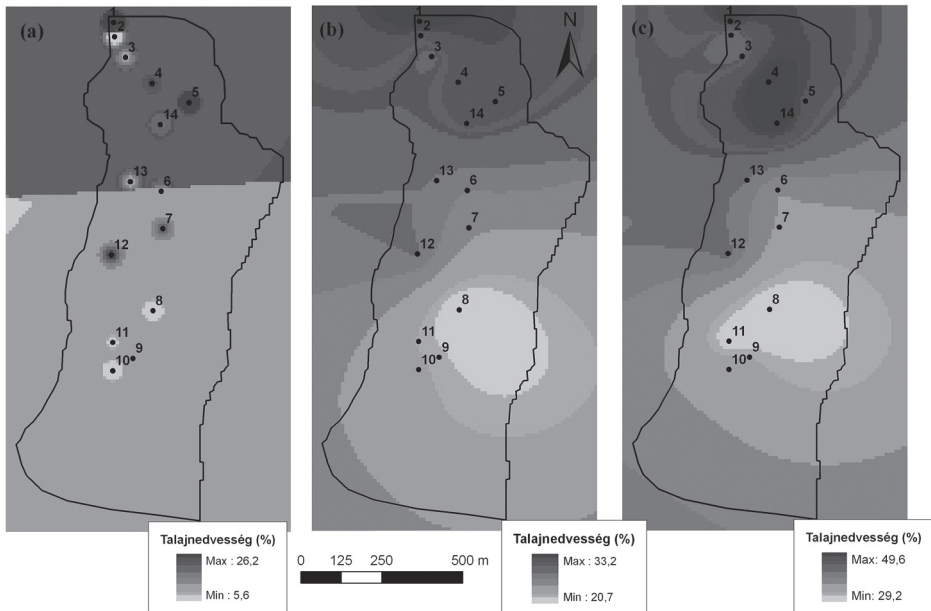
Eredmények

A talajoldali peremfeltételek adatai és eredményei

Általában elmondható, hogy a domborzat – a talajban található durva vázrészek mérsékelt hatása mellett – erőteljesen befolyásolta a talajnedvesség-tartalmat. Az ArcGIS-ben elvégzett interpoláció és a mért adatok alapján megállapíthatjuk, hogy a legmagasabb

talajnedvesség értékek az ártér peremén mérhetők, leginkább a terület északi részén, az 1-es, és 2-es mérőpontok közelében, míg a magasság növekedésével általában csökkent a talajnedvesség tartalom. A minimum talajnedvesség értékek esetén szignifikáns különbség tapasztalható a terület északi (alacsonyabb), és déli (magasabb) részén megfigyelhető értékek esetében, továbbá az értékek sok esetben csak a mérőpontok közvetlen közelében változnak arányosan (5a ábra). Az átlag és maximum értékek esetén hasonló az interpolált értékek tendenciája, azonban az értékek fokozatosabban változnak, emellett a vízgyűjtő nyugati felén magasabb értékek figyelhetők meg (5b és 5c ábra). Mindhárom esetben a legalacsonyabb értékek a 8-as mérőponthoz kapcsolódnak, ennek környéke a legszárazabb.

A monitoring időszakban mért talajnedvesség értékek $0,051 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ (2008. szeptember 5.) és $0,496 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ (2008. október 17.) között változtak (6. ábra). Az átlagos talajnedvesség értékek $0,148 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ és $0,381 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ (2009. április 30.) között ingadoztak. A mérések 2008. december 5. és 2009. március 6. között szüneteltek.

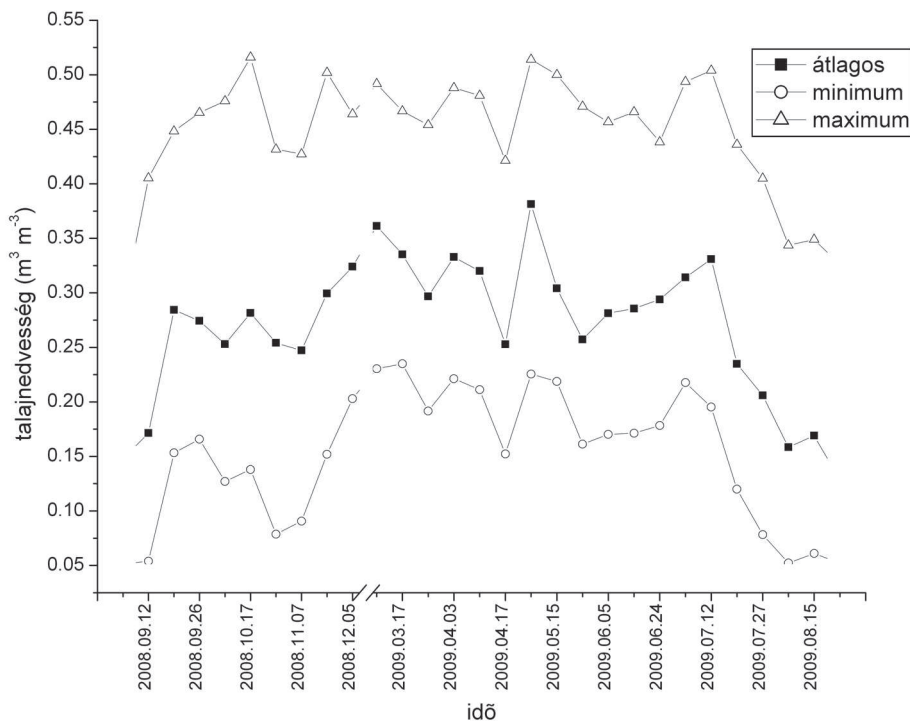


5. ábra Az interpolált talajnedvesség értékek a 14 mérőállomás minimum (a), átlag (b) és maximum (c) értékei alapján. A sötétebb pixelek magasabb talajnedvesség-tartalmat jelölnek.

Figure 5. Interpolated soil moisture contents measured at the 14 monitoring stations based on the minimum (a), mean (b) and maximum (c) values. Darker pixels indicate higher soil moisture content

A 8-as mérőpont alacsony értékeiért valószínűleg a sekély talaj és a durva fragmentumok magas aránya felelős. Átlagosan a második legalacsonyabb talajnedvesség értékeket a 2. monitoring állomáson figyeltük meg. Itt durva vázrészek nem találhatók a feltalajban, azonban a beszivárgás nagymértékű a rizoszféra gazdagsága és a preferenciális folyáspályák nagy száma miatt, amit a jelen kutatás helyszíni beszivárgási kísérletei is megerősítettek. Az előbbieken kívül a 2. számú monitoring állomás talajának morzsás szerkezete is növeli a beszivárgás sebességét. A 10. mérőállomás 5 évvel ezelőtti tarvágás

helyén helyezkedik el, ezért itt az erdőhöz képest a talaj nedvességtartalmának időbeli változása szélsőségesebb. Azonban a területi változások a különböző mérési időpontokban, a 14 monitoring állomás között, azaz térben egymáshoz viszonyítva meglehetősen következetesek. Összességében valószínűsíthető, hogy a talaj fizikai féleségének változása mellett az orografikus okokra visszavezethető talajvastagság különbségek jelentős mértékben hozzájárulnak a talajnedvesség nagy térbeli heterogenitásához.



6. ábra A 14 állomás minimum, maximum és átlagos talajnedvesség-tartalma 2008. szeptember 5. és 2009. szeptember 5. között

Figure 6. Mean, minimum and maximum soil moisture values of the 14 monitoring stations measured between September 5, 2008 and September 5, 2009

A talajvastagság adatok fő forrása az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet (TAKI) által szerkesztett AGROTOPO adatbázis volt. Ebben az adatbázisban azonban csak a termőréteg vastagság szerepel, amely nem egyezik meg a teljes talaj-, közetmálladék- és üledékvastagsággal. Az AGROTOPO adatbázis szerint a termőréteg vastagsága a Pósa-völgyben és közvetlen környezetében 20–40 cm között ingadozik. Ez alól mindössze a vízgyűjtő ÉK-i széle kivétel, ahol az AGROTOPO adatbázis szerint a termőréteg vastagsága meghaladja a 100 cm-t.

A területen a laza pannon üledékek, valamint a homokkő málladékának vastagsága a VESZ és a kontroll fúrások alapján helyenként, az alluviális völgytalp peremén megközelítik, illetve meg is haladja a 10 m-t. A VESZ fúrások alapján meghatározott tömör közet mélysége 1,47 és 15,38 m között változott. A jelen kutatás keretében végzett terepi fúrások alapján (9 db) 1,2 és 5,0 m között, a korábbi MÉV által mélyített fúrások

(3 db fúrás adatai álltak rendelkezésünkre a Pósa-völgy esetében) szerint pedig 8,0 és 9,8 m között változott a tömörkőzet feletti rész (üledék+málladék+talaj) összvastagsága a vizsgált területen (2. táblázat). A VESZ mérések meglehetősen nagy pontossággal reprodukálták a fúrások által mért üledékvastagságokat (2. táblázat).

2. táblázat Üledékvastagság értékek a Pósa-völgyben terepi fúrások és VESZ által megállapított mélységek alapján

Table 2. Sediment and regolith depth values in the Pósa Valley based on the VES measurement and field borehole measurements

<i>Fúrás azonosítója</i>	<i>Fúrómag átmérője (mm)</i>	<i>Fúrásmélység alapján megállapított üledékvastagság (m)</i>	<i>VESZ (Vertical Electric Sounding) módszerrel megállapított talajmélység (m)</i>
MÉV 5056	n.a.	8	n.a.
MÉV 5043	n.a.	9,8	n.a.
MÉV 5026	n.a.	8,9	n.a.
V41/6	125	5,0	4,9
V42/6	125	2,8	3,1
V43/6	125	4,9	5,7
S1/1	60	2,0	2,1
S1/2	60	1,4	1,6
S1/3	60	2,2	2,1
S1/5	60	1,2	1,5
S1/6	125	1,2	1,0
S1/7	125	3,3	2,9
	Átlag:	2,66/4,23 ¹	2,76

¹ MÉV fúrások nélkül/MÉV fúrásokkal

A maximális beszívargási sebesség, mint input hidrológiai paraméter meghatározása részben irodalmi adatok alapján (pl.: JURY et al. 1991; HILLEL 1998), részben pedig a legfelső talajszintekből gyűjtött talajok fizikai talajféleségének (méreteloszlásának) és talajstruktúrájának meghatározásából, valamint DECAGON gyártmányú infiltrómeter segítségével történt. Irodalmi adatok alapján (pl. MILLER és GARDINER 1998), vályog esetében a kezdeti beszívargási sebesség, i_{max} értéke 2–6 cm h⁻¹ között ingadozik. A rekonstrukció kapcsán megpróbáltuk a csapadékösszegek lefolyásra gyakorolt hatását is szemléltetni. A csapadékeseményt megelőző talajnedvesség esetén 4 fő kategóriát különítettünk el (nagyon száraz: 0–0,125 m³ m⁻³; száraz: 0,125–0,250 m³ m⁻³; nedves: 0,250–0,375 m³ m⁻³; illetve 0,375–500 m³ m⁻³). A talaj fizikai paramétereinek térbeli heterogenitása, illetve a csapadék intenzitásának változása miatt az összefüggések feltárása nem egyszerű, azonban kis vízgyűjtők esetében – így a mintaterületünkön is – megfelelően alkalmazható. A 8. ábrán bemutatott összefüggések alapján kalibrálható a talajnedvesség csapadékeseményre gyakorolt reakciója, egy bizonyos időintervallumban.

Az 1. mérőállomásnál nem határoztuk meg a fizikai talajtípust, mivel ez a mérőpont már az alluviális völgytalpon fekszik, így a lefolyásra nem hat jelentősen. A 250 µm-nél

kisebb szemcsék vizsgálata alapján (tehát a közepes és durva homok frakciókat figyelmen kívül hagyva), egy kivétellel – a vízgyűjtő talajaiban túlnyomó többségben az iszap frakció dominál. Az agyag frakció mindkét minta esetében a mélyebb rétegekben (100 illetve 260–320 cm-es szelvények) van számottevően jelen, ahol 20%-os értéket is megfigyelhetünk (7a és 7b ábra). A terület jellemző genetikai talajtípusa az agyagbemosódásos barna erdőtalaj, emiatt a talaj B-szintjében magasabb az agyagtartalom, ami jelentősen befolyásolhatja a mélyebb rétegek beszivárgási viszonyait. Azonban, a nagy-intenzitású csapadékeseményeknél a talajnak csak a legfelső 10–20 cm-es rétege ázik át, így az alsóbb rétegek beszivárgása tulajdonságai csak hosszabb idő után fejtik ki hatásukat a lefolyás-beszivárgás arányára. A szerzők terepi Decagon mini disk infiltrométeres mérései alapján a mért kezdeti (maximális) beszivárgási értékek 2–7 cm h⁻¹ között ingadoztak (4. táblázat).

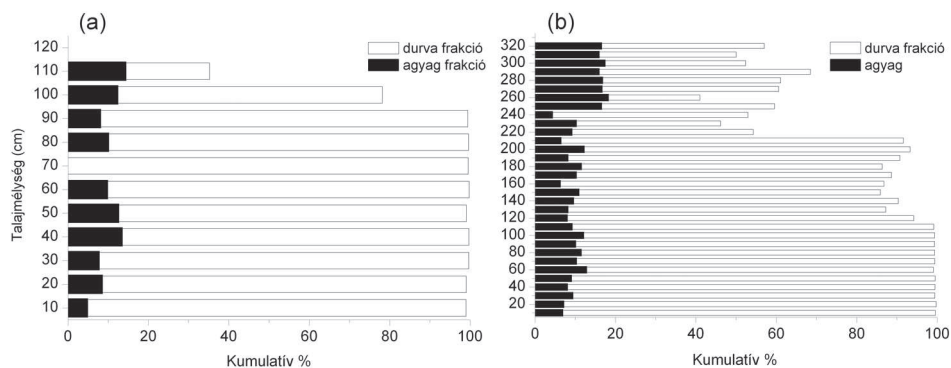
A két vizsgált árvízi esemény hidrometeorológiai rekonstrukciója

A 2008. június 4-i esemény rekonstrukciója

Ez az árvíz június 4-én a késő éjjeli órákban érte el tetőpontját, amikor a vízhozam elérte a 0,93 m³ s⁻¹ értéket egy 25 mm-es kumulatív csapadék következtében. A konvektív, nagy intenzitású csapadékesemény során a maximális csapadékintenzitást (7,5 mm/10 perc) a késő délutáni órákban regisztrálták. A csapadékgóc kb. 18:30 és 19:00 CET között tartózkodott a Sás-patak vízgyűjtője felett. A csapadékesemény rekonstrukcióját a közeli meteorológiai állomások, valamint radaradatok alapján végeztük el.

Mivel mért talajnedvesség értékek ebből az időszakból nem álltak rendelkezésünkre, ezért a talajnedvesség adatokat az 5 és 6 nappal az árvízét követően TDR mérések átlagolásával becsültük korábbi terepi tapasztalatok alapján.

A 2008. június 4-i csapadékeseményt megelőző csapadék május 20-án és május 21-én hullott, 22,1 mm, illetve 10,2 mm mennyiséget regisztráltak a Sás-völgy nyugati végében, azaz a talajnedvesség viszonylag alacsony lehetett. A 2008. június 10-i mérés során a talaj nedvességtartalma (θ_v) a Pósa-völgyben átlagosan 0,173 m³ m⁻³-nek adódott. Összegezve a fenti következtetéseket és mért adatokat, a talajnedvesség értéke 2008. június 4-én a csapadékesemény előtt nagy valószínűséggel 0,168 és 0,216 m³ m⁻³ között változott.



7. ábra A talajminták durva frakcióinak és agyagtartalmának kumulatív eloszlása 10 cm-es szelvényenként
 Figure 7. Cumulative percentages of coarse and clay fractions of the soil samples taken at two selected locations, at 10 cm layers

A HEC-HMS szimulációk a legjobb egyezést akkor mutatták a mért és modellezett vízhozam idősorokkal, amikor a kezdeti talajnedvesség értéket $0,274/0,272 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ -nek (nyugati/keleti vízgyűjtő) állítottuk be. Ebben az esetben a modellezett maximális vízhozam érték mindössze 1,3%-al haladta meg a mért ($0,93 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) értéket. A megfigyelt kifolyó vízmennyiség 7299 m^3 volt, ez mindössze 0,01%-kal tért el a legjobb egyezést mutató modellezett értéktől (3. táblázat).

A modell érzékeny volt a kezdeti talajnedvesség érték változtatásra. Amikor a talajnedvesség értéket 1% telítettség értékkel csökkentettük (kb. $0,05 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) akkor a Q_{max} értéke majdnem felére csökkent ($0,93 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ -ről $0,513 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ $0,93 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ -re, 3. táblázat). Amikor azonban a kezdeti talajnedvesség tartalmat $0,05 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ -rel megnöveltük a legjobb modellezett értékhez képest, akkor a modellezett tetőző vízhozam 36%-kal haladta meg a mért értéket (3. táblázat).

A talajvastagság adatokat részben a mérésekre alapozva állítottuk be. A jelen kutatás keretében végzett fúrások szerint az átlagos talaj- és fedőüledék-vastagság a Pósa völgyben 266 cm (2. táblázat), ami $0,48 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ porozitás érték esetén 128 cm víztározási kapacitásnak felel meg. Ezt az értéket állítottuk be alapértéknek a modellfuttatásokban. Amikor ezt a víztározási értéket 100 cm -re csökkentettük, a modellezett tetőző vízhozam és a kumulatív kifolyó vízmennyiség mindössze 4,4 és 2,2%-kal haladta meg a mért értékeket. Amikor a legkisebb fúrásértéket, 120 cm -t (58 cm víztározási kapacitás) vettük figyelembe, akkor a tetőző vízhozam és a kumulatív kifolyó vízmennyiség 12,5 és 9,0%-kal volt nagyobb a megfigyelt értékeknél (3. táblázat).

Az ugyanazon mérési pontra elvégzett VESZ üledékvastagság mérésekből 276 cm átlagos üledékvastagság adódott, tehát mindössze 10 cm -rel több, mint a fúrások átlagértéke. Amikor ezt az üledékvastagságot használtuk input adatként a modellfuttatásokban, akkor nem tapasztalatunk eltérést a 266 cm -es értékkel futatott eredményekhez képest (emiatt nem is ábrázoltuk).

3. táblázat Megfigyelt és modellezett tetőző vízhozamok és kumulatív kifolyt vízmennyiség különböző talajnedvesség tartalom értékeknél a 2008. június 4-i (fehér mezőben) és a 2009. július 2-i (szürke mezőben) villámárvízi esemény során (input talajnedvesség értékek: nyugati/keleti vízgyűjtő).

Table 3. Observed and modelled peak discharge values and cumulative outflow at various soil moisture contents for the June 4, 2008 (white background) and the July 2, 2009 (grey background flash flood events (input soil moisture contents: western/eastern watershed)

Vízhozam	Tetőző vízhozam ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)	Eltérés a mért tetőző vízhozam értékhez képest ($Q_{max, megfigyelt} = 100\%$)	Kumulatív kifolyó vízmennyiség (m^3)	Eltérés a mért kifolyó vízmennyiség értékhez képest ($Q_{tot, megfigyelt} = 100\%$)
Megfigyelt	0,930	100,0	7299,0	100,0
Modellezett ($\theta_v = 0,274/0,272 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$)*	0,942	101,3	7299,9	100,0
Modellezett ($\theta_v = 0,269/0,267 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$)	0,513	55,2	46,4	63,5
Modellezett ($\theta_v = 0,279/0,277 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$)	1,366	146,9	9938,7	136,2
Modellezett 1280 mm talajmélység esetében*	0,942	101,3	7299,9	100,01

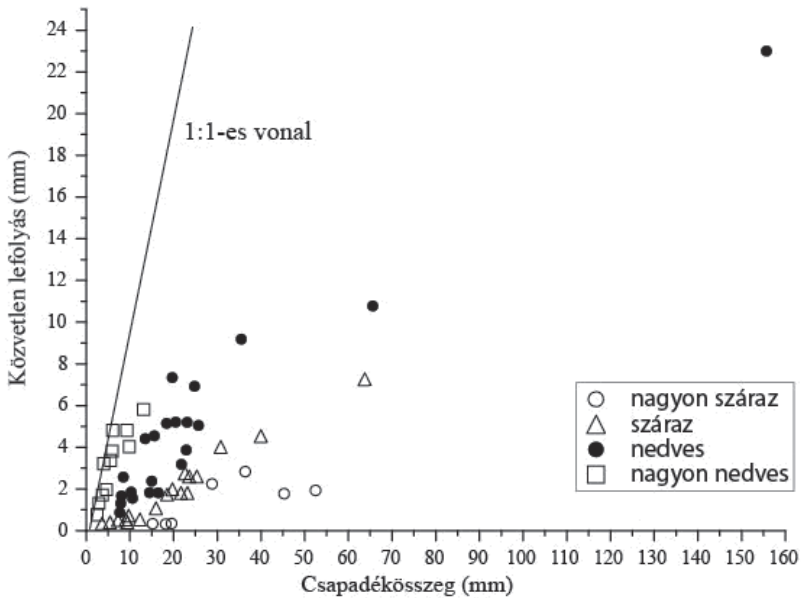
3. táblázat folytatása
Contd Table 3.

Vízhozam	Tetőző vízhozam ($m^3 s^{-1}$)	Eltérés a mért tetőző vízhozam értékhez képest ($Q_{max, megfigyelt} = 100\%$)	Kumulatív kifolyó vízmennyiség (m^3)	Eltérés a mért kifolyó vízmennyiség értékhez képest ($Q_{tot, megfigyelt} = 100\%$)
Modellezett 1000 mm talajmélység esetében	0,971	104,4	7446,6	102,2
Modellezett 580 mm talajmélység esetében	1,046	112,5	7954,2	109,0
Megfigyelt	1,600	100,0	14160,0	100,0
Modellezett ($\theta_v = 0,370/0,368 m^3 m^{-3}$)*	1,621	101,3	12577,0	88,8
Modellezett ($\theta_v = 0,314 m^3 m^{-3}$)	0,162	10,1	2592	18,3
Modellezett ($\theta_v = 0,381 m^3 m^{-3}$)	2,046	127,9	15513	109,6
Modellezett 1280 mm talajmélység esetében*	1,621	101,3	12577	88,8
Modellezett 1000 mm talajmélység esetében	1,627	101,7	12617	89,1
Modellezett 580 mm talajmélység esetében	1,646	102,9	12754	90,1

* legjobb egyezés a mért és a modellezett értékek között

A 2009. július 2-i árhullám rekonstrukciója

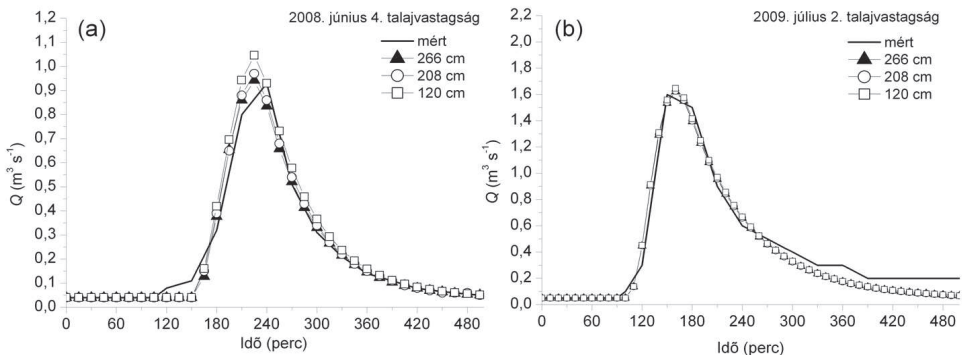
Az eseményt a vízgyűjtő déli, magasabban elhelyezkedő területeire lehulló 18,9 mm heves csapadék váltotta ki. A csapadék maximális intenzitása elérte a 9,8 mm/10 percet, azaz 58,8 mm h⁻¹-t. Az árhullám 21:30-kor kezdődött, a vízhozam pedig 22:30-kor érte el a maximumát (9. ábra). A 9. ábrán, a megfigyelt ($Q_{mért}$) és a modellezett árvízi görbék lefutása látható különböző talajvastagság értékek esetében. A 2008-ban történt méréskor a grafikon (9a ábra) lefutása alapján megállapítható, hogy a talaj vastagságnak megkülönböztetett szerepe van az árhullám súlycsökkentése szempontjából. Az összegyülekezési idő lényegesen nem tér el a három különböző talajvastagság esetében (120, 208, 266 cm vastagságú talajoszlop esetében). A 120 cm vastagságú talaj esetében közel 1,05 m³ s⁻¹ volt a tetőző vízhozam, a legvastagabb mért talaj esetében pedig 0,95 m³ s⁻¹. A tetőzést követően, az apadó fázisban, a három különböző talajvastagságú árhullámgörbe lefutása közel megegyezett a mért adatokkal. 2009-ben mért és ábrázolt árhullámgörbe alapján (9b ábra) a tetőző vízhozam a 120 cm vastagságú talajoszlop esetében 1,7 m³ s⁻¹, az összegyülekezési idő is sokkal rövidebb volt a 2009-es mért és ábrázolt adatok alapján, közel 160 perc, a 2008-as közel 210 perces időhöz képest. Ezen adatok alapján elmondható, hogy sokkal intenzívebb, heves csapadékesemény alkalmával, rövidebb összegyülekezési idő és magasabb mért és modellezett tetőző vízhozamú értékek rajzolódtak ki. Alapvetően a mintaterületünk árhullámgörbe rajzolatát a területre hulló csapadék intenzitása és mennyisége határozza meg.



8. ábra A közvetlen lefolyás és a csapadékösszegek összefüggései a Sás-völgyben.

Az 1:1-es vonal a lineáris regressziót mutatja

Figure 8. Total precipitation as a function of direct runoff in the Sás Valley.
1:1 line indicates the linear regression.



9. ábra A megfigyelt és a modellezett árvízi görbék különböző talajvastagság értékek esetében a 2008. június 4.-i (a) valamint a 2009. július 2.-i (b) árvízi eseményekre
Figure 9. Observed and modeled flow time series at various input soil/sediment depth for the June 4, 2008 (a) and July 2, 2009 (b) flood events

Talajnedvesség méréseket a Pósa-völgy mind a 14 mérőpontján június 24-én valamint július 7-én végeztünk. Június 24-én $0,294 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$, július 7-én $0,314 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ átlagos talajnedvesség értéket mértünk. A minimális talajnedvesség érték a két időpontban az összes állomás esetén $0,178 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ volt, a maximális érték pedig az 1. mérőpont kivételével $0,494 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ volt (4. táblázat). Az 1-es számú mérőállomás már a völgytalpon helyezkedik el, közel vízszintes területen, ezért az itt található domborzati és talajtani viszonyok jelentősen nem járulnak hozzá a felszíni lefolyáshoz.

Általánosságban elmondható, hogy a legjobb egyezést, 0,370/0,368 (nyugati/keleti részvízgyűjtők) $m^3 m^{-3}$ input talajnedvesség értéknél kaptuk. Ez jelentősen meghaladja mind a június 24-i, mind a július 7-i átlagértékeket, azonban a 14 mérőpont közül június 24-én egy (1. mérőpont), július 7-én 5 mérőponton mértünk magasabb értékeket. Feltételezhető azonban, hogy az árhullámot kiváltó megelőző csapadékesemény megnövelhette a talajnedvességet, ezért az input értéként használt talajnedvesség tartalom reálisnak tekinthető. Megjegyzendő azonban, hogy a modellfuttatásokban mindkét vízgyűjtő szerepel, mért adatokat azonban csak a nyugati vízgyűjtőből gyűjtöttünk. A legjobb egyezés esetén a modellezett tetőző vízhozam ismét 1,3%-kal volt nagyobb, mint a mért érték, azonban jelentősebb, 11,2%-os eltérést kaptunk a kumulatív kifolyó vízmennyiség esetében. Ennél a futtatásnál az áradó ág jobb egyezést mutatott, mint a 2008. június 4-i esemény esetében, azonban az apadó ág alsó szakasza („*tailing*”) jelentős mértékben eltért a megfigyelt és a modellezett vízhozam idősorok között (9. ábra).

A talajvastagság, valamint a talaj és az üledékvastagsági értékek beállításakor ugyan-azokat az értékeket (128, 100 és 58 cm) használtuk, mint a 2008. június 4-i árvízi eseményt szimuláló modellfuttatások esetében. Itt azonban a tetőző vízhozamok alig növekedtek a 128 cm-es beállításhoz képest (1,7 és 2,9%-kal), ami elmarad a másik modellezett esemény ugyanilyen beállításakor tapasztaltakéhoz képest. A kumulatív kifolyó vízmennyiség még a csökkentett talaj/üledékvastagság mellett sem érte el a megfigyelt értéket, az eltérést ismét az árhullám apadó ágában tapasztaltuk.

4. táblázat: Az egyes mérőpontokon mért beszivárgási értékek a megfelelő talajnedvesség tartalom függvényében

Table 4. Infiltration values as a function of soil moisture content at the given monitoring stations

2011. március 21.			2011. április 1.		
Mérő-állomás	Max. beszivárgási sebesség ($mm h^{-1}$)	Talajnedvesség tartalom (%)	Mérő-állomás	Max. beszivárgási sebesség ($mm h^{-1}$)	Talajnedvesség tartalom (%)
3	73	48,97	3	64	42,30
4	65	48,27	4	59	31,30
5	24	37,33	5	21	19,30
7	25	45,63	7	13	20,77
8	31	47,37	8	20	32,70
9	42	38,20	9	38	39,27
10	33	49,07	10	17	15,57

Összegzés

A talajnedvesség tartalom becslése

A numerikus modellezés szempontjából különösen fontos a talajnedvesség mérésének időpontja: természetesen a legréálisabb értéket közvetlenül a csapadékesemény kez-dete előtt kell meghatározni, ez azonban nem szolgáltatt kellő időelőnyt a védekezés megszervezésre esetleges katasztrófa esetén.

A talajnedvesség tartalmának becslése meglehetősen nehézkes, mivel ez a paraméter mind térben, mind időben nagymértékben változik. Azonban az egyes mérési pontokon egymáshoz képest következetesen változtak a mért értékek az egyes mérési időpontokban. A talaj kezdeti nedvességtartalmának megállapításakor négy állapotot határoztunk meg (nagyon száraz, száraz, nedves és nagyon nedves). A különféle állapotú talajok esetében kis csapadék mennyiség (20-30 mm) következtében a négyféle nedvességállapotú talajok (talajnedvesség tekintetében) nem mutatnak jelentős szórást a lefolyó vízmennyiségeket tekintve, de növekvő csapadékmennyiséggel növekszik az adatok szórása. Elmondható, hogy a vártnak megfelelően a nedvesebb állapotú talaj esetében megnövekszik a felszíni lefolyása nagysága is. Természetesen a csapadék intenzitásának is nagy hatása van a felszíni lefolyásra, mivel egy intenzívebb csapadék nem képes kiszorítani a háromfázisú talajban található légbuborékokat („csapdába esnek”), így a talaj telítődése nélkül is megnövekszik a felszíni lefolyás mértéke. Természetesen a levegőbuborékok jelenlétében a beszivárgás, illetve a vízvezetőképesség is alacsonyabb a talajban, ez szintén hozzájárul a lefolyáshoz.

Ezt a konzisztens viselkedést jól magyarázza a fizikai talajtípus, a domborzat és a felszínhasználat (lombkorona fedettség) hatása. Kisvízgyűjtőkön az egy ponton mért talajnedvesség jó közelítéssel megadja – egy korábbi kalibrációs mérés, illetve a mérési adatokra illesztett kalibrációs függvény segítségével – a vízgyűjtő többi pontján várható értéket. Így egy ponton történő méréssel (esetleg távérzékelési módszerekkel is), térben extrapolálhatjuk a megfelelő, felső 20 cm-es talajsztintben mért talajnedvesség értékeket. A legveszélyeztetettebb vízgyűjtőkön azonban elengedhetetlenek az *in situ* automatizált mérések, annak érdekében, hogy megfelelő input paramétereket szolgáltatassunk a felszíni lefolyás modellezéséhez.

Amennyiben szabályos időközökben elvégzett talajnedvesség mérések nem elérhetőek, időbeli interpoláció, illetve előrejelzés válhat szükségessé. A megfelelő időbeli interpolációhoz léghőmérséklet adatok, kumulatív csapadék, megfelelő párolgási egyenletek, esetleg vadózus zónára érvényes hidrológiai modellek (pl. Hydrus) szükségesek. Nem erdőszült területeken további meteorológiai adatok, pl. relatív légnedvesség és szélesebbesség is nélkülözhetetlenek.

Egy átfogó, vízgyűjtő szintű hidrológiai monitoring rendszer kiépítése, legalább néhány, reprezentatív kísérleti vízgyűjtő esetében mindenképpen kívánatos, hogy *real time* módban felhasznált adatok numerikus modellekbe történő integrálásával megfelelő pontossággal tudjuk előrejelezni az árvizeket. Az ilyen jellegű tanulmányok egyik kimenete lehetne egy olyan operatív, *on line* numerikus modell, amelyik *real time* módban tudná számolni (becsülni) a talajnedvesség értékeket.

A HEC-HMS lefolyási modell alkalmassága a magyarországi villámárvizek előrejelzésére és numerikus szimulációjára

A jelen értekezés korábbi tanulmányok (CZIGÁNY et al. 2010, PIRKHOFFER et al. 2009), újabb terepi mérések (talajvastagság és beszivárgás sebesség) és rendszeres monitoring adatok kiértékelésével történő pontosítása. A talajvastagság méréseket jelentősen pontosítottuk az előző cikkekben megjelentekhez képest. A jelen kutatás kereteiben elvégzett terepi fúrások bővítették ismereteinket a Pósa-völgy talaj- és üledékvastagság viszonyairól. Több

ponton beszivárgási sebességet is mértünk, ami szintén pontosabb értékeket szolgáltatott a korábbi becslt, valamint irodalmi adatokon alapuló megfelelő adatokhoz képest.

Eredményeink szerint bizonyos korlátozásokkal a HEC-HMS modell megfelelő eszköz a nagy árhullámok rekonstruálására kisméretű dombsági és középhegységi vízgyűjtőkön. A vizsgálataink alapján a HEC-HMS modell megfelelő a nagy árhullámok előrejelzésére, valamint alkalmas az árvízi csapadék-küszöbértékek megállapítására, de nem alkalmas nagyvízi események reprodukálására (CZIGÁNY et al., 2009). Az árhullámgörbék a jelen tanulmányban bemutatott két példában nem voltak teljes mértékben reprodukálhatók, mivel egyik esetben a tetőző vízhozam, másik esetben az apadó ág nem egyezett meg a megfigyelt vízhozam idősor görbéjével.

A HEC-HMS modell megfelelő szimulációs eszköz egy országos villámárvíz kockázati és előrejelző rendszerhez, de többféle input adat, mint pl. az összegyülekezési idő vagy az intercepció nagysága csak a csapadékesemény bekövetkeztekor számolható vagy becsülhető. Ha a környezeti peremfeltételek megfelelő pontossággal állnak rendelkezésünkre, a modell segítségével meghatározhatók az árvizeket létrehozó csapadék-küszöbértékek (KORIS 2002, KOVÁCS és DOMOKOS 1984). Azonban ezt nehezíti az, hogy némely környezeti feltétel mind térben, mind időben jelentékenyen változik.

A hidrológiai modellek és a megfelelő térbeli felbontású előrejelzés megköveteli a vízgyűjtők méretének csökkenését, illetve optimális megválasztását, annak érdekében, hogy térben homogenizált adatokat adhassunk meg, mint pl. a talajtípus és a lombkorona fedettség értékek esetében. Azonban ezen környezeti faktorok megfelelő kvantifikálásához részletes, nagy felbontású adatbázisokra van szükség. Ezzel párhuzamosan, a felszíni csapadékmérések kiegészítéséhez legalább 15-perces felbontású radaradatokra is szüksége van a HEC-HMS modellnek. Amennyiben ezek az elengedhetetlenül szükséges input adatok rendelkezésre állnak, a HEC-HMS modell megfelelő eszköz a gyors lefolyású hegy- és dombvidéki árvizek numerikus modellezésére, így megfelelő programnak tekinthető egy *flow chart* típusú országos villámárvíz előrejelző rendszer kiépítéséhez.

Köszönetnyilvánítás

A jelen kutatást a „TÁMOP 4.2.1.B-10/2/KONV-2010-0002” (A felsőoktatás minőségének javítása a kutatás-fejlesztés innováció-oktatás fejlesztésén keresztül), valamint a „SROP-4.2.2.C-11/1/KONV-2012-0005” (Jól-lét az információs társadalomban) pályázatok támogatták. A szerzők köszönetüket fejezik ki Horváth Gábornak (DDVIZG munkatársának a vízhozam adatok szolgáltatásáért és a szakmai támogatásáért, valamint a Tettye Forrásháznak a nyújtott anyagi segítségéért.

Irodalom

- COBBY, D., FALCONER, R., FORBES, G., SMYTH, P., WIDGERY, N., ASTLE, G., DENT, J., GOLDING, B. 2008: Potential warning services for groundwater-pluvial flooding. In: Samuels, P., Huntington, S., Allsop, W., Harrop, J. (eds.): Flood Risk Management: Research-Practice. Taylor és Francis Group, London, pp. 1273–1280.
- COLLIER, C. G. 2007: Flash flood forecasting: What are the limits of the predictability? Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society 133, 3–23.
- CZIGÁNY, S., PIRKHOFFER, E., GERESDI, I. 2009: Environmental impacts of flash floods in Hungary. In (eds.): Samuels, P., Huntington, S., Allsop, W.–Harrop, J.: Flood Risk Management: Research-Practice. Taylor–Francis Group, London, pp. 1439–1447.

- CZIGÁNY, S., E. PIRKHOFFER, I. GERESDI 2010: Impact of extreme rainfall and soil moisture on flash flood generation. *Időjárás* 114 (1–2): 79–100.
- EEA 2005: Éghajlatváltozás és árvizek Európában. Európai Környezetvédelmi Ügynökség jelentése. <http://www.eea.europa.eu/hu/publications/briefing> letöltés dátuma: 2010 június 1.
- ESZÉKY O. 1987: A Bükkösi-víz felső vízgyűjtőjén tervezhető árvízcsúcscsökkentő tározók hidrológiai tanulmányterve Pécs, kézirat
- ESZÉKY O. 1992: A Bükkösi-víz vízhozamnyilvántartó állomásainak felülvizsgálata. Pécs, kézirat
- FLINT, A.L., FLINT, L.A. 2002: Particle density. In: (eds.): Dane, J.H.–G.C. Topp: *Methods of Soil Analysis Part 4 Physical Methods*, Soil Science Society of America Inc, Madison, WI
- GEORGAKAKOS, K.P. 1986: On the design of national, real-time warning systems with capability for site specific flash flood forecasts. *Bull. Amer. Meteor. Soc.* 67(10): 1233–1239.
- GEORGAKAKOS, K.P. 1987: Real-time flash flood prediction. *Journal of Geophysical Research* 92(D8): 9615–9629.
- GRUNTFEST, E., RIPPES, A. 2000: Flash floods: Warning–mitigation efforts–prospects. In: PARKER, D.J.: *Floods*. Vol. 1. Routledge, London, pp. 377–390.
- GYENIZSE P., VASS P. 1998: A természeti környezet szerepe a Nyugat-Mecsek településeinek kialakulásában és fejlődésében. *Földr. Ért.* 47(2): 131–148.
- GYENIZSE P. 2009: Geoinformatikai vizsgálatok Pécsen. Pécs településfejlődésére ható természeti és társadalmi hatások vizsgálata geoinformatikai módszerekkel (esettanulmány). *Geographia Pannonica Nova sorozat*, Pécsi Tudományegyetem Földrajzi Intézet, Pécs, 109 p.
- HILLEL, D. 1998: *Environmental Soil Physics*. Academic Press, San Diego
- HIZSÁK I. 2005: A Kapos áradása. A Drávától a Balatonig. A Dél-Dunántúli Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság, valamint a Dél-Dunántúli Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség időszakos lapja 2: 6–8.
- HORVÁTH E. 1999: Szélsőséges hidrológiai események rekonstrukciója feltáratlan kisvízgyűjtőkön. (Simulation of extreme hydrological events in unexplored small drainage basins) *Vízügyi Közlemények* 81: 486–497.
- HORVÁTH A. 2005: A 2005. április 18-i mátrakeresztes árvíz meteorológiai háttere. *Légtér* 50(2): 6–10.
- JURY, W.A., GARDNER, W.R., GARDNER, W.H. 1991: *Soil Physics*. 5th edition, John Wiley-Sons Inc. New York
- KORIS K. 2002: A hazai hegy- és dombvidéki kisvízgyűjtők árvízhozamainak meghatározása. *Vízügyi Közlemények* 84(1): 64–77.
- KOVÁCS, GY., DOMOKOS M. 1984: Segédletek a dunántúli kisvízfolyások szélsőséges vízhozamainak becslésére. *Vízügyi Közlemények* 66(4): 573–585.
- MILLER R.W., GARDINER D.T. 1998: *Soils in our environment*. Prentice Hall Inc. Upper Saddle River, NJ 07458
- NOVÁKY B. 2003: Éghajlat és víz: bizonyosságok és bizonytalanságok. *Vízügyi Közlemények* 85(4): 536–542.
- PIRKHOFFER, E., CZIGÁNY, S., GERESDI, I. 2008: Modeling of flash flood events in a small low-mountain watershed in SW Hungary. In: (eds.): MONTANI, A., ALBERONI, P.P., ROSSA, A., ROTACH, M.W., BUZZI, A., DAVIOLO, S.: *Proceedings of the joint MAP D-PHASE Scientific Meeting COST 731 mid-term seminar. Challenges in hydrometeorological forecasting in complex terrain*. http://www.smr.arpa.emr.it/dphase-cost/master_proceeding_final.pdf
- PIRKHOFFER, E., CZIGÁNY, S., GERESDI, I. 2009: Impact of rainfall pattern on the occurrence of flash floods in Hungary. *Zeitschrift für Geomorphologie* 53: 139–157.
- SZESZTAY K. 1991: Az éghajlatváltozás vízgazdálkodási és hidrológiai vonatkozásai. *Vízügyi Közlemények* 73(3–4): 245–278.
- SZILÁGYI J. 1954: Az Átalér és a Váli-víz rendkívüli árvize 1953. jún. 9.-én. *Vízügyi Közlemények* 36: 169–176.
- SZLÁVIK L. 2003: Az ezredforduló árvizeinek és belvizeinek hidrológiai jellemzése. *Vízügyi Közlemények* 85(4): 547–566.
- VASS P. 1997: Árvizek a Bükkösi-patak felső szakaszán. In: TÉSITS R., TÓTH J. (eds.): *Földrajzi tanulmányok a pécsi doktoriskolából I.* Bornus Nyomda, Pécs. pp. 261–285.

IMPACT OF SOIL PROPERTIES ON RUNOFF CONDITIONS
IN A SMALL LOW-MOUNTAIN WATERSHED

E. PIRKHOFER¹, SZ. CZIGÁNY¹, P. HEGEDŰS², L. BALATONYI², D. LÓCZY¹

¹University of Pécs, Institute of Geography, Department of Physical Geography
7624 Pécs, Ifjúság u. 6., Hungary, e-mail: sczigany@gamma.ttk.pte.hu

² Doctoral School of Earth Sciences, University of Pécs, Institute of Geography
7624 Pécs, Ifjúság u. 6., Hungary

Keywords: flashflood, HEC-HMS, soil moisture, soil thickness, modeling, prediction

Convective thunderstorms often results in catastrophic flash floods in Hungary frequently causing significant economic losses. Forecasting of these types of floods is extremely challenging due to the heterogeneous pattern of topography, land use and pedological properties. The objective of the current paper is the analysis of the impact of soil (loose sediment) depth and soil moisture content on the runoff conditions of the Pósa Valley experimental watershed in the Mecsek Hills, SW Hungary by employing the HEC-HMS rainfall-runoff model. To flood events have been reproduced by the model. The model was calibrated with field measured data, such as infiltration, soil depth, precipitation intensity, discharge and time of concentration. Model results indicate that soil depth had a moderate impact on runoff. According to our results, when soil storage was set to larger than 24 cm, soil depth had a negligible impact on runoff. However, soil moisture had a pronounced effect on both peak flow and cumulative runoff. Thus, to accurately estimate runoff, knowledge on the spatial distribution of antecedent soil moisture is indispensable. To monitor the spatiotemporal behavior of soil moisture, development of operational hydrometeorological networks is essential at watershed scales.

SOPRON VÁROS ÉS KÖRNYÉKE FELTALAJÁNAK VIZSGÁLATA

HORVÁTH Adrienn, SZÜCS Péter, KÁMÁN Orsolya, NÉMETH Eszter, BIDLÓ András

Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Környezet- és Földtudományi Intézet,
Termőhelyismeretani Intézeti Tanszék,
9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky u. 4. e-mail: hadri@emk.nyme.hu

Kulcsszavak: Sopron/ városi talajok/ antropogén hatás/ tájhasználat/ külterület/ térinformatika

Összefoglalás: A városok elhelyezkedését és kialakulását alapvetően befolyásolták a táji adottságok és a környezeti tényezők. Nemcsak a környezet és a táj hat a városra, hanem a város is hatással van a tájra és környezetére, közöttük folyamatos az anyag-, energia- és információáramlás. Kutatásunk keretében arra kerestük a választ, hogy az antropogén tevékenységek milyen hatást gyakorolnak a városi talajokra és ez a hatás kapcsolatban van-e a város területén jelentkező tájhasználatokkal, illetve ezek között milyen összefüggések állapíthatók meg. A vizsgálatok során értékeinket térinformatikai módszerekkel digitális térképekre illesztettük. A pH adatok felvétele alapján az alapkőzet savanyúsága jól elkülöníthető mindkét szintben a város délnyugati részén fekvő erdős területeken, és megfigyelhető az ember tájtalakító tevékenységének köszönhetően a város területének – egyelőre csak kismértékű – ellügosodása a környező területekhez képest. A minták mintegy negyedében nem találtunk szénasavas meszet, ezek a minták javarészt a várost övező hegyvidék tájegységéből származnak. A város belterületén a minták többségében volt szénsavas mész, ez elsősorban az építési törmelékek lerakására vezethető vissza. A vizsgált talajok felső rétege humuszban gazdag a növekvő tájhasználat és peremterületi táj szerkezet átalakításának ellenére. A legmagasabb humusz és összes nitrogénértéket a TV torony melletti erdő talajában mutattuk ki, az alsóbb szintben kevesebb a szerves anyag mennyisége. Szintén a városnak ezen a területén mértük a legalacsonyabb AL-oldható káliumértékeket is. Az AL-oldható foszfor és KCl-oldható kalcium, illetve magnézium esetében kiugró értékekkel a közlekedési zónákban vagy mezőgazdasági terület közelében találoztunk. Magasabb vasértékeket főleg savanyú kémhatású erdős területről származó mintáknál találtuk, mangánértékek általában követik a vasértékek tendenciáit. A legmagasabb cinkértékek mindkét szintben, a belvárosi forgalmat bonyolító utak, illetve a buszpályaudvar közelében mentén mutathatók ki. A rézvizsgálatok szerint egyenletesen magas értékeket mértünk a Virág völgy kistelkes övezetében több mintavételi ponton is, illetve a város több családi házas övezetében. Vizsgálatunk során megpróbáltuk a talajok állapota és a tájhasználat közötti kapcsolatot kimutatni, amely lehetővé tenné a talajok állapotának előrebecslését, illetve a szükséges javítási módszerek kidolgozását. Tapasztalataink alapján elmondható, hogy a város egyedi karaktere eltűnőben van, mely a peremterületek átminősülésével és többek között a sűrűsödő felszínbeépítettséggel járul hozzá a városi talajok tulajdonságainak átalakulásához.

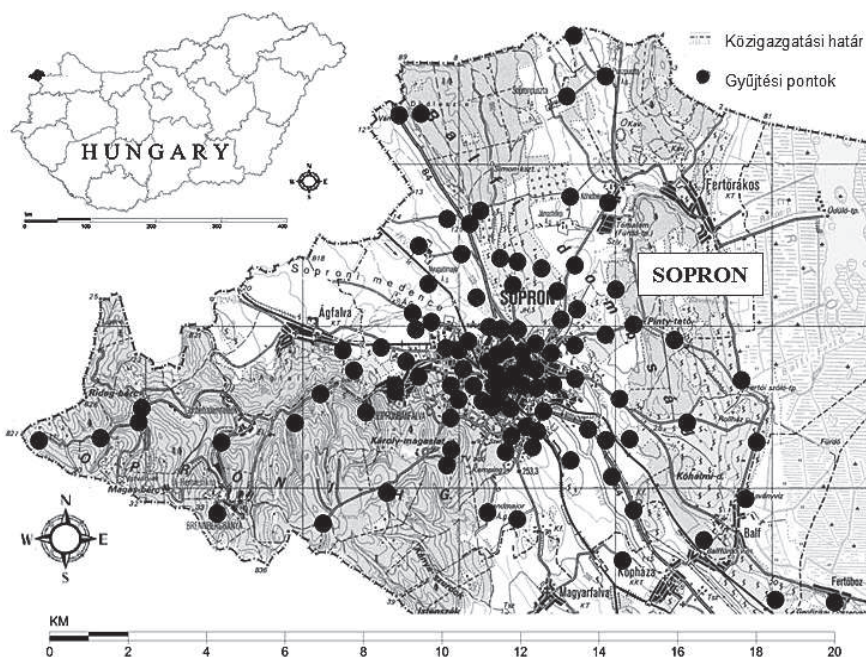
Bevezetés

A talajtan tudománya az elmúlt évtizedekben kibővülni látszik egy újabb kutatási ággal, ahol az ember és környezetének kölcsönös egymásra hatásai kerülnek előtérbe. Az urbanizáció átalakító hatása a városok talajaiban is jelentős változásokat idéz elő az emberi tevékenység mértékétől függően, ami tájtalakító tevékenységgel is együtt jár (KERTÉSZ 2003). A városi vagy másnéven urbán talajok (urban soils) kifejezés az 1970-es években jelent meg először a tudományos életben, de az első komoly publikációk csak a 90-es évek elején jelentek meg elsősorban az USA-ban és Németországban (CRAUL 1992, BULLOCK és GREGORY 1991). A hazai szakirodalomban kisszámú a tudományterületnek megfelelő a kutatómunka, habár a hazai kutatók előbb kezdtek foglalkozni a témával, így városaink közül Budapestről (KOVÁCS és NYÁRI 1984), illetve az ország alföldi részén Debrecenről (SZEGEDI 1999), majd a 2000-es évek elejétől Szegedről születtek írások (PUSKÁS és FARSANG 2007, PUSKÁS et al. 2008).

Általában városi talajok közé sorolják mindazon városi vagy külvárosi talajokat, amelyeknek a felső 40–50 cm vastag szintje nem mezőgazdasági, de az emberi tevékenység következtében zavart, degradált vagy átkevert jelleget ölt. Antropogén talajról (BILLWITZ és BREUSTE 1980) akkor beszélhetünk, ha a természetes hatásoknál erőteljesebb mesterséges folyamatok kerülnek túlsúlyba és a talajok felépítése megváltozik (RUNGE 1975). A városi környezetben található talajok rendszerint bolygatottak, taposottak, ezért a városok fejlődésének eredményeképpen nagyon kevés helyen vizsgálhatunk eredeti talajrétegeket. A táj alakulása, a nyomvonalas létesítmények hálózatának megjelenése, a városi infrastruktúra, a lakókörnyezetek kialakulása mind-mind a talajok keveredését segítette elő. A legtöbb település helyén eredetileg mezőgazdasági termelés folyt, amely részek a városok terjeszkedése során építési területté minősültek át, vagyis megkezdődött az antropogén tájátalakítás egy újabb szakasza. A talajokra a magas szerves- és tápanyagtartalom továbbra is jellemző maradt és mindezek mellett törmelékek és vázalkotók nagy mennyiségben jelentek meg (GÉCZI 2007). A közlekedés elterjedésével újabb hatások kapcsolódtak hozzá a már meglévőkhöz, mert a kipufogógáz-alkotók és a gépjárművekből származó egyéb (folyadék és szilárd) hulladékok elősegítették a nehézfémek koncentrált akkumulációját a nyomvonalas létesítmények közelében lévő feltalajokban. Azokban az országokban, ahol a mezőgazdasági és erdészeti tevékenységeken kívül jelentős bányászat és ipari termelés is folyt, hamar észlelhető volt a táji adottságok megváltozása, a környezet gyors elszennyeződése, így a talaj- illetve a talajvíz-szennyezettsége is. Az urbanizáció elterjedésével változott a földhasználat, a szennyezettség növekedése elősegítette, hogy a városi környezet egyre inkább a tudományos figyelem középpontjába kerüljön, mindemellett pedig tájökölógiai szempontból is vizsgálnunk kell a táj anyag- és energiaáramlását (KERTÉSZ 2008).

Kutatásaink során három nyugat-magyarországi városban végeztünk vizsgálatokat, melyek közül most a Sopron városban végzett kutatásunk első eredményeit szeretnénk ismertetni.

Sopron (1. ábra) a Nyugat-magyarországi peremvidék és a Kisalföld találkozásánál fekszik egy szerkezetileg átlós és peremtörések mentén kialakult katlanszerű süllyedékben (GÖCSEI 1984). A város teljesen egyedi tájkarakterrel rendelkezik, amelyet egy brit tájkarakter elemzési módszer alapján készített – de alaposabb terepbejárásra és a percpcionalitásra nagy hangsúlyt fektető – kategorizálás alapján, a „hegylábfelszínekkkel és medencék történelmi városokkal és városperemi területekkel” elnevezésű tájkarakter típusba sorolták be (KONKOLY et al. 2010). A város belterülete legnagyobb részben a neogén üledékekkel fedett Soproni-medencében helyezkedik el a Fertőmelléki-dombság és a Soproni-hegység között (DÖVÉNYI 2010), melyek közül az utóbbi az ország talán legidősebb kőzetekből álló hegysége, amely 580–520 millió évvel ezelőtti kambriumban keletkezett (POKOLNÉ 1999). A hegységet polimetamorf csillámpala és gneisz kőzetesetek építik fel, melyek ÉK felé tolódva takarós szerkezetet alakítottak ki (FÜLÖP 1990, BUDAI és KONRÁD 2011). A város mérsékelten hűvös éghajlatú területnek tekinthető, évente 500–600 mm – a Soproni-hegységben 750 mm felett – csapadék esik. Vízirajzi szempontból a legjelentősebb vízfolyás az Ikva-patak. A Soproni-hegyvidék savanyú alapközetein elsősorban erősen savanyú nem podzolos, illetve podzolos barna erdőtalajok fejlődtek. A hegyvidék lábainál és a Fertő-melléki dombsoron lerakódott löszön agyagbemosódásos barna erdőtalajokat és barna földeket találunk. Az utóbbiak megtalálhatók a lajta mészkőn fejlődött rendzina talajok mellett is. A Soproni-medencében a barna erdőtalajok mellett, nagy kiterjedésben találhatóak öntés és réti talajok is (DÖVÉNYI 2010).

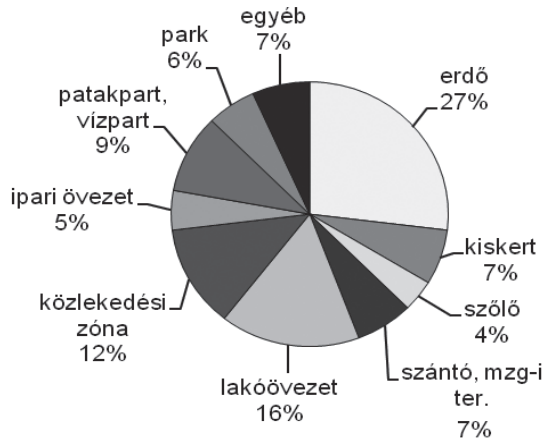


1. ábra Sopron város elhelyezkedése és a mintavételi pontok a város területén
 Figure 1. The location of Sopron and the sampling points on the city

A város az őskor óta lakott. A római korban Scarbantia, később Suprun néven ismert, 1277-től szabad királyi város lett, majd a török hódoltság idején a törököktől szabad terület központjává vált. 1676-ban tűzvész pusztította el Sopron nagyobb részét. A II. világháborúban több légitámadást szenvedett el (TÓTH 2011), amely megmutatkozik a város mai szerkezetében és a város belterületén lévő talajok kialakulásában.

Anyag és módszer

Sopron területén és környékén térinformatikai módszerekkel elkülönített egyes felszínborítási típusok kiválasztott pontjaiban és további, folytonos alapsokaságon értelmezett random bolyongásos módszer által felvett mintavételi pontokban vizsgáltuk a talajok állapotát. A város kül- és belterületén két rétegből (0–10 és 10–20 cm) vettünk talajmintákat. Feljegyeztük az egyes pontok GPS-koordinátáit, tengerszint feletti magasságát, a gyűjtés időpontját, a lakóközret típusát, a tájhasználatot (2. ábra), a jellemző vegetációt, a gyepterítést, a fedés típusát és a talaj eredetét.



2. ábra A mintavételi pontok megoszlása tájhasználat szerint Sopronban és környékén
 Figure 2. The distribution of the samples in Sopron according to the land use types

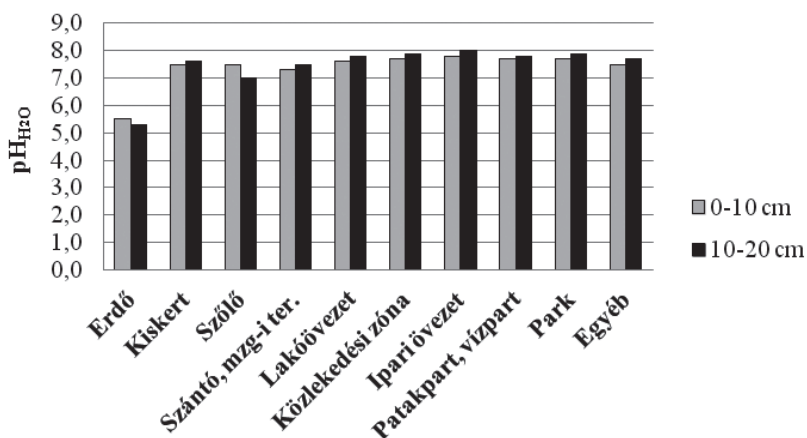
A vizsgált minták egynegyede erdővel borított területről származik, ami hozzátartozik a város és környezetének jellegéhez. A lakóövezeti, közlekedési zóna és ipari terület aránya is jól mutatja, hogy a természet közeli területek aránya még bizonyos mértékig egyensúlyban van az emberi jelenlét mértékével. Megjegyezzük, hogy a mintavételi pontokat nem egyenletesen tűztük ki a város területén, mivel a potenciálisan „problémás” területeken nagyobb gyakorisággal vettünk mintákat, mint a természet közeli állapotban lévő részeken.

A mintavételi pont kijelölése után a talajfelszint letisztítottuk elkülönítve ezzel a szerves és ásványi talajrétegeket, majd az egyes talajminták esetén a következő paramétereket írtuk le, illetve vizsgáltuk meg a helyszínen: humuszmennyiség, szerkezet, tömődöttség, gyökérzet, váz százalék, Munsell-féle szín, fizikai féleség, kiválás, talajhiba, átmenet. A begyűjtött talajmintákat laboratóriumban a következő paraméterek szerint vizsgáltuk: kémhatás ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, pH_{KCl}), szénsavas mésztartalom, hidrolitos és kicserélődési aciditás, szemcseeloszlás, humusztartalom, összes nitrogéntartalom, ammónium-laktát-ecetsav-oldható foszfor- és káliumtartalom, KCl-oldható kalcium- és magnéziumtartalom, etilén-diamin-tetraecetsav (EDTA) vagy dietilén-triamin-pentaecetsav (DTPA) oldható réz-, vas-, mangán- és cinktartalom. A talajok leírását és laboratóriumi vizsgálatát a hazai irodalmakban ismertetett módon végeztük (SZABOLCS 1966, BELLÉR 1997).

A terepi és a laboratóriumi mérési eredményeinket digitálisan rögzítettük, térinformatikai módszerekkel dolgoztuk fel (DigiTerraMap), majd következtetéseket vontunk le a helyszíni adatok, a laboratóriumi értékek és az elkészített tematikus térképek alapján. A mérési eredmények alapján kimutatható, hogy az egyes pontokban a talajok tulajdonságait milyen mértékben határozza meg a természeti környezet (földtani adottságok, klíma, hidrológia, természetes vegetáció), illetve a milyen mértékben érvényesül az ember okozta környezet-, valamint terület-átalakítás az intenzíven növekvő tájhasználat függvényében, hisz a talajkészetekben ez bizonyos mértékű változást mindenképpen okoz (VÁRALLYAY 2008). Az egyes pontokban kapott eredmények alapján feltérképezhető a talajok állapota, a szennyezések áramlási iránya, a talaj puffer-képessége, a területi differenciák és azok lehetséges okai.

Eredmények és értékelésük

A kémhatást alapvetően az alapkőzet és a területre jellemző kilúgzó talajképződési környezet határozta meg. Sopron területének nagy részét a már korábban említett geológiai körülmények, illetve az emberi hatásra lerakódott üledék borítja. Ez az üledék meszes (CRAUL 1992), így az üledékekkel borított területekről származó minták túlnyomó része gyengén lúgos vagy lúgos (STEFANOVITS 1992). A belvárosban gyűjtött minták kivétel nélkül lúgos kémhatásúak. A leglúgosabb értékeket a belvárosban a Deák-téren (pH 8,1), a külvárosban pedig Fertőbozon (pH 8,3) mértük.



3. ábra A pH értékek megoszlása a vizsgált szintekben a terület tájhasználati kategóriáinak függvényében
Figure 3. The distribution of pH values in the studied layers based on land use types

A Soproni-hegységet borító erdők alatt, az alapkőzetnek és az erdők hatásának megfelelően, a minták kémhatása 4,5-ös pH érték alá esett, a legsavanyúbb talajt a Bánfalván található Hősi temetőnél vett minta (pH 4,0) esetében mutattuk ki, melynek környezetében lévő többi pont is hasonlóan savanyú kémhatást mutatott. Tehát az alapkőzetnek megfelelően az erdős területek pH értékei mindkét szintben alacsonyabbak a többinél (3. ábra), míg a többi vizsgálati ponton mért értékek a városi talajokra jellemző semleges, de inkább gyengén lúgos tartományba sorolhatók.

Külterületen a legmeszesebb – 72% CaCO_3 tartalmú – talajmintát kulturális örökség részeként számon tartott kevésbé szabályos mintázatú Piuszpuszta és Sopronpuszta között kijelölt mérőponton mértük, valamint a második legmagasabb értéket az Ipar körút közelében lévő GySEV pályaudvarnál (52% CaCO_3) mutattuk ki. Ahol a Soproni-hegység metamorf alapkőzetének jelenléte érvényesül, ott a savanyú kémhatású talajok miatt nem mutatható ki szénsavas mészes. A belváros területén a legmeszesebb (20% CaCO_3) talajminta a Kölcsey utcában kijelölt pontról származik, mely az építkezések során felhasznált anyagok jelenlétére utalhat. A belvárosi minták szénsavas mésztartalma az általunk használt kategóriák szerint nagyon sok (BELLÉR 1997), ez a külterületi minták harmadára is igaz mindkét szintben. A belterületen a korábbi építkezések miatt a törmelékek és hulladékok a talajba kerülve megemelhetik a talaj kalcium-karbonáttartalmát. A belterületi építkezés folyamatosan jellemző volt Sopronra, mert a gazdaságos lakósűrűséget és beépítettsé-

get a belvárosi házak udvaraiban létrehozott belső házsorok kialakításával biztosították (KUBINSZKY 2003).

A talajok fizikai féleségét szemcseeloszlási vizsgálat és az Arany-féle kötöttségi érték alapján állapítottuk meg (SZODFRIDT 1993). A szemcseeloszlási vizsgálatok alapján a felső szintből vett talajok, több mint fele vályog fizikai féleségű. Az Arany-féle kötöttségi szám alapján a talajok agyag fizikai féleségűek, ebben az esetben azonban figyelembe kell venni a humusz módosító hatását is. Az ilyen talajok jó vízgazdálkodási tulajdonságokkal rendelkeznek, mivel vízáteresztő képességük közepes, víztartó képességük és holtvíztartalmuk azonban jó. Ez a tulajdonság nagyban befolyásolja a tájegységet alakító növénytakaró kialakulását. A mindkét szintben magas kötöttségi számmal rendelkező talajok a város dél-nyugati részén gyakrabban fordulnak elő. A mérési eredmények kiértékelése közben több mintavételi pontban is előfordult, hogy a magas kötöttségi számokhoz magas humusz illetve ezekhez néhány pontnál magas nitrogén értékek is társultak. Ennek kettős oka van, először is a magas humusztartalom megnöveli a kötöttségi értéket. Emellett pedig a talajok ritkán előforduló bolygatása, a nagymértékű avarborítottság és a sok csapadék miatt, a lebontási folyamatok állandóan és gyorsan zajlanak le jó termőképességű talajt hozva létre. Korábban jellemző volt a várost körülvevő hegyvidéken létesített erdei kertek üdülési célú kialakítása, de ez az egyedi táj- és építészeti jelleg mára eltűnően van.

A talajok szervesanyag-tartalmának vizsgálatai szerint a minták 94%-a 2% feletti humuszt tartalmazott, mely kedvező tulajdonság. A humusz mennyiség alapján erősen elkülönül egymástól a belváros és a külváros, míg az előbbinél nincs kiugróan magas érték – 10% alatti eredményekről beszélhetünk minden esetben –, addig a külvárosban az erdővel borított területeken több kiugró értékkel is találkoztunk, így érthető, hogy a 10% feletti legmagasabb értékek a városképző TV torony közvetlen közelében található erdő (25,9 H%) talajára jellemzőek. Megemlítendő, hogy nem csak a felső 0–10 cm-es, hanem az alatta fekvő 10–20 cm-es rétegben is 10% feletti volt a humusztartalom.

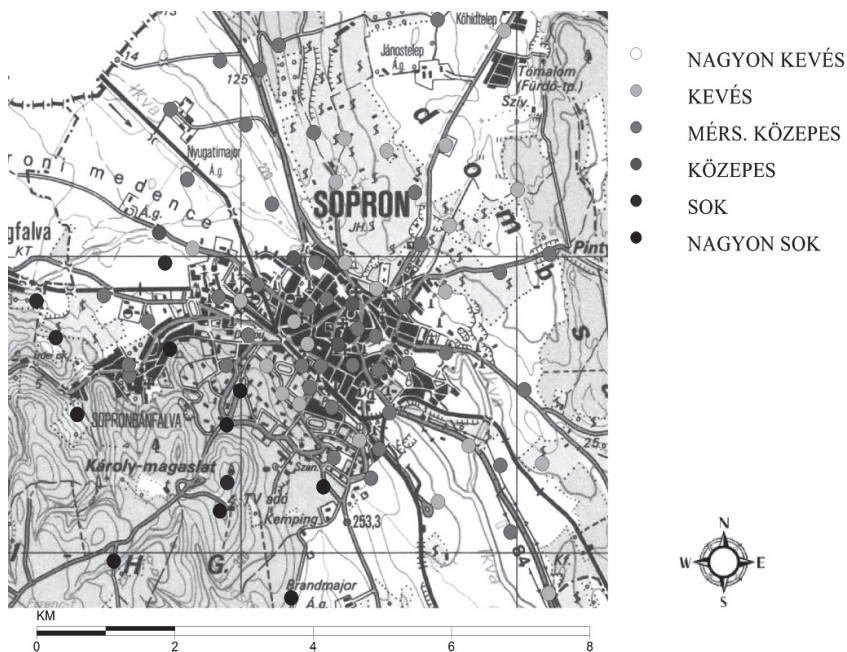
Megfigyelhető volt, hogy ahol magas humuszértékeket kaptunk, ott az összes nitrogéntartalom is arányosan nagyobb volt. Ennek oka, hogy a talajban lévő szerves anyagok nem csak szénben gazdagok, hanem nitrogénben is. A 0–10 cm-es réteg nitrogénnel jobban ellátott (STEFANOVITS et al. 1999) az alsóbb szinthez képest, ezért a nitrogénértékek kevés kivétellel a felső szintben mindig magasabbak voltak. Kiemelkedő értékek a TV toronynál (0,75 N%) és a Balf környéki mintavételi helyeken (0,54 N%) találtak.

Az ammónium-laktát-ecetsav (AL)-oldható kálium változó mennyiségben fordul elő. Ez változatosság elsősorban a külterületen lévő szántókon, gyepeken és kiskertekben használatos káliumtartalmú műtrágyákra vezethető vissza. A peremterületeken történő mezőgazdálkodás jellemzően kezd kiszorulni és helyükön lakóövezetek létesülnek, így a hagyományos történelmi városkarakter átalakulóban van. A legmagasabb káliumértékeket a Sopron-Győr vasúti vonaltól D-re felvett pont (87,2 mg $K_2O_5/100g$) és a várostól 1–2 kilométerre természet közeli területen létesült Gidai-patak utcában (94,8 mg $K_2O_5/100g$) mutattunk ki vizsgálatok során mindkét talajszintben. Az AL-oldható foszfortartalom vizsgálat kimutatta, hogy – mindkét tanulmányozott szintben – a minták 55–65%-a 26 mg-nál több P_2O_5 -ot tartalmaz 100g talajra vonatkoztatva (BELLÉR 1997), tehát a vizsgált minták több mint felének foszfortartalma nagyon magas volt. A belvárosi minták közül

a nagy forgalmat bonyolító közlekedési zónák pontjainál mutattunk ki magas foszforértékeket. A város szerkezet megváltozása az úthálózatok növekedését is jelenti, melyek a peremterületeken akadályozzák az élőlények migrációját és sok esetben a túlzott terület-használat az életterüket is lecsökkenti. A külvárosi mintákból pedig a magas káliumértékekkel – 70 és 90 mg $K_2O_3/100g$ – arányosan magas foszfor eredményeket állapítottunk a művelés alá vont területek esetében.

Nem találtunk nagy különbséget a magnézium ellátottságban. A begyűjtött talajok 80–90%-ának magnéziumtartalma 0,32 g Mg/kg-os érték alatt található. Az erősen meszes és magas káliumtartalommal rendelkező talajokon magnéziumhiány léphet fel (KALOCSAI 2006). A magnéziumtartalom természetesen a balfi palackozó üzem mögött (0,79 g Mg/kg) gyűjtött mintákban volt a legjelentősebb, mert a törések mentén olyan nagy magnéziumtartalmú ásványvíz tör a felszínre, amely a tortonai törmelékes üledékben tárolódott a miocén képződmények keletkezése óta. A kalciumtartalom vizsgálatánál a legmagasabb értékeket közlekedési zónákban – az utak jégmentesítése során sokszor $CaCl_2$ -t használnak – és mezőgazdasági terület közelében mértük. Magas oldható kalciumértékek jellemezték a római korból ránk maradt Amfiteátrumnál (6,47 g Ca/kg) illetve a Felsőbüki Nagy Pál utcában (6,17 g Ca/kg) gyűjtött mintákat. Az előbbi a korábban létezett mészkőépítmény maradványainak jelenlétével magyarázható, az utóbbi pedig gyakran funkcionál kutya-futtatóként is.

Sopronban a legmagasabb oldható vastartalmi értékeket az erdős területekről (Deákúti út (1526 mg Fe/kg), Hősi temetőhöz vezető út (1497 mg Fe/kg)) származó mintáknál találtunk (4. ábra). Erdőtalajoknál jellemző, hogy a vas-oxidjainak vegyületei felhalmozódnak a talajban és elszíneződést okozhatnak (STEFANOVITS et al. 1999).



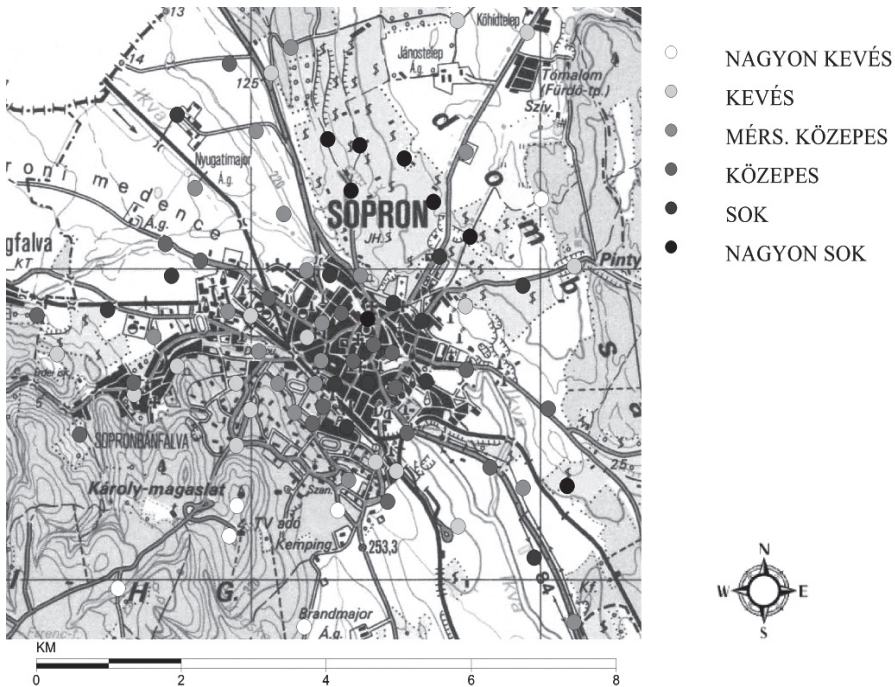
4. ábra Vastartalom a 0–10 cm-es mélységben
Figure 4. The iron content of soils in the depth of 0–10 cm

A $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ és a vasértékek között viszonylag szoros kapcsolat van. A kémhatás vizsgálatoknál már korábban megállapítottuk a hegyvidék talaja az alapkőzet miatt savas kémhatású és ezeken a mintavételi pontokon – 5-ös pH alatti értékek – magas oldható vasértékek párosultak a savanyú erdőterület pontjaihoz.

A mangánértékek 82–84%-ban 100 mg/kg érték alattiak és követik a vasértékek tendenciáit. A Dudlesz-erdőben (923,1 mg Mn/kg) valamint több más erdős területen mindkét talajrétegben kiugróan magas mangántartalmat fedeztünk fel, amely valószínűsíthetően az alapkőzetre vezethető vissza.

A legmagasabb oldható cinkértékeket a belvárosi forgalmat bonyolító utak mentén, illetve a buszpályaudvar (21,6 mg Zn/kg) közelében mértük mindkét szintben. Cinkfelhalmozódás nemcsak a közlekedés miatt lehetséges, mivel a cink és vegyületei az antropogén hatások állandó kísérői, háztartási eszközökben, ipari és mezőgazdasági felhasználásban egyaránt jelen vannak (CSATHÓ 1994). Ennek megfelelően a város különböző pontjain – Soprontól ÉNy-ra (75,74 mg Zn/kg) vagy a Festő közben mindkét szintben (28,65 mg Zn/kg) – jelentős mennyiségben voltak kimutathatóak.

Az oldható réztartalom vizsgálatok szerint magas értékeket mértünk a Virág völgyben (78,27 mg Cu/kg), illetve más kistelkes és családi házas övezetben több mintavételi ponton is (5. ábra). A magas réztartalom oka lehet ezeken a helyeken a szőlő és növénytermesztés, melyhez régen és napjainkban is az úgy nevezett „bordói lé”-t – réz-szulfát és mész keverékét – használják növényvédőszerként, melynek termésköszövény-fokozó hatása a fokozódó chlorophyll-képződéssel magyarázható.



5. ábra Réztartalom a 10–20 cm-es mélységben
Figure 5. The soil copper contents in 10–20 cm depth

Összefoglalva tehát a város területén legnagyobb részben gyengén lúgos kémhatású talajok találhatók, melyeknek magas a kalcium-karbonát tartalma. A külterületeken jellemzően magas a tápanyagtartalom valószínűsíthetően a folyamatos tápanyag utánpótlásnak köszönhető, melyeket már sok esetben mezőgazdasági területből átminősült lakóövezetben mértünk. Az értékek alapján arra következtetünk, hogy az itt található talajokat már nem csak az alapkőzet, hanem az antropogén hatásokra lerakódott üledékek határozzák meg és a peremterületek beépítése nagyban elősegíti a városi talajok tulajdonságainak változását és terjeszkedését a vizsgált területen.

Kutatásaink a jövőben az adatok további átfogóbb elemzésével, kiértékelésével, összefüggések keresésével, következtetések levonásával kívánjuk folytatni. Mindezek mellett az általunk gyűjtött talajminták nehézfém tartalmát is szeretnénk megvizsgálni, hogy teljes képet kapjunk az ipari és az antropogén hatások mértékéről. A nehézfém tartalom vizsgálatok elvégzése azért is fontos, mert ezek az elemek akkumulálódva a talajokban nemcsak a környezetre, hanem az emberi egészségre is káros hatással lehetnek.

Köszönetnyilvánítás

Köszönet Varga Zsófia és Stark Miklósné laboránsoknak, akik a laboratóriumi vizsgálatokban közreműködtek. Kutatásunkat a TÁMOP 4.2.1.B-09/1/KONV-2010-0006 és a TÁMOP-4.2.2.B-10/1-2010-0018 számú projekt keretében valósítottuk meg.

Irodalom

- BELLÉR P. 1997: Talajvizsgálati módszerek. Egyetemi jegyzet, Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Termőhelyismerettani Tanszék, Sopron, 118 p.
- BILLWITZ, K., BREUSTE, J. 1980: Anthropogene Bodenveränderungen im Stadtgebiet von Halle/Saale. In *Wiss. Zeitschrift Univ. Halle*, XXXIX, Heft 4, Halle - 25–43 pp.
- BUDAI T., KONRÁD GY. 2011: Magyarország földtana. Egyetemi jegyzet, PTE, Pécs, 14 p.
- BULLOCK, P., GREGORY, P. J. 1991: *Soils in the Urban Environment*. Blackwell, Oxford, 174 p.
- CRAUL, P. J. 1992: *Urban soils (Applications and practices)*. John Wiley & Sons Inc., New York, 366 p.
- CSATHÓ P. 1994: A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. Magyar Tudományos Akadémia, Budapest, 146 p.
- DÖVÉNYI Z. (szerk.), 2010: Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, 876 p.
- FÜLÖP J. 1990: Magyarország geológiája – Paleozoikum I. Magyar Állami Földtani Intézet, Budapest, 325 p.
- GÉCZI R. 2007: Városi talajok. Előadás. Szeged.
- GÖCSEI I. 1984: Győr-Sopron. In TÓTH, L. (szerk.): Magyarország megyéi - Győr-Sopron, Kossuth Könyvkiadó. Budapest, 7 p.
- KALOSAI, R. 2006: A magnézium (Mg). *MezőHír* 10: 40–42 pp.
- KERTÉSZ Á. 2003: Tájökológia. Holnap Kiadó. Budapest, 166 p.
- KERTÉSZ Á. 2008: Tájökológia a huszonegyedik században. In: CSIMA, P., DUBLINSZKI-BODA, B. (szerk.), Tájökológiai kutatások: a III. Magyar Tájökológiai Konferencia kiadványa, Budapest, 33–38. pp.
- KONKOLY-GYURÓ É., TIRÁSZI Á., WRBKA T., PRINZ M., RENETZEDER C. 2010: Határon átívelő tájak karaktere. A Fertő-Hanság medence és Sopron térsége. / Der Charakter grenzüberschreitender Landschaften. Das Fertő/Neusiedlersee-Hanság-Becken und die Region Sopron. Nyugat-Magyarországi Egyetem Kiadó (Lővérprint), Sopron. 43 p. - A kétnyelvű kiadvány az Osztrák-Magyar Akció Alapítvány támogatásával készült
- KOVÁCS M., NYÁRI I. 1984: Budapesti közterületek talajainak nehézfém tartalma. *Agrokémia és Talajtan* 33(3–4): 501–510.
- KUBINSZKY M. 2003: Sopron építészete a 20. században. *Stil Nuovo Bt. Kiadó*. 160 p.

- POKOLNÉ S. E. 1999: A túravezetés általános ismeretei. In: HÁNCSS P. (szerk.) IX.: Földtörténet – geológia. Jegyzet középfokú túravezetői tanfolyamok számára – Budapesti Természetbarát Sportszövetség Oktatási és Módszertani Bizottsága & Túravezető Oktatók Sportegyesülete, Budapest. 19 p. www.fsz.bme.hu/mtsz/szakmai/tvok09.htm
- PUSKÁS, I., FARSANG, A. 2007: A városi talajok osztályozása és antropogén bélyegeinek meghatározása Szeged példáján. *Tájökológiai Lapok* 5(2): 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(2): 261–280.
- RUNGE, M. 1975: Westberliner Böden anthropogener Litho- oder Pedogenese. Dissertation an der Technischen Universität Berlin, 237 p.
- STEFANOVITS P. 1992: Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 380 p.
- STEFANOVITS P., FILEP, GY., FÜLEKY, GY. 1999: Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 470 p.
- SZABOLCS I. (szerk): 1966: A genetikus üzemi talajtérképezés módszerkönyve. Országos Mezőgazdasági Minőségvizsgáló Intézet, Budapest, 331 p.
- SZEGEDI S. 1999: Közlekedési eredetű nehézfémek Debrecen talajaiban és növényzetében, ennek talajtani összefüggései és városökológiai hatásai. Doktori értekezés. Kossuth Lajos Tudományegyetem. Debrecen, 138 p.
- SZODFRIDT I. 1993: Erdészeti termőhelyismeret-tan. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 317 p.
- TÓTH I. 2011: Sopron város története. Kutatási összefoglaló, Soproni Múzeum, Sopron. 10 p.
- VÁRALLYAY GY. 2008: Tájökológia – Fenntartható tájhasználat. In: CSIMA P., DUBLINSZKI-BODA B. (szerk.), *Tájökológiai kutatások: a III. Magyar Tájökológiai Konferencia kiadványa*, Budapest, 39–48 pp.

EXAMINATION OF URBAN SOILS IN SOPRON

A. HORVÁTH, P. SZŰCS, O. KÁMÁN, E. NÉMETH, A. BIDLÓ

Department of Forest Site Diagnosis and Classification, University of West-Hungary, Sopron, Hungary
H-9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky u. 4. e-mail: hadri@emk.nyhme.hu

Keywords: Sopron/ urban soils/ anthropogenic effects/ land use types/ suburban, agricultural and forested area / physical and chemical characteristics/ GIS methods

The location and evolution of the cities were fundamentally influenced by the environmental factors and the characteristics of the landscape. It's not only the environment and the landscape that affect the city, but also the city has an effect on the environment and the landscape, there is a constant flow of material, energy and information amongst them. In our research we were trying to shed light on the impact of the anthropogenic activities on the urban soil, reveal the connection between the influence and the usage of the urban soil and draw the conclusions. The values we gained through our examinations were placed on a digital map with GIS (Geospatial Information system) methods. After entering the pH values, the acidity of the parental material can be observed in both layers on the southwest forest territories of the city, moreover the - so far insignificant - alkalizing of the city territories compared to the surroundings due to the land-shaping activities of mankind. We cannot find any carbonated lime in one fourth of the samples, these samples came mostly from the mountainous surrounding of the city. In the samples from the internal areas of the city, however, carbonated lime could be found particularly due to the disposal of construction scrap. The upper layer of the examined soil is rich on humus, in spite of the increasing landscape usage and alteration of the structure. The highest humus and nitrogen values could be found in the soil of the forests near to the television tower, in the lower layers the amount of organic material was less. The lowest AL-solvent potassium values could be found in these areas, as well. We have found significant values of AL-solvent phosphorus, KCl-solvent potassium and magnesium in vehicular zones or near agricultural land. Higher iron content could be found in the samples of acid forest territories, the manganese values follow these tendencies. The highest zinc values can be shown in both layers near the bus station and the roads with the highest traffic. The copper tests gave us steadily high values at several sampling points throughout the Virágvölgy-site and the separate house zone of the city. In the course of our examination we were trying to find a connection between land usage and land status which would allow the evaluation of the future status and the processing of the necessary improvement methods. Based on our experiments the unique character of the city is fading away, the qualification of the peripheral areas are changing, the usage of the land is condensing which lead to a declining quality of urban soil.

EGY TIPIKUS KÖZÉP-MAGYARORSZÁGI AGRÁRTÁJ – PUSZTASZABOLCS ÉS KÖRNYÉKE – TERMÉSZETES FLÓRÁJA

TAMÁS Júlia¹, CSONTOS Péter²

¹Magyar Természettudományi Múzeum, Növénytár
1089 Budapest, Könyves Kálmán krt. 40.; e-mail: tjuli@bot.nhmus.hu
²MTA, Agrártudományi Kutatóközpont, Talajtani és Agrokémiai Intézet
1022 Budapest, Herman O. út 15.; e-mail: cspeter@rissac.hu

Kulcsszavak: degradáltság, flóratérképezés, kultúrtáj, lösznövényzet, természetességi mutatók

Összefoglalás: Jelen dolgozat a Magyar Flóratérképezési Program keretében megvizsgált két Pusztaszabolcs melletti kvadrát (8878/1 és 8878/3) flóráját mutatja be. Az összesen 68,75 km²-nyi terület bejárása 2003.–2004. években történt. A 8878/1-es négyzet fajszáma 260, a 8878/3-asé 321, a két négyzet össz fajszáma pedig 366 volt. A Sorensen-index a két négyzet flórájának magas (74%-os) hasonlóságát mutatta, ezért természetességi–degradáltsági értékelésüket az összevont fajlista alapján tárgyaltuk. A fajkészlet természetvédelmi érték kategóriák szerinti megoszlása a terület degradált állapotát jelezte, mivel az erre utaló fajok részaránya megközelítette a 60 százalékot. A szociális magatartás típusok szerinti elemzés ezzel egybehangzó eredményt adott, itt a leromlást indikáló fajok aránya 63% volt. Mindkét elemzési mód esetén tovább növekedett a leromlást jelző fajok csoportjainak részaránya, ha a számításokat csak a nagyobb elterjedésű (mindkét térképezési négyzetben előforduló) fajokra vonatkozóan végeztük el. A természetes vegetáció elszegényedésének elsődleges oka a nagytáblás művelésű szántóföldek uralkodó jelenléte a kistájban, amihez még hozzájárul a megmaradt mezsgyék és más vonalás tájelemek jelentős bolygatottsága is. Az általános leromlottság ellenére nyomokban még fellelhetők voltak a kistáj természetes növényzetét egykor meghatározó löszvegetáció elemei, de a védett löszfajok közül csak a *Taraxacum serotinum* került elő.

Bevezetés

A természetes flóra és a vegetáció kutatottságát tekintve Magyarország egyes tájai között jelentős eltérések mutatkoznak. Bőséges ismeretekkel rendelkezünk a főváros környékére vonatkozóan (BORBÁS 1879, ZÓLYOMI 1958, HEGEDŰS 1994, SOMLYAY 2009), valamint az Északi-középhegység és a Dunántúli-középhegység jelentősebb hegytömbjeinek növényzetéről (pl. KOVÁCS 1975, CSIKY 2004, ill. FEKETE 1959, BARINA 2006 stb.). Ugyancsak jól feltártak nemzeti parkjaink és jónéhány értékes védett területe az országnak, ahol még számottevő természetes vegetáció maradt fenn. Ezzel szemben a mezőgazdasági tevékenységekkel jellemezhető alföldi jellegű országrészek spontán flórájáról csak szórványosan rendelkezünk ismeretekkel. Többek között ennek az ismerethiánynak a megszüntetését is célozta a 2002–2005 között zajló Magyar Flóratérképezési Program (KIRÁLY 2003), amelyhez jelen dolgozat szerzői is csatlakoztak. Itt közreadott eredményeik Pusztaszabolcs környékének a felmérés időszakában aktuális, természetes flórájáról adnak számot.

Anyag és módszer

Pusztaszabolcs Budapesttől D-DK-i irányban 45 km távolságra, a Mezőföld északi felében a Közép-Mezőföld kistájban fekszik, lösszel fedett hordalékkúp-síkságon, ahol a lösztakaró helyenként a több tíz méteres vastagságot is eléri. Éghajlatát tekintve mérsékelt meleg, száraz vidék, ahol az évi napsütéses órák száma 1960, az évi középhőmérséklet 10,2–10,4 °C

(a vegetációs időszakban 17,3 °C), az évi csapadékösszeg 540–580 mm (DÖVÉNYI 2010). A környék legjellemzőbb talaja a mészlepedékes csernozjom, s emellett még jelentős a közvetlen talajvízhatás alatt álló alföldi mészlepedékes csernozjom talajok előfordulása is. Ennek megfelelően az elsődleges területhasználati mód a nagytáblás szántó (76,6%), amely után jóval szerényebb értékekkel említhetők az erdők (6,7%), a rétek, illetve legelők (5,8%) és a szőlők (1,0%). Mellettük az összes többi tájhasználati mód együttes részesedése sem éri el a 10 százalékot. A település környéke potenciálisan az erdőssztyep zóna része, ám ennek maradványai, tekintettel a táj mezőgazdasági hasznosítására, legfeljebb töredékesen maradhettek fenn a bevágódó kisebb löszvölgyekben.

Florisztikai vizsgálataink tényleges területét a Magyar Flóratérképezési Program 8878/1-es és 8878/3-as négyzetei képezték, amelyek É–D irányban egymással érintkező területek. A két négyzet Ny–K-i irányú érintkező élének meghosszabbított vonala átszeli Pusztaszabolcsot, amelynek belterülete néhány 100 m-nyi szakaszon benyúlik az 1-es négyzet DK-i, illetve a 3-as négyzet ÉK-i sarkába. Az északabra fekvő 1-es négyzet középső részén található Tükröspusztá, amely egy néhány épületből álló majorság. E négyzet ÉNy-i sarka 1 km-nyire megközelíti Gárdony város belterületét. A délebbre fekvő 3-as számú négyzetet lényegében annak középvonalában átszeli a kelet-nyugati irányú Pusztaszabolcs–Székesfehérvár egyvágányú vasút. Ez a vasút a négyzet nyugati szélén érinti Zichyújfalut, amelynek mintegy 3/4 része még a vizsgálati területünkhöz tartozott. A két négyzet együttes területe 68,75 km² volt, tengerszint feletti magassága 110 és 184 m között változott.

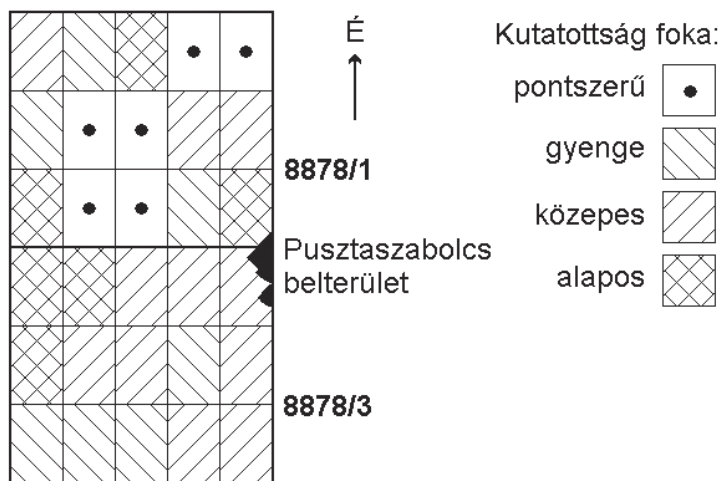
A két flóratérképezési négyzet bejárása 2003. április 21. és 2004. szeptember 6. között történt, hét egynapos kiszállás keretében. A terület bejárásához a flóratérképezési programban használatos 1:25000 léptékű térképek mellett a vonatkozó 1:10000 léptékű EOTR térképeket is felhasználtuk. A bejárások során a területnek elsősorban az e térképek alapján, és a terepi megfigyeléseink szerint változatosabbnak mutatózó részeit kutattuk át részletesen, míg az egyhangúnak látszó, kultúrnövényekkel bevetett táblák vizsgálatára kevesebb időt fordítottunk. A kutatásra fordított idő ilyen arányú felhasználásának általános hatékonyságát egy korábbi elemzés már igazolta (CSONTOS és LÖKÖS 1992), ezért itt is ezt a módszert választottuk. A fajnevek használatakor a FLÓRA-adatbázist követtük (HORVÁTH et al. 1995).

A vizsgált terület flórájának értékeléséhez az alábbi mutatókat használtuk fel: a) a fajok természetvédelmi-érték kategóriák szerinti besorolása (SIMON 2000); b) a fajok szociális magatartás típus szerinti besorolása (BORHIDI 1995); és c) a fajkészlet magtömeg kategóriák szerinti csoportosítása (CSONTOS 2001).

Eredmények

A felmért terület növényzetének képét az egyéves szántóföldi kultúrák határozták meg. Természetesebb élőhelyek csak szórványosan bukkantak fel, kisebb kiterjedésben. Ilyenek voltak a Buhini-erdő, és az ehhez kapcsolódó fátlan, gyepes élőhelyek a Keleti-Híppolyt-árok mentén; a Szabolcsi úti dűlőknél létesített barackos határához kapcsolódó lejtős területen megmaradt, kis kiterjedésű, közepesen zavart gyep; valamint néhány facsoport, illetve mezővédő erdősav, bár ezek fás növényzete főként akácokból és más tájidegen

fafajok ültetvényeiből állt. Ezen részek feltárására több időt fordítottunk, míg a zömmel kukorica és napraforgó táblák által uralt részeken csak szórványos, pontszerű megfigyeléseket végeztünk. A területrészek kutatottsági fokának térképi megjelenítését az 1. ábra mutatja be.



1. ábra A Pusztaszabolcstól északnyugatra és délnyugatra fekvő két flóratérképezési kvadrát (8878/1 és 8878/3) egyes területrészeinek kutatottsági foka

Figure 1. Survey intensity in the 15-15 sub-plots of the two studied grid cells of the Hungarian Flora-mapping Survey. Grid cell numbers were 8878/1 and 8878/3 in the direction of north-west and south-west, respectively, from town Pusztaszabolcs. Black dot indicates the lowest while cross-hatched pattern indicates the highest level of survey intensity.

A két térképezési négyzetben összesen 366 edényes növényfajt találtunk, amelyek közül a harasztokat egyedül az *Equisetum arvense* képviselte (1. függelék). Az északabbra fekvő négyzet (8878/1) fajszáma 260, míg a délebbi (8878/3) 321 volt. A két négyzet közös fajainak száma 215-öt tett ki, az északi négyzetben 45, a déliben 106 volt a csak ott megtalálható növényfajok száma.

A két flóratérképezési négyzet fajkészletének hasonlósága a Sørensen-index szerint 0,7401-nek adódott, ami a vizsgált területek flórájának jelentős rokonságát mutatja.

A törvényes védelem alatt álló fajok közül csak néhány került feljegyzésre: a *Centaurea sadlerana* és a *Cirsium brachycephalum* (mindkét négyzetben), az *Epipactis helleborine*, az *E. palustris* és a *Taraxacum serotinum* (a 8878/3-as négyzetben), valamint az *Amygdalus nana* (véltetően ültetett példányai). A terület jelentős hányadát kitevő löszös élőhelyek jellemző fajai közül említhetők: *Agropyron intermedium*, *A. pectinatum*, *Astragalus cicer*, *Bothriochloa ischaemum*, *Euphorbia pannonica*, *Festuca rupicola*, *Lithospermum officinale*, *Marrubium peregrinum*, *Melica ciliata*, *Melica transsilvanica*, *Nepeta cataria*, *Nonea pulla*, *Peucedanum alsaticum*, *Rapistrum perenne*, *Salvia pratensis*, *S. nemorosa*, *S. verticillata*, *Stipa capillata*, *Taraxacum serotinum*, *Thalictrum minus*.

A kutatott terület fajkészletének természetességi–degradáltsági elemzését két, hasonló jellegű minősítő rendszer szerint végeztük el.

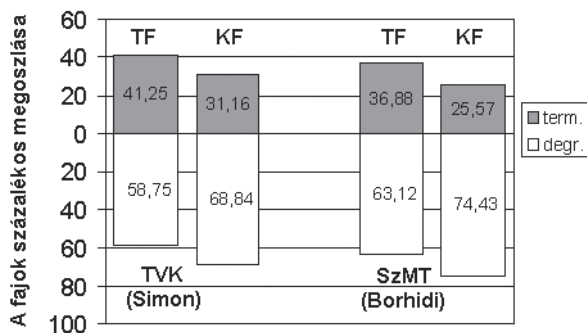
1. táblázat A Pusztaszabolcs környéki flóra fajainak megoszlása a természetvédelmi-érték kategóriák (TVK; SIMON 2000) között, a teljes flórára (TF), illetve azon fajok részalmazára, amelyek mindkét flóratérképezési kvadrátban előfordultak (KF).

Table 1. Species numbers in the nature conservation value categories (TVK; *sensu* SIMON 2000) in the studied territory of Pusztaszabolcs and its surroundings. TF= species distribution and percentage share based on the total number of species; KF= species distribution and percentage share based on the common species in the two plots studied.

TVK	TF	KF	TF%	KF%	KF%-TF%
természetességre utaló fajok					
KV+V (védett faj)	4	1	1,09	0,46	-0,63
E (társulásalkotó)	23	14	6,28	6,51	0,23
K (kísérő faj)	114	48	31,15	22,33	-8,82
TP (természetes pionír)	10	4	2,73	1,86	-0,87
degradációra utaló fajok					
TZ (term. zavarástűrő)	73	47	19,95	21,86	1,91
GY+A (gyom+adventív gyom)	128	91	34,97	42,32	7,35
G (gazdasági növény)	14	10	3,83	4,66	0,83
Összesen	366	215	100	100	

A Simon-féle természetvédelmi-érték kategóriák megoszlását az 1. táblázat mutatja be, két bontásban: a teljes fajkészlet alapján (TF), és csak a mindkét megfigyelt négyzetben közösen előforduló fajok alapján (KF). A legnagyobb fajszámot mindkét bontásban a gyomok (GY) csoportja adta (az adventív gyomok „A” csoportjába mindössze 3 faj tartozott, így azokat a „GY” kategóriával összevontuk). Így a gyomok részesedése a teljes fajkészletből megközelítette a 35 százalékot, a közös fajok halmazából pedig 42,3 százalékot tett ki. A gyomok után sorrendben a kísérő fajok (K) és a természetes zavarástűrők (TZ) következtek. Az 1. táblázat utolsó oszlopában az egyes kategóriák százalékos részesedésének különbségeit képeztük, kivonva egy adott kategóriának a közös fajok halmazára számolt részarányából a teljes fajkészletre kapott részarányát. Eredményül azt kaptuk, hogy az összes degradációra utaló kategória esetében a részarány a közös fajkészletre számolva megemelkedett. Ugyanezen számítás a természetességre utaló kategóriák esetében általában csökkenést mutatott, ami alól egyedül a társulásalkotó fajok csoportja volt kivétel. A két főcsoport együttes részesedései a 2. ábrán láthatók.

A szociális magatartási típusok szerinti megoszlásokat (BORHIDI 1995), a fent ismertetett módon számolva, a 2. táblázat foglalja össze. A legnagyobb fajszámokat, szinte azonos mennyiségekkel a gyomok (W+A) és a zavarástűrők (DT) mutatták. (A behurcolt gyomok „A” csoportjába csak két faj tartozott, ezért azt összevontuk a honos gyomok „W” kategóriájával.) Jelentőségét (fajszámát) tekintve a harmadik helyre a generalista (G), negyedik helyre a természetes kompetitor (C) csoport került. Feltűnőek még az „RC” és az „AC” csoport viszonylag nagy fajszámai, különösen akkor, ha csak a mindkét négyzetben meglévő, közös fajokat vizsgáljuk (2. táblázat). Ha a fajokat két fő csoportra osztjuk: 1) természetes állapotra utaló fajok (C+S+G+NP), illetve 2) degradációra utaló fajok (DT+W+A+I+RC+AC), és e fő csoportok részesedése alapján összehasonlítjuk a teljes flórát (TF), annak azon fajhalmazával amely a mindkét négyzetben előforduló fajokat (KF) tartalmazza, akkor a Simon-féle kategóriarendszerrel kimutatott tendenciához hasonló eredményt kapunk (2. ábra). A természetességre utaló fajok százalékos részesedése a „KF” halmazban csökkent, míg ezzel szemben a degradációra utaló fajok részesedése megemelkedett.



2. ábra A Pusztaszabolcs melletti két flóratérképezési négyzet (8878/1 és 8878/3) fajkészletének természetességi jellemzői. TF: a két flóratérképezési négyzet teljes fajkészlete ($s=366$); KF: közös fajok a két négyzetben ($s=215$); term.: természetes állapotra utaló fajok; degr.: degradációt jelző fajok; TVK (SIMON): természetvédelmi-érték kategóriák; SzMT (BORHIDI): szociális magatartás típusok.

Figure 2. Degree of naturalness of the wild growing flora in the studied territory of Pusztaszabolcs and its surroundings, as indicated by two different species ranking systems (TVK, SIMON 2000; and SzMT, BORHIDI 1995). TF: total species pool of the two studied quadrats ($s=366$); KF: species that were present in both quadrats ($s=215$); term.: percentage share of species indicating undisturbed, native vegetation; degr.: percentage share of species indicating disturbances and degradation of the vegetation.

2. táblázat A Pusztaszabolcs környéki flóra fajainak megoszlása a szociális magatartási típusok (SzMT; BORHIDI 1995) között, a teljes flórára (TF), illetve azon fajok részhalmozására, amelyek mindkét flóratérképezési kvadrátban előfordultak (KF).

Table 2. Species numbers in the social behaviour type categories (SzMT; *sensu* BORHIDI 1995) in the studied territory of Pusztaszabolcs and its surroundings. TF= species distribution and percentage share based on the total number of species; KF= species distribution and percentage share based on the common species in the two plots studied.

SzMT	TF	KF	TF%	KF%	KF%-TF%
C (természetes kompetitor)	36	18	9,84	8,37	-1,47
S (specialista)	14	3	3,82	1,39	-2,43
G (generalista)	74	31	20,22	14,42	-5,8
NP (természetes pionír)	11	3	3,00	1,39	-1,61
DT (zavarástűrő)	97	63	26,50	29,30	2,8
W+A (honos+behurcolt gyomok)	94	67	25,69	31,17	5,48
I (kivadult haszonnövény)	12	8	3,28	3,72	0,44
RC (honos ruderalis kompetitor)	13	11	3,55	5,12	1,57
AC (tájidegen agresszív kompetitor)	15	11	4,10	5,12	1,02
Összesen	366	215	100	100	

Az ezermagtömeg kategóriák szerinti fajmegoszlást a 3. táblázat tartalmazza. Az adat-elítelttség (ami az eredmények megbízhatóságának alapja) megfelelően magas volt, mivel a TF esetében a fajok 96,99 százalékáról rendelkezünk magtömeg adatokkal, a KF esetében pedig az összes fajnak ismert volt a magtömeg kategória besorolása. Az elemzés alapján kiemelkedően gyakori magtömeg kategóriáról a pusztaszabolcsi vegetációban nem beszélhetünk. A magyar flóra egészére jellemző eloszláshoz viszonyítva is csak az 1-es és a 7-es kategóriák viszonylagos alulreprezentáltsága említhető. A teljes flóra *versus* közös flóra összevetésénél az arányok megközelítőleg azonosak, csak jelentéktelen

arányelmozdulások figyelhetők meg. Az arányok változásában tendencia nem érzékelhető, mind a kis- mind a nagymagvú kategóriák esetében vegyesen fordulnak elő csökkenő és növekvő irányú elmozdulások (3. táblázat utolsó oszlopa).

3. táblázat A Pusztaszabolcs környéki flóra fajainak megoszlása az ezermagtömeg kategóriák (CSONTOS 2001) szerint, a teljes flórára (TF), illetve azon fajok részhalmozására, amelyek mindkét flóratérképezési kvadrátban előfordultak (KF).

Table 3. Species numbers in the thousand seed mass categories (CSONTOS 2001) in the studied territory of Pusztaszabolcs and its surroundings. TF= species distribution and percentage share based on the total number of species; KF= species distribution and percentage share based on the common species in the two plots studied.

Ezermagtömeg kategória	TF	KF	TF%	KF%	KF%–TF%
1 ($\leq 0,20$ g)	54	36	15,25	16,82	1,57
2 (0,21 - 0,50 g)	49	29	13,84	13,55	-0,29
3 (0,51 - 1,00 g)	48	30	13,56	14,02	0,46
4 (1,01 - 2,00 g)	57	35	16,1	16,36	0,26
5 (2,01 - 4,00 g)	59	38	16,67	17,76	1,09
6 (4,01 - 10,0 g)	40	17	11,3	7,94	-3,36
7 (10,1 - 50,0 g)	29	18	8,19	8,41	0,22
8 (50 g <)	18	11	5,09	5,14	0,05
Összesen	354*	214 ⁺	100	100	

* Az összes megtalált faj közül tizenegy nem rendelkezett magtömeg besorolással.

⁺ A közös előfordulású fajok mindegyikének ismert volt a magtömeg besorolása, kivéve természetesen a mezei zsurlót.

Eredmények értékelése

A kistáj edényes növényeinek becsült fajszámát 600–800 közé teszik, amely szám természetesen annak teljes 1470 km²-nyi területére értendő (DÖVÉNYI 2010). Az általunk bejárt közel 70 km²-ről feljegyzett 366 faj – tekintettel a fajszám vs. terület összefüggés telítési görbe jellegére – nem tekinthető magas értéknek. Nagy élőhely-diverzitású térségekben, mint amilyenek például a Budai-hegység dolomit alapközetű hegyei, 6 km²-nyi területen 508 faj fordult elő (CSONTOS és LÖKÖS 1992). Ugyanakkor egy kizárólag szántóföldi területekre (kukorica és kalászos gabona táblákra) korlátozódó felmérés során Solt és Ladánybene környékéről csak 90 edényes növényfaj került listázásra (CSERESNYÉS et al. 2009). Ez utóbbinál tehát a jelen munkánkban vizsgált terület fajszáma határozottan magasabb. Ez a fajtöbblet egyrészt származhat a megművelt területek nagyobb változatoságából (többféle hasznofaj, ill. tulajdonostól függő eltérő kezelési módok), mivel a különböző területek még gyomnövényzet esetén is legalább részben eltérő, egyedi fajkészlettel rendelkeznek (TÓTH et al. 2011). A nagyobb fajszám másrészt a természetes növényzet legalább részbeni, fragmentálódott formájú fennmaradásának is köszönhető. Erre utal néhány tipikus löszjelző faj megléte, amelyek közül többnek jelentősebb állományai is előfordulnak, elsősorban a mindkét vizsgálati négyzetet átszelő vasútvonalak mentén, ahol a pálya bevágása következtében több szakaszon 10 méternél is magasabb, mesterséges löszlejtők alakultak ki. Igazán értékes löszspecialistákat azonban nem találtunk, a védett fajok közül csak a *Taraxacum serotinum* bír nagyobb jelentőséggel.

Az ilyen fajok fennmaradására a térségben inkább olyan területek adnak módot, amelyeknek domborzati viszonyai történelmi időtávlatban biztosíthatják feltöretlen löszgyepek jelenlétét (KALAPOS és SZERÉNYI 1997, SZERÉNYI és KALAPOS 1998). A függelék fajlistájában szerepel még az *Amygdalus nana* is, de a megtalált példányok előfordulása nagy valószínűséggel nem természetes, mivel egy vasúti pályaőr fulke romjait környező, kertmaradvány jellegű növényegyüttesben bukkantunk rájuk orgona, aranyvessző és néhány tő (a gyomos gyeppen túlélő) tulipán társaságában. A törpemandulák láttán alaposan átkutattuk a már említett vasúti rézsűket, de spontán populációkat nem találtunk a vizsgált két flóratérképezési négyzet területén. Nem zárható ki, hogy a beültetett példányok a vasúti pálya valamely távolabbi pontjáról származnak, mivel a Mezőföld területén a faj többfelé is előfordul (LENDVAI és HORVÁTH 1994), de az a valószínűbb, hogy ezek az egyedek dísznövény kertészeti eredetűek.

A természetességi–degradáltsági mutatók szintén egy eléggé elszegényedett fajkészletű tájdarabról árulkodnak. Simon Tibor a degradált állapot küszöbszámaként az erre utaló fajok 30 százaléknál magasabb részesedését jelöli meg (SIMON 1988). Az általunk vizsgált területre vonatkozó érték (több mint 58%) ezt jelentősen meghaladja (2. ábra). Néhány százalékkal még ennél is nagyobb leromlás mutatkozott (63%) a szociális magatartási típusok szerinti elemzésben.

A leromlás elsődleges oka egyértelműen az intenzív tájhasználat. A nagytáblás szántóföldi művelés töredékes területekre szorítja vissza az eredeti természetes növényzetet, és e fragmentumokat is jelentős mértékben elszigeteli egymástól. A területen több veszélyes özönfajt is regisztráltunk (*Ailanthus altissima*, *Amorpha fruticosa*, *Asclepias syriaca*, *Celtis occidentalis*, *Solidago gigantea* subsp. *serotina*), amelyek terjedésében az antropogén bolygatások mellett e fajok allelopatikus hatása is szerepet játszhatott (BAGI 2004, KAZINCZI et al. 2004, CSISZÁR et al. 2012). Az ökológiai folyosóként megmaradó vonalas tájelemek jelen esetben elsősorban vasútvonalakat kísérő gyepes területek, táblaközi mezsgyék, valamint a DNY-ÉK-i irányban mindkét flóratérképezési négyzeten áthúzódó Adria olajvezeték pástája. Azonban ezek a területek sem mentesek a zavarástól. Így például a 8878/3 négyzetben a felvételezés első évében (2003) rábukkantunk egy mezsgyén húzódó fasorra, amely jelentős részben idős *Quercus robur* példányokból állt. A fák 90%-ának 2004-re csak a tönkje maradt – primitív módon kerültek kivágásra, vélhetően illegális „tűzfagyűjtésnek” estek áldozatul. Később kiderült, hogy e fásor unikális volt a tájban, mivel a többi mezővédő erdősavot akác vagy ültetett nyarak alkották. Emellett a fent említett vonalas tájelemek számos „üzemszerű” bolygató hatásnak is ki vannak téve (mezsgyéken kemikáliák kiszóródása és esetenkénti beszántás, vasúti rézsűkön kaszálás és égetés stb.) ezért csak az e zavarásokat elviselő fajok számára jelentenek tényleges ökológiai folyosót.

Ebből következően azt feltételeztük, hogy a vizsgált terület gyakoribb fajainak halmaza, az összképhez viszonyítva is még degradáltabb képet fog mutatni. (A gyakoribb fajok halmazába soroltuk azokat, amelyeket mindkét flóratérképezési négyzetben megtaláltunk.) Az elemzés megerősítette ezt a feltevést, mivel mind a TVK, mind pedig az SzMT értékelés szerint gyakori (zömében zavarástűrő) fajok halmazában a leromlást jelző fajok aránya tovább nőtt (69, ill. 74 százalékra). A természetességet, illetve degradáltságot jelző főcsoportok tendenciái szinte minden esetben az azokat felépítő alapkategóriákra (pl. kísérő faj, természetes pionír, stb; illetve specialista, generalista stb) is érvényesek voltak. Ez megerősíti a terület általános bolygatottságára vonatkozó megállapításunkat, valamint

más részről alátámasztja a minősítő rendszer kategóriáinak funkcionális-ökológiai meg-alapozottságát. Utóbbi egyben azt is jelenti, hogy megfelelő esetben egy-egy kiemelt kategória vizsgálatával is megbízható következtetésekre juthatunk.

Az egyetlen kivétel, ahol a közös trendtől eltérő viselkedést tapasztaltunk, a TVK rendszer társulásalkotó („edifikátor”) csoportja volt. Bár a gyakori fajok halmazában (KF) a társulásalkotók fajszáma is csökkent a teljes flórában meglévőkhöz képest (1. táblázat), de a csökkenés a többi természetességet jelző csoporthoz képest kisebb mértékű volt és ezért e csoport százalékos részaránya nem csökkent, hanem növekedett. Ennek az a magyarázata, hogy a társulások a zavarások hatására nem mint egész entitások tűnnek el, hanem inkább csak fajkészletük egy része semmisül meg, miközben maga a társulás-alkotó faj (kísérőfajainak töredék-csapatával) még hosszabb ideig megmarad. Mindebből az is következik, hogy a társulásépítők fajcsoportja (a rendkívül durva zavarásokat leszámítva) valószínűleg a legkevésbé használható a vegetáció degradáltságának mérésére.

Az ezermagtömeg kategóriákkal végzett elemzésben arra voltunk kíváncsiak, hogy a magméret összefüggésben áll-e a fajok elterjedtségének mértékével. Korábban számos elemzés készült ebben a tárgykörben, de ezek nem vezettek egybehangzó eredményre (LEISHMAN et al. 2000, JAKOBSSON és ERIKSSON 2002). Egyes tanulmányok arra utaltak, hogy minél kisebb magtömegű egy faj, annál szélesebb földrajzi elterjedést mutat, valamint egy adott helyet tekintve annál nagyobb az abundanciája (GUO et al. 2000). Más szerzők azonban nem tapasztaltak ilyen tendenciát, vagy ha igen, akkor az összefüggés nagyon gyengének mutatkozott, illetve vélhetően más növényi tulajdonságok (pl. életforma, termet, magterjesztési mód) tűntek inkább felelőssé tehetőnek az elterjedési terület nagyságában tapasztalt eltérésekért (OAKWOOD et al. 1993, THOMPSON et al. 1999). A vitatott jelenség jobb megértéséhez jelen munkánk a nagyobb elterjedtséget mutató „KF” fajcsoport és a teljes fajkészlet magtömeg spektrumának összevetésével szolgáltatott újabb adatokat. Az érdemi összefüggést az mutathatta volna, ha a „KF” fajcsoportban a kismagvú fajok aránya megemelkedik, a nagymagvúaké pedig lecsökken. Eredményeink azonban nem jeleztek ilyen irányú tendenciát a két pusztaszabolcsi kvadrát vizsgálata alapján. A magtömeg spektrumban akkor sem mutatkozott tendencia, ha a számításokat a „KF” fajok és a csak egy négyzetben előforduló fajok halmazai között végeztük el. Mindazonáltal a kérdés további vizsgálatát feltétlenül érdemesnek tartjuk nagyobb adatmennyiségek bevonásával.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozunk BARINA Zoltánnak, KALAPOS Tibornak és SZERÉNYI Júliának a konzultációkért. PENKSZA Károly és egy további bíráló kéziratához fűzött hasznos megjegyzéseiről ezúton mondunk köszönetet. A flórafeltárás terepi munkálataihoz a „Magyarország természetes növényzeti örökségének felmérése és összehasonlító értékelése” c. pályázat (Széchenyi-terv NKFP2002) nyújtott anyagi támogatást.

Irodalom

- BAGI I. 2004: Selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.). In: Mihály B., Botta-Dukát Z. (szerk.) Biológiai inváziók Magyarországon, özönnövények. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 319–336.
- BARINA Z. 2006: A Gerecse hegység flórája. Rosalia. 1. kötet. Magyar Természettudományi Múzeum, Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatósága, Budapest.
- BORBÁS V. 1879: Budapestnek és környékének növényzete. Magy. Kir. Egy. Könyvnyomda, Budapest, 172 pp.

- BORHIDI, A. 1995: Social behavior types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian flora. *Acta Bot. Hung.* 39(1-2): 97–181.
- CSERESNYÉS I., CSONTOS P., BÓZSING E., TAMÁS J. 2009: Kukorica és kalászos gabonavetések gyomnövényzetének vizsgálata eltérő vízgazdálkodású talajokon. *Magyar Gyomkutatás és Technológia* 10(2): 37–52.
- CSIKY J. 2004: A Karancs, a Medves-vidék és a Cerová vrchovina (Nógrád-Gömöri Bazaltvidék) flóra- és vegetációtérképezése. Pécsi Tudományegyetem kiadása, Pécs, 451 pp.
- CSISZÁR Á., KORDA M., SCHMIDT D., ŠPORČIĆ D., TELEKI B., TIBORCZ V., ZAGYVAI G., BARTHA D. 2012: Néhány inváziós és potenciálisan inváziós neofiton allelopátiás hatásának vizsgálata. *Botanikai Közlemények* 99(1–2): 159–171.
- CSONTOS P. 2001: A természetes magbank kutatásának módszerei. Scientia Kiadó, Budapest, 155 pp.
- CSONTOS P., LÖKÖS L. 1992: Védett edényes fajok térbeli eloszlás-vizsgálata a Budai-hg. dolomitvidékén. Szünbotanikai alapozás természetvédelmi területek felméréséhez. *Bot. Közlem.* 79(2): 121–143.
- DÖVÉNYI Z. 2010: Magyarország kistájainak katasztere. 2. átdolgozott és bővített kiadás. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, 876 pp.
- GUO, Q. F., BROWN, J. H., VALONE, T. J., KACHMAN, S. D. 2000: Constraints of seed size on plant distribution and abundance. *Ecology* 81(8): 2149–2155.
- FEKETE G. 1959: A Velencei-tó, partvidéke és a Velencei-hegység fitocönológiai viszonyai. Egyetemi doktori értekezés kézirat, ELTE – MTM Növénytár, Budapest.
- HEGEDŰS Á. 1994: Budapest jelenlegi virágos flórája. Animula Kiadó, Budapest. 68 pp.
- HORVÁTH F., DOBOLYI Z. K., MORSCHHAUSER T., LÖKÖS L., KARAS L., SZERDAHELYI T. 1995: FLÓRA adatbázis 1.2 taxonlista és attribútumállomány. FLÓRA munkacsoport, MTA ÖBKI, MTM Növénytára, Vácrátót.
- KALAPOS T., SZERÉNYI J. 1997: A Magyarországról kipusztultnak vélt deres szádogó (*Orobanche caesia* Rchb.) előfordulása az érdi Sánc-hegyen. *Kitaibelia* 2: 41–43.
- KAZINCZI, G., BÉRES, I., MIKULÁS, J., NÁDASY, E. 2004: Allelopathic effect of *Cirsium arvense* and *Asclepias syriaca*. *Journal of Plant Diseases and Protection, Special Issue* 19: 301–308.
- KIRÁLY G. 2003: A magyarországi flóratérképezés módszertani alapjai. Útmutató és magyarázat a hálótérképezési adatlapok használatához. *Flora Pannonica* 1(1): 3–20.
- KOVÁCS M. 1975: Beziehung zwischen Vegetation und Boden. Die Bodenverhältnisse der Waldgesellschaften des Mátragebirges. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- JAKOBSSON, A., ERIKSSON, O. 2002: Seed size and frequency patterns of understory plants in Swedish deciduous forests. *Ecoscience* 9(1): 74–78.
- LEISHMAN, M. R., WRIGHT, I. J., MOLES, A. T., WESTOBY, M. 2000: The evolutionary ecology of seed size. In: Fenner, M. (ed.) *Seeds: The ecology of regeneration in plant communities*. CABI Publishing, Wallingford, pp: 31–57.
- LENDVAI G., HORVÁTH A. 1994: Adatok a Mezőföld löszflórájához. *Bot. Közlem.* 81(1): 9–12.
- OAKWOOD, M., JURADO, E., LEISHMAN, M., WESTOBY, M. 1993: Geographic ranges of plant-species in relation to dispersal morphology, growth form and diaspore weight. *Journal of Biogeography* 20(5): 563–572.
- SIMON T. 1988: A hazai edényes flóra természetvédelmi-érték besorolása. I. Magyar Ökológus Kongresszus, Előadás-kivonatok és poszter-összefoglalók, Budapest, p. 167.
- SIMON T. 2000: A magyarországi edényes flóra határozója. *Harasztok - virágos növények*. (4., átdolgozott kiadás) Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 976 pp.
- SOMLYAY L. 2009: A Budai-hegység florisztikai növényföldrajzának fő vonásai. *Kitaibelia* 14(1): 35–68.
- SZERÉNYI J., KALAPOS T. 1998: A *Himantoglossum caprinum* (M.-Bieb.) Spreng és a *Coeloglossum viride* (L.) Hartm. alföldi előfordulása az Érdi Mezőföldön. *Botanikai Közlemények* 85(1-2): 81–88.
- SZUJKÓ-LACZA, J. (ed.) 1982: The flora of the Hortobágy National Park. Natural history of the national parks of Hungary, 3. Akadémiai Kiadó, Budapest, 614 pp.
- THOMPSON, K., GASTON, K. J., BAND, S. R. 1999: Range size, dispersal and niche breadth in the herbaceous flora of central England. *Journal of Ecology* 87(1): 150–155.
- TÓTH, A., BALOGH, Á., WICHMANN, B., DANCZA, I., SZALKAY, CS., PENKSZA, K. 2011: Seasonal changes in weed vegetation on arable Pannonian sand and loess lands in Hungary. *Hungarian Journal of Industrial Chemistry Veszprém* 39(2): 313–315.
- ZÓLYOMI B. 1958: Budapest és környékének természetes növénytakarója. In: PÉCSI, M. (ed.): *Budapest természeti képe*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp: 508–642.

WILD GROWING FLORA OF PUSZTASZABOLCS AND ITS SURROUNDINGS,
A TYPICAL AGRICULTURAL REGION OF CENTRAL-HUNGARY

J. TAMÁS¹, P. CSONTOS²

¹Botanical Department of the Hungarian Natural History Museum

P.O. Box 222., Budapest, H-1476, Hungary; e-mail: tjuli@bot.nhmus.hu

²Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry, Centre for Agricultural Research,
Hungarian Academy of Sciences

Herman O. út 15., Budapest, H-1022, Hungary; e-mail: cspeter@rissac.hu

Key words: anthropogenic landscape, degradation indication, flora mapping, loess vegetation, species indicating naturalness

This paper reports the flora of the surroundings of the town Pusztaszabolcs, Hungary, based on two grid cells (nos 8878/1 and 8878/3) surveyed during the Hungarian Flora Mapping Project in the years 2003 and 2004. Total surveyed area was 68.75 km², covered by loess derived soils with mildly undulating surface between 110 m and 184 m above sea level. Typical land use of the region was extensive agricultural fields (mainly with maize, sunflower and wheat). Species numbers were: 260 and 321 in grid cells 8878/1 and 8878/3, respectively, whereas total number of species in the studied area was 366. Sorensen's index showed a similarity of 74% between the floras of the two grid cells, therefore, evaluation of their vegetation was based on the joint species list. In the gradient of natural vs. degraded status of vegetation the studied region was considered rather degraded since about 60% and 63% (depending on the evaluation method applied) of the species pool was formed by species indicating degradation and disturbances. In a subsequent analysis, when the sub-set of species present in both flora mapping grid cells were considered (s=215), the ratio of species indicating degradation increased to 63% or 74% depending on the evaluation method applied. The natural loess flora (that was typical to the region prior to extensive agricultural use) was restricted to narrow linear landscape elements (e.g. field margins, green corridors of railway lines, etc), and was impoverished due to repeated anthropogenic disturbances. The surviving species pool was formed by less sensitive members of the loess vegetation: *Agropyron intermedium*, *A. pectinatum*, *Astragalus cicer*, *Euphorbia pannonica*, *Festuca rupicola*, *Lithospermum officinale*, *Marrubium peregrinum*, *Melica ciliata*, *Melica transilvanica*, *Nepeta cataria*, *Nonea pulla*, *Peucedanum alsaticum*, *Rapistrum perenne*, *Salvia pratensis*, *S. nemorosa*, *S. verticillata*, *Stipa capillata* and *Thalictrum minus*. *Taraxacum serotinum* was the only member of the protected-by-low elements of the loess vegetation.

1. Függelék A Pusztaszabolcstól ÉNy-ra és DNy-ra elhelyezkedő flóratérképezési négyzetek (8878/1 és 8878/3) aktuális edényes fajlistája, a 2003. május 21. és 2004. szeptember 2. között végzett felmérés alapján.
Appendix I. List of vascular plant species of the studied flora mapping grid cells observed between 21st of May 2003. and 2nd of September 2004. 1) Species present in both grid cells; 2) species present only in grid cell 8878/1, 3) species present only in grid cell 8878/3.

1) Mindkét négyzetben előforduló fajok: *Acer campestre* L., *Achillea asplenifolia* Vent., *Achillea collina* J. Becker, *Aesculus hippocastanum* L., *Agrimonia eupatoria* L., *Agropyron repens* (L.) P. B., *Agrostis stolonifera* L., *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, *Alliaria petiolata* (M. B.) Cavara et Grande, *Allium scorodoprasum* L., *Alopecurus pratensis* L., *Althaea officinalis* L., *Amaranthus retroflexus* L., *Ambrosia artemisifolia* L., *Amorpha fruticosa* L., *Anthemis austriaca* Jacq., *Anthriscus cerefolium* (L.) Hoffm. subsp. *trichosperma* (Spr.) Arc., *Arctium lappa* L., *Arctium minus* (Hill) Bernh., *Arctium tomentosum* Mill., *Arenaria serpyllifolia* L., *Arrhenatherum elatius* (L.) J. et C. Presl, *Artemisia absinthium* L., *Artemisia vulgaris* L., *Asclepias syriaca* L., *Asperula cynanchica* L., *Aster tripolium* L. subsp. *pannonicus* (Jacq.) Soó, *Astragalus cicer* L., *Atriplex patula* L., *Atriplex tatarica* L., *Ballota nigra* L., *Berberis vulgaris* L., *Bolboschoenus maritimus* (L.) Palla, *Bothriochloa ischaemum* (L.) Keng, *Brachypodium sylvaticum* (Huds.) R. et Sch., *Bromus inermis* Leyss., *Bromus sterilis* L., *Bryonia alba* L., *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth, *Calystegia sepium* (L.) R. Br., *Camelina microcarpa* Andr., *Cannabis sativa* L. subsp. *spontanea* Serebr., *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medik., *Cardaria draba* (L.) Desv., *Carduus acanthoides* L., *Carex hirta* L., *Carex riparia* Curt., *Carex spicata* Huds., *Carlina vulgaris* L., *Celtis occidentalis* L., *Centaurea jacea* L. s.str., *Centaurea micranthos* S. G. Gmel., *Centaurea sadlerana* Janka, *Cerinthe minor* L., *Chenopodium album* L., *Chenopodium hybridum* L., *Chondrilla juncea* L., *Cichorium intybus* L., *Cirsium arvense* (L.) Scop., *Cirsium brachycephalum* Jur., *Cirsium canum* (L.) All., *Cirsium vulgare* (Savi) Ten., *Clematis vitalba* L., *Conium maculatum* L., *Consolida regalis* S. F. Gray, *Convolvulus arvensis* L., *Cornus sanguinea* L., *Coronilla varia* L., *Crataegus monogyna* Jacq., *Crepis rheadifolia* M. B., *Cucubalus baccifer* L., *Cynodon dactylon* (L.) Pers., *Cynoglossum officinale* L., *Dactylis glomerata* L. s.str., *Datura stramonium* L., *Daucus carota* L. subsp. *carota*, *Descurainia sophia* (L.) Webb, *Digitaria sanguinalis* (L.) Scop., *Dipsacus laciniatus* L., *Echinochloa crus-galli* (L.) P. B., *Elaeagnus angustifolia* L., *Equisetum arvense* L., *Erigeron acris* L., *Erigeron canadensis* L., *Eryngium campestre* L., *Euonymus europaea* L., *Eupatorium cannabinum* L., *Euphorbia cyparissias* L., *Euphorbia esula* L., *Euphorbia helioscopia* L., *Falcaria vulgaris* Bernh., *Fallopia convolvulus* (L.) A. Löve, *Festuca pratensis* Huds., *Festuca pseudovina* Hack., *Festuca rupicola* Heuff., *Fraxinus excelsior* L., *Fraxinus ornus* L., *Galium aparine* L., *Galium mollugo* L., *Galium verum* L., *Geum urbanum* L., *Glechoma hederacea* L. s.str., *Gleditsia triacanthos* L., *Helianthus annuus* L., *Heliotropium europaeum* L., *Hieracium pilosella* (arr.), *Holosteum umbellatum* L., *Hordeum murinum* L., *Humulus lupulus* L., *Inula britannica* L., *Koeleria cristata* (L.) Pers. s.str., *Lactuca serriola* L., *Lamium amplexicaule* L., *Lamium purpureum* L., *Lapsana communis* L., *Lathyrus tuberosus* L., *Leonurus cardiaca* L., *Ligustrum vulgare* L., *Linaria vulgaris* Mill., *Lithospermum arvense* L., *Lithospermum officinale* L., *Lolium perenne* L., *Lotus corniculatus* L., *Lycium barbarum* L., *Lycopus europaeus* L., *Lycopus exaltatus* L., *Malva sylvestris* L., *Marrubium peregrinum* L., *Matricaria chamomilla* L., *Matricaria maritima* L. subsp. *inodora* (L.) Soó, *Medicago falcata* L., *Medicago lupulina* L., *Medicago sativa* L., *Melandrium album* (Mill.) Garcke, *Melica transsilvanica* Schur, *Melilotus officinalis* (L.) Pall., *Mentha aquatica* L., *Mentha longifolia* (L.) Nath., *Morus alba* L., *Nepeta cataria* L., *Odonites verna* (Bell.) Dum., *Ononis spinosa* L., *Onopordum acanthium* L., *Padus avium* Mill., *Papaver rhoeas* L., *Pastinaca sativa* L., *Pacharoides arundinacea* (L.) Rauschert, *Phragmites australis* (Cav.) Trin., *Picris hieracioides* L., *Pimpinella saxifraga* L., *Plantago lanceolata* L., *Plantago major* L., *Plantago maritima* L., *Poa angustifolia* L., *Poa pratensis* L. s.str., *Podospermum canum* C. A. Mey., *Polygonum aviculare* L. s.str., *Polygonum lapathifolium* L., *Populus alba* L., *Portulaca oleracea* L., *Potentilla anserina* L., *Potentilla reptans* L., *Prunus spinosa* L., *Puccinellia limosa* (Schur) Holmberg, *Pulicaria dysenterica* (L.) Bernh., *Quercus robur* L., *Ranunculus polyanthemus* L., *Reseda lutea* L., *Rhannus catharticus* L., *Robinia pseudo-acacia* L., *Rosa canina* L. s.str., *Rubus caesius* L., *Rumex crispus* L., *Rumex patientia* L., *Salix alba* L., *Salix cinerea* L., *Salvia nemorosa* L., *Sambucus nigra* L., *Scabiosa ochroleuca* L., *Sclerochloa dura* (L.) P. B., *Senecio doria* L. s.str., *Senecio erucifolius* L., *Serratula tinctoria* L., *Setaria pumila* (Poir.) R. et Sch., *Setaria verticillata* (L.) P. B., *Setaria viridis* (L.) P. B., *Silene multiflora* (Ehrh.) Pers., *Silene vulgaris* (Mönch) Garcke, *Sisymbrium loeselii* Jusl., *Solanum dulcamara* L., *Solanum nigrum* L., *Solidago gigantea* Ait. subsp. *serotina* (Ait.) McNeill, *Sonchus arvensis* L., *Sonchus oleraceus* L., *Sorghum halepense* (L.) Pers., *Stachys annua* (L.) L., *Stellaria media* (L.) Vill., *Stenactis annua* (L.) Nees, *Taraxacum bessarabicum* (Hornem.) Hand.-Mazz., *Taraxacum officinale* Weber, *Tetragonolobus maritimus* (L.) Roth subsp. *siliquosus* (L.) Murb., *Thlaspi arvense* L., *Torilis japonica* (Houtt.) DC. s.str., *Tragopogon dubius*

Scop., *Typha angustifolia* L., *Ulmus minor* Mill., *Urtica dioica* L., *Valeriana officinalis* L. s.str., *Verbascum blattaria* L., *Verbascum phlomoides* L., *Verbena officinalis* L., *Veronica arvensis* L., *Veronica hederifolia* L., *Viola arvensis* Murr., *Xanthium italicum* Moretti

2) Csak a 8878/1-es sz. négyzetben előforduló fajok: *Adonis flammea* Jacq., *Ajuga chamaepitys* (L.) Schreb., *Amaranthus albus* L., *Anagallis arvensis* L., *Angelica sylvestris* L., *Artemisia annua* L., *Artemisia pontica* L., *Asperugo procumbens* L., *Berula erecta* (Huds.) Coville, *Bidens tripartita* L., *Bromus erectus* Huds. s.str., *Bromus hordeaceus* agg., *Bromus tectorum* L., *Cerastium brachypetalum* Desp., *Cerasus mahaleb* (L.) Mill., *Cirsium eriophorum* (L.) Scop., *Cuscuta europaea* L., *Eleocharis palustris* (L.) R. et Sch. s.str., *Epilobium obscurum* Schreb., *Erodium cicutarium* (L.) L'Hérit., *Fallopia dumetorum* (L.) Holub, *Fumaria schleicheri* Soy.-Will., *Fumaria vaillantii* Lois., *Heleochloa alopecuroides* (Pill. et Mitterp.) Host, *Inula conyza* DC., *Juncus gerardii* Lois., *Lappula squarrosa* (Retz.) Dum., *Peucedanum alsaticum* L., *Poa annua* L., *Ranunculus repens* L., *Rapistrum perenne* (L.) All., *Rumex acetosa* L., *Rumex conglomeratus* Murr., *Rumex obtusifolius* L., *Salvia verticillata* L., *Schoenoplectus tabernaemontani* (C. C. Gmel.) Palla, *Solidago canadensis* L., *Teucrium scordium* L., *Tragopogon orientalis* L., *Trifolium arvense* L., *Trifolium aureum* Poll., *Valerianella locusta* (L.) Latterade, *Veronica anagalloides* Guss., *Vicia angustifolia* L., *Viola alba* Bess.

3) Csak a 8878/3-as sz. négyzetben előforduló fajok: *Abutilon theophrasti* Medik., *Acer negundo* L., *Acer platanoides* L., *Acer pseudo-platanus* L., *Adonis aestivalis* L., *Agropyron caninum* (L.) P. B., *Agropyron intermedium* Host, *Agropyron pectinatum* (M. B.) R. et Sch., *Alisma plantago-aquatica* L., *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn., *Amaranthus blitoides* S. Wats., *Amygdalus nana* L., *Anchusa officinalis* L., *Artemisia santonicum* L., *Asparagus officinalis* L., *Atriplex acuminata* W. et K., *Batrachium rionii* Lager, *Bromus commutatus* Schrad., *Bromus mollis* L., *Bupleurum tenuissimum* L., *Carex distans* L., *Carex praecox* Schreb., *Carex tomentosa* L., *Carex vulpina* L., *Chelidonium majus* L., *Convallaria majalis* L., *Cuscuta campestris* Yuncker, *Dipsacus sylvestris* Huds., *Echium vulgare* L., *Epipactis helleborine* Cr. s.str., *Epipactis palustris* (Mill.) Cr., *Euphorbia palustris* L., *Euphorbia pannonica* Host, *Euphorbia salicifolia* Host, *Filipendula vulgaris* Mönch, *Fragaria vesca* L., *Fragaria viridis* Duch., *Galinsoga parviflora* Cav., *Glyceria fluitans* (L.) R. Br. s.str., *Hedera helix* L., *Hibiscus trionum* L., *Hyoscyamus niger* L., *Hypericum perforatum* L., *Juglans regia* L., *Juncus compressus* Jacq., *Knautia arvensis* (L.) Coult., *Kochia scoparia* Schrad., *Lemna trisulca* L., *Linum austriacum* L., *Lotus tenuis* W. et K., *Lysimachia nummularia* L., *Mahonia aquifolium* (Pursh) Nutt., *Malva neglecta* Wallr., *Melandrium viscosum* (L.) Celak., *Melica ciliata* L., *Muscari comosum* (L.) Mill., *Myosotis arvensis* (L.) Hill, *Myosotis stricta* Link, *Nigella arvensis* L., *Nonea pulla* (L.) Lam. et DC., *Oenanthe aquatica* (L.) Poir., *Ornithogalum umbellatum* L., *Panicum miliaceum* L. subsp. *ruderales* (Kitag.) Tzvelev, *Phleum phleoides* (L.) Karsten, *Poa nemoralis* L., *Poa trivialis* L., *Polygonatum latifolium* (Jacq.) Desf., *Populus nigra* L., *Potentilla supina* L., *Prunella vulgaris* L., *Prunus cerasifera* Ehrh., *Pyrus pyraeaster* Burgsd., *Ranunculus acris* L., *Ranunculus pedatus* W. et K., *Reynoutria japonica* Houttuyn, *Salvia pratensis* L., *Sanguisorba minor* Scop., *Schoenoplectus lacustris* (L.) Palla, *Sonchus palustris* L., *Stachys recta* L., *Staphylea pinnata* L., *Stipa capillata* L., *Symphytum officinale* L., *Syringa vulgaris* L., *Taraxacum serotinum* (W. et K.) Poir., *Teucrium chamaedrys* L., *Thalictrum minus* L., *Thesium arvense* Horvátovszky, *Thymus pannonicus* All., *Tilia cordata* Mill., *Tribulus terrestris* L., *Trifolium pratense* L., *Trifolium repens* L., *Tussilago farfara* L., *Typha latifolia* L., *Ulmus laevis* Pall., *Utricularia vulgaris* L., *Veronica beccabunga* L., *Veronica spicata* L. s.str., *Viburnum lantana* L., *Vinca minor* L., *Vincetoxicum hirundinaria* Medik., *Viola cyanea* Celak., *Viola odorata* L., *Viola sylvestris* Lam., *Xanthium strumarium* L.

ŐSZI BÚZA FAJTÁK (*TRITICUM AESTIVUM* L.) ADAPTÁLHATÓSÁGA A MÁTRAALJA ÖKOLÓGIAI VISZONYAIHOZ

BÉLTEKI Ildikó

Károly Róbert Főiskola
3200 Gyöngyös, Mátrai u. 36. e-mail: ibelteki@karolyrobert.hu

Kulcsszavak: búza, fajta-összehasonlító kísérlet, termésátlag, Mátraalja

Összefoglalás: A Károly Róbert Főiskola Tass-pusztai Tangazdaságában 1994-től végeztünk őszi búza kisparscellás fajta-összehasonlító kísérletet, véletlen blokk elrendezésben, 4 ismétlésben. Vizsgáltuk többek között a fajták télállóságát, állóképességét, növénymagasságát, mértük a betakarított szemtermés mennyiségét, ezer-szemtömeget, HI-tömeget. Jelen munkámban a 2003-2005. kísérleti években tapasztalt eredményeket dolgoztam fel. A kísérleti évek és a fajták eredményei között szignifikáns eltérések mutatkoznak, mely elsősorban az eltérő csapadék-mennyiségnek, eloszlásnak köszönhető. A fajtákat a tájra jellemző éghajlati és talajviszonyokhoz való alkalmazkodásuk alapján 4 csoportra osztottam. A Mátraalján termesztésre a kedvező és kedvezőtlen feltételek esetén is megbízható termést adó csoportba tartozó fajtákat (Buzogány, GK Élet, Róna, MF Kazal, GK Petur) ajánlom.

Bevezetés

A gabonafélék közül az emberiség élelmezésében betöltött szerepe alapján a búza a legfontosabb növényünk, vetésterülete jelentős, hazánkban a szántóterület mintegy negyedén termesztjük minden évben (LÁNG és BEDŐ 2006). Kiváló alkalmazkodó-képességének köszönhetően a Világ szinte valamennyi táján termesztik. Az őszi búza termesztésének hazánk éghajlata mindenhol megfelel, azonban nem minden tájon egyformán kedvező (NAGY 1981, MAGDA és MARSELEK, 2000). A termesztés legnagyobb kockázatát a változékony, szélsőséges időjárás jelenti (ÁGOSTON és PEPŐ 2005), az egyes fajták az eltérő ökológiai adottságokra különböző termés-mennyiséggel és minőséggel reagálnak. PEPŐ (2007) az agroökológiai tényezők szerepét intenzív búzatermesztésben 25%-ra értékeli, de a fajta jelentős szerepét is kiemeli.

A köztermesztésben levő fajták száma magas, a nemesítésnek köszönhetően évről-évre változik. A nemesítésben is új irányzat jelentkezik, a mennyiségi és minőségi követelmények mellett jelentős szerepet kap a termésbiztonságra való törekvés (BEDŐ és LÁNG 2008), a nemesítők célja a termelők számára nagy profitot biztosító, a termelők, a felhasználók, a fogyasztók igényeit kielégítő fajták nemesítése (MATUZ et al. 2008). A fenntartható búzatermesztés alapfeltétele a jövő társadalmának elvárásait kielégítő, az ökológiai feltételekhez alkalmazkodó fajták kiválasztása, termesztése (PEPŐ 2007, LÁNG et al. 2011), mely indokolja a tájegységenként történő fajta-összehasonlító kísérletek beállítását. 1994-től az ország számos pontján végeztek kisparscellás fajta-összehasonlító kísérleteket az Országos Mezőgazdasági Minősítő Intézet irányításával, melyek eredménye, a fajtabemutatók a gazdák számára objektív információkat nyújtottak a természeti kívánt fajták kiválasztásához. 2006-ban e kísérletsorozat befejeződött. 2009 őszén a

Gabonatermesztők Országos Szövetsége és a Vetőmag Szövetség Szakmaközi Szervezet és TermékTanács elkötelezte magát a posztregisztrációs kísérletek indítására (ANONYMUS 2011), mely a keletkezett űr betöltését szolgálja.

Az elmúlt évtizedek kutatásai meggyőzően bizonyították azt a vélekedést, miszerint a különféle emberi tevékenység környezetre gyakorolt hatásai a Mátra-hegység területén is jelentősek voltak. A Mátraalja egykori erdősztyepp-vegetációja szinte eltűnt, helyén települések és kultúrterületek találhatók. A montanogén (érc-, kő- és lignitbányászat), az agrogén (fakitermelés, kertgazdálkodás, szőlőművelés, szántóföldi művelés) és a transzportogén (vasutak és közutak építése) felszínformálás komplex megjelenése főként a Mátra-hegység déli részeit tette mintaterületté (DÁVID 1999, BARÁZ et al 2010). Éppen ezért a mezőgazdasági területek vizsgálata különösen fontos napjainkban is, mert ez által azonosíthatók a táj ökológiai adottságai.

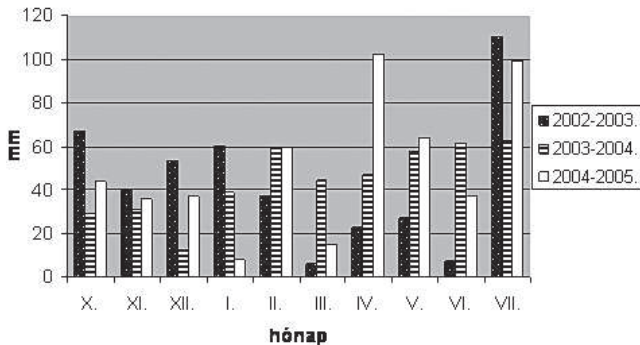
Jelen munkámban arra keresem a választ, hogy az államilag minősített őszi búza fajták hogyan alkalmazkodnak a Mátraalja talaj és éghajlati adottságaihoz.

Anyag és módszer

A kísérletet a Károly Róbert Főiskola Tass-pusztai Tangazdaságában végeztük 1994 és 2006 között. A kísérletet kisparcellán (12,88 m²) állítottuk be 4 ismétlésben, véletlen blokk elrendezésben. Jelen munkámban a 2003–2005. év (a búza számára kedvező és kedvezőtlen évek) adatait dolgoztam fel, mindhárom éréscsoportból (korai, középérésű, középkései) vizsgáltam azon fajták eredményeit, melyek mindhárom évben szerepeltek a kísérletben és jelenleg is megtalálhatók a Nemzeti Fajtajegyzékben.

A kísérleti terület talajtípusa a mátrai régióra jellemző barna erdőtalaj, mely nem a legkedvezőbb a búza termesztésére (ÁNGYÁN és MENYHÉRT, 1997). A termőréteg vastagsága 0,6–0,7 m; Arany-féle kötöttség (K_A) 43; fizikai talajfőlésege agyagos vályog; pH (KCl): 6,2 (gyengén savanyú); humusztartalom 2,3 %; AL-oldható P_2O_5 99 ppm; AL-oldható K_2O 249 ppm, a művelt rétegben meszet nem tartalmaz.

A tenyészidőben hullott csapadék mennyiségét az 1. ábra tartalmazza.



1. ábra A tenyészidőben hullott csapadék mennyisége (Gyöngyös, 2003–2005)

Figure 1. Precipitation in the studied crop years (Gyöngyös, 2003–2005)

A tenyészidőben tavasszal a vegetáció megindulásakor vizsgáltuk a fajták télállóságát, a teljes érés idején az állóképességét, melyeket 1–9-ig értékszámokkal értékeltük, a növénymagasságot cm-ben rögzítettük. A betakarítás után mértük a betakarított szemtermés mennyiségét, a betakarításkori szemnedvesség-tartalmat, az ezerszemtömeget és a HI-tömeget. A betakarított szemtermés mennyiségét a betakarításkori szemnedvesség tartalom alapján 14% szemnedvesség tartalomra számítottuk át a fajták terméseredményeinek összehasonlíthatósága érdekében. A kapott eredményeket (télállóság, állóképesség, termés-mennyiség) egytényezős varianciaanalízissel értékeltük (S_VÁB 1981).

Eredmények és megvitatásuk

A vizsgált három év közül a csapadék mennyisége és eloszlása szempontjából a 2003-as év kedvezőtlen, a 2004. és 2005. évek kedvezőek voltak a búza fejlődéséhez. A 2003-as évben, a tenyészidőben 431,8 mm csapadék hullott. A téli csapadék elegendő volt a búza számára, mely időszakot kifejezetten száraz tavasz követett, ez hátráltatta a bokrosodást és a szárba indulást. A júniusban szükséges 30–40 mm helyett csupán 7,2 mm csapadék hullott. Júliusban mértünk nagy csapadék-mennyiséget, ami hátráltatta a betakarítást.

A 2004-es és a 2005-ös év a lehullott 445,5 mm, valamint 502 mm-rel a csapadék szempontjából kedvezőnek mondható, a mennyisége és az eloszlása is kielégítette a búza igényét.

A kísérlet során kapott eredményeket az 1. és 2. táblázat tartalmazza.

A 2003-as év aszályának hatása jól tükröződik a terméseredményekben. A betakarított szemtermés mennyisége felét, egyes fajtáknál csupán harmadát teszi ki a következő 2 évben mért termésátlagoknak. A növénymagasság átlagosan a felét éri el a 2004–2005-ben mért magasságnak, az alacsony szármagassághoz kiváló állóképesség társult, szignifikáns különbség nem igazolható e tulajdonságban a fajták között. Télállóságban szignifikáns különbség tapasztalható a legjobban áttelelő (átlagban 5,63 vagy annál magasabb értékszámmal értékelt) és a többi fajta között. A HI-tömegben nagyobb eltérés nem tapasztalható. A 2003-as évben a legmagasabb terméseredményt elérő fajták, melyek termésátlaga között nincs szignifikáns különbség: Flori 2, GK Élet.

1. táblázat A tenyészidő során végzett megfigyelések eredményei (Gyöngyös, 2003–2005)
Table 1 Results of observations in vegetation periods (Gyöngyös, 2003–2005)

Fajta	Télállóság 1–9			Állóképesség 1–9			Növénymagasság cm		
	2003	2004	2005	2003	2004	2005	2003	2004	2005
GK Öthalom	6,13	6,13	7,88	9,00	8,38	7,75	56	86	100
GK Élet	6,25	6,25	8,63	9,00	8,25	8,50	56	85	87
GK Kalász	5,88	5,88	8,38	9,00	8,38	8,00	60	88	90
GK Garaboly	5,88	5,88	8,75	9,00	8,38	8,75	64	90	85
Flori 2	5,75	5,75	8,75	9,00	8,25	9,00	56	86	82
GK Verecke	4,75	5,75	8,50	9,00	8,25	8,50	63	92	85
Mv Magvas	4,88	8,75	8,75	9,00	8,38	8,75	47	92	102
Róna	6,00	8,00	8,88	8,75	8,00	8,75	53	88	95

az 1. táblázat folytatása
 Contd. Table 1.

Fajta	Télállóság 1–9			Állóképesség 1–9			Növénymagasság cm		
	2003	2004	2005	2003	2004	2005	2003	2004	2005
Hunor	5,88	8,00	8,63	9,00	7,88	8,50	42	90	100
Buzogány	6,38	8,25	9,00	9,00	8,00	9,00	48	84	80
Mv Csárdás	5,88	8,63	8,38	9,00	7,75	8,50	51	94	96
GK Petur	6,38	8,63	9,00	9,00	8,00	9,00	40	95	94
GK Rába	5,63	8,38	8,00	9,00	8,75	8,00	46	86	102
MF Kazal	5,38	8,00	7,50	9,00	8,00	7,50	46	94	82
Mv Verbunkos	5,00	8,50	8,75	9,00	8,63	9,00	52	92	88
Atrium	6,00	8,25	7,63	9,00	8,25	7,75	56	92	115
GK Hattyú	5,75	8,38	8,88	9,00	8,25	9,00	48	88	100
Mv Suba	5,88	8,63	8,75	9,00	8,38	8,75	52	94	95
Mv Ködmön	5,75	8,50	8,75	9,00	8,00	8,75	50	96	95
Mv Süveges	5,88	8,50	8,38	9,00	8,38	8,25	52	92	93
Gaspard	5,50	8,00	9,00	9,00	8,25	9,00	56	86	97
Mv Magdaléna	4,75	8,38	8,63	9,00	8,50	8,75	56	90	90
Maximus	6,00	8,25	9,00	9,00	8,25	9,00	60	88	102
Ludwig	6,00	7,75	8,88	9,00	8,00	9,00	64	94	117
Carlo	5,50	7,75	8,75	8,75	7,75	8,75	56	92	110
Capo	6,13	8,00	9,00	8,75	7,75	9,00	63	94	120
GK Holló	5,38	8,50	8,38	9,00	8,00	8,00	52	99	103
KG Kunhalom	6,00	8,25	9,00	8,75	8,38	9,00	67	88	120
Átlag	5,73	7,78	8,60	8,96	8,19	8,59	54,00	90,54	97,32
SZD _{5%}	0,87	nincs	0,9	nincs	nincs	0,96	-	-	-

2004-ben a legmagasabb termést szignifikáns különbség nélkül az Mv Süveges, MF Kazal fajtáknál tapasztaltunk. 2005-ben a legjobb eredményt sorrendben a Buzogány, GK Garaboly, GK Élet, Mv Magvas, Gaspard, Róna, GK Rába, Hunor, MF Kazal, GK Petur fajták érték el, termésátlaguk között szignifikáns különbség nincs.

A három év eredményét együttesen vizsgálva megállapítható, hogy az Mv Süveges, az Mv Suba és az Mv Magdaléna fajták a különböző klimatikus viszonyokra igen érzékenyen reagáltak.

A Buzogány, GK Élet fajták kedvező és kedvezőtlenebb időjárási feltételek között egyaránt a legjobbak között szerepeltek. A Buzogány fajta mindhárom kísérleti évben a legrövidebb szárral rendelkező fajták között foglalt helyet, mely kiváló állóképességgel párosult. A kísérletben is bebizonyosodott, hogy a nagyobb növénytámasztás a jó szárszilárdságot veszélyeztetheti, nagyobb mértékű megdőléshez vezethet. A csapadékos években azon fajták esetében, amelyek növénytámasztása megközelítette vagy meghaladta az 1 métert, gyengébb állóképességet tapasztaltunk.

2. táblázat A kísérlet terméseredményei (Gyöngyös, 2003–2005)

Table 2. Yield results of experiment (Gyöngyös, 2003–2005)

Fajta	Termésátlag (t/ha)			Ezermagtömeg (g)			Hl tömeg (kg)		
	2003	2004	2005	2003	2004	2005	2003	2004	2005
GK Öthalom	3,55	8,51	7,27	30,1	35,6	40,14	79,1	71,6	78,1
GK Élet	5,35	11,20	9,07	35	35,8	30,8	76,55	76,5	77,9
GK Kalász	4,09	10,43	8,08	35,6	40,1	38,14	82,35	74,7	82,1
GK Garaboly	3,15	10,74	9,44	32	37,2	39	83,25	75,2	80,8
Flori 2	6,10	10,76	7,68	32,4	36	40,14	78,55	76	77,45
GK Verecke	3,50	11,12	8,10	38	40,1	44,58	82,45	78,5	80,8
Mv Magvas	2,89	11,49	8,89	34,6	38,1	41,07	78,25	72,5	79,45
Róna	3,44	11,64	8,59	42	46,2	43,92	78,55	76,1	79,7
Hunor	2,91	11,85	8,36	28,6	38,6	36,18	73,55	73,3	81,25
Buzogány	3,75	13,07	9,46	31,4	36	36,98	71,7	76,6	75,7
Mv Csárdás	2,41	11,19	8,07	33,6	43,9	41,76	79,1	75,6	80,8
GK Petur	3,42	12,67	8,32	34,6	38	38,54	76,35	80,3	79,25
GK Rába	2,95	12,38	8,59	32,8	36,1	42,98	74,78	71,8	81,15
MF Kazal	3,31	14,06	8,35	33	43,1	36,02	75,7	73,2	78,35
Mv Verbunkos	2,48	11,92	7,81	32	36	32,58	77	75,7	80,1
Atrium	3,32	12,21	6,56	32	35	30,3	82,65	71,8	79,9
GK Hattyú	3,31	10,84	7,61	29,6	36,5	34,02	74,25	71,5	78,35
Mv Suba	2,91	12,52	6,94	34,6	35,6	35,6	77,9	78,5	79,45
Mv Ködmön	3,50	10,79	7,93	30	38,2	35,84	81,1	73,6	80,1
Mv Süveges	2,72	14,46	7,38	37,6	39	35,52	77,45	79	76,8
Gaspard	2,61	11,86	8,78	31	35,5	39,46	71,8	75	80,1
Mv Magdaléna	2,54	12,80	8,04	32,2	44	38,32	79	79,1	82,1
Maximus	2,84	11,50	7,68	32,4	36	37,98	73,7	71,8	80,1
Ludwig	2,98	12,90	8,11	30,6	42,5	39,88	74,7	79,1	80,55
Carlo	3,11	8,70	7,78	30	38,6	37,32	79,45	77,8	82,1
Capo	3,53	9,68	7,40	28,8	40	37,7	79,7	79,4	82,35
GK Holló	2,49	11,38	6,81	25,8	37,2	30,1	77,35	78,9	83,45
KG Kunhalom	3,11	10,96	7,70	33,6	34,6	38,78	77,1	78,4	81,9
Átlag	3,29	11,56	8,03	32,64	38,34	37,63	77,62	75,77	80,01
SZD _{5%}	0,82	1,01	1,23	-	-	-	-	-	-

A Capo, GK Öthalom, Flori 2 fajták szárazabb években a legnagyobb termést adó fajták között szerepeltek, kedvező években azonban nem tudták előkelő helyüket megőrizni a fajták rangsorában. A 2003-as év csapadékhiányát a korai éréscsoportba tartozó fajták viselték a legjobban.

Az ezermagtömeget megvizsgálva a kísérletben a Róna fajta kedvező és kedvezőtlen feltételek között egyaránt 40 g feletti eredményt ért el. Alacsony ezerszemtömeeggel rendelkeztek mindhárom évben a GK Hattyú, GK Holló fajták, amely a kevesebb termésátlagban is megmutatkozott.

Megfelelő csapadékellátás esetén a fajták igen magas termés-eredményeket érhetnek el a Mátraalján, figyelembe véve, hogy a kisparcellás kísérletekben kapott termések 50–60%-a realizálódik az üzemi körülmények között (SVÁB 1964). A fajták a kísérlet eredménye alapján 4 csoportba sorolhatók. A fajták csoportba sorolását a 3. táblázat tartalmazza.

3. táblázat A fajták csoportosítása a kísérlet eredménye alapján
Table 3. Arrangement of the varieties, based on the results of experiment

<i>Kedvező és kedvezőtlen időjárási feltételek esetén is megbízhatóan magas termést adó fajták</i>	<i>Kedvező csapadékellátás esetén jó eredményt elérő, kedvezőtlen feltételek között alacsony termést adó fajták</i>	<i>Kedvezőtlen év-ben magasabb termés-átlaggal rendelkező fajták, melyek kedvező évben nem reagálnak megfelelő terméstartással</i>	<i>Csapadékos és aszályos időjárás esetén egyaránt a legkevesebb termést nyújtó fajták</i>
Buzogány	Mv Magvas	Flori 2	GK Hattyú
GK Élet	GK Rába	Mv Ködmön	Carlo
Róna	Hunor	GK Kalász	KG Kunhalom
MF Kazal	GK Garaboly	GK Öthalom	Mv Suba
GK Petur	Ludwig	Capo	Maximus
	Gaspard	GK Verecke	GK Holló
	Mv Süveges	Atrium	
	Mv Magdaléna		
	Mv Verbunkos		
	Mv Csárdás		

Az 1. csoportban szereplő fajták kedvező és kedvezőtlen feltételek esetén is megbízhatóan magas termést adtak, e fajták a Mátraalja talajain jól termeszthetők, a 2012. évi Nemzeti Fajtajegyzékben megtalálható, termeszthető fajták. A 2. csoportba sorolt fajták kedvező csapadékellátás esetén jó eredményt értek el, de kedvezőtlen feltételek között alacsony termést produkáltak. A 3. csoport fajtáinak kedvezőtlen évben magasabb volt a termésátlaga, kedvező évben azonban nem reagáltak megfelelő terméstartással; a 4. csoportba sorolt fajták csapadékos és aszályos időjárás esetén is elmaradtak a többi fajtától. Termesztésre a Mátraalja vidékén elsősorban az 1. csoportba tartozó fajtákat ajánlanám.

Köszönetnyilvánítás

Köszönetemet fejezem ki Dr. habil Szabó Lajos egyetemi tanárnak, Dr. Fodor László főiskolai tanárnak a kutatási programban való részvétel lehetőségéért és a kutatásban nyújtott szakmai és emberi támogatásért.

Irodalom

- ANONYMUS 2011: GOSZ-VSZT őszi búza posztregisztrációs fajtakísérlet, 2010: Agroforum extra-41. p. 22
- ÁGOSTON T., PEPÓ P. 2005: Évjáráthatás vizsgálata őszi búzafajták termésére és termésstabilitására. Agrártudományi Közlemények 16, Különszám, p. 62.
- ÁNGYÁN J., MENYHÉRT Z. 1997: Alkalmazkodó növénytermesztés, ésszerű környezetgazdálkodás. Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Budapest. p. 253
- BEDŐ Z., LÁNG L. 2008: Fejlődési trendek a búzanemesítésben – átalakul a jövő búzája. Agroforum 19(2): 10.
- BARÁZ Cs., DUDÁS Gy., HOLLÓ S., SZUROMI L., VOJTKÓ A. (szerk.) 2010: A Mátrai Tájvédelmi Körzet – Heves és Nógrád határán. Bükk Nemzeti Park Igazgatóság, Eger, p. 431
- DÁVID L. 1999: Antropogén hatások a tájban a Mátra déli területein. 2. Tájérténeti Tudományos Konferencia. In: FÜLEKY Gy. (szerk.) A táj változásai a Kárpát-medencében. Konferenciakiadvány, Gödöllő, p. 251–257.
- LÁNG L., BEDŐ Z. 2006: A hazai búzanemesítés stratégiai jelentősége. In: DUDITS D. (szerk.) A búza nemesítésének tudománya MTA Szegedi Biológiai Központ, Szeged. p. 19.
- LÁNG L., BAKOS K., CSEH K. 2011: 20 éves a martonvásári kalászos nemesítési innovációs rendszer. Agroforum extra 41: 12
- MAGDA S., MARSELEK S. 2000: A mezőgazdasági és élelmiszer-ipari technológia alapjai. Növénytermesztés. Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Budapest, p. 162–166.
- MATUZ J., MESTERHÁZY Á., KERTÉSZ Z., CSÓSZ L.-NÉ, BEKE B., CSEUZ L. 2008: Milyen lesz a jövő búzája? Mi készül a hazai nemesítők műhelyeiben? Agroforum 19(2): 13.
- NAGY L. 1981: A búzatermesztés területi elhelyezése Magyarországon természeti tényezők alapján. Akadémiai Kiadó, Budapest
- PEPÓ P. 2007: The role of fertilization and genotype in sustainable winter wheat (*Triticum aestivum* L.) production. Cereal Research Communications 35(2): 917–920.
- SVÁB J. 1964: A szántóföldi kísérletezés jelentősége és módszerei a nagyüzemekben. Témadokumentáció, p. 43.
- SVÁB J. 1981: Biometria módszerek a kutatásban. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. p. 113–152.

ADAPTABILITY OF WINTER WHEAT (*TRITICUM AESTIVUM* L.) VARIETIES TO CONDITIONS OF MÁTRA REGION

I. BELTEKI

Károly Róbert College
H-3200 Gyöngyös, Mátrai u. 36., Hungary
e-mail: ibelteki@karolyrobert.hu

Keywords: winter wheat, comparative experiment, average yield, Mátra region

At the Károly Róbert College at its Tass-pusztai training farm we have done winter wheat small-plot comparative trial from 1994, in random block arrangement, in four replications. Among other things we examined winter hardiness, lodging resistance, plant height of varieties, we measured amount of grain yield, thousand seed weight, weight of one hectolitre. In my work I processed the results of varieties in 2003–2005 years. I found significant variance between results of the experimental years and varieties owing to the different amount and dispersion of precipitation mainly. I arranged into four groups the varieties, strength of how to acclimatize them to climatic and soil conditions of the area. I can recommend those varieties to grow at Mátra region, which can score the best results in favourable and unfavourable conditions too. Based on my findings these varieties are: Buzogány, GK Élet, Róna, MF Kazal, GK Petur.

KISKUNHALAS KÖRNYÉKI HULLADÉKLERAKÓ JÖVŐBENI KÁRMENTESÍTÉSÉNEK TERMÉSZETVÉDELMI SZEMPONTÚ HATÁSBECSLÉSE

KENDE Zoltán

Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: zoltan.kende@outlook.com

Kulcsszavak: Kiskunhalas, hulladéklerakó, hatásbecslés, kármentesítés, rekultiváció, remediáció

Összefoglalás: A Kiskunhalas város területén elhelyezkedő, 1993-ban bezárt hulladéklerakó teljes területére 2004-ben az az Alsó–Tisza-vidéki Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség előírta az önkormányzat számára a teljes körű környezetvédelmi felülvizsgálatot. Az akkori eredmények alapján a város 2007-ben megkapta a terület rekultivációjára feljogosító engedélyt, amelyet 2010-ben egy kötelező tényfeltárás követett. A tényfeltárás anyagi hátterét a KEOP-2009-7.2.4.0.-Szennyezett területek kármentesítése c. pályázat tette lehetővé, melynek első fordulóját a város megnyerte. A sikeres második forduló megnyerése után a bezárt hulladéklerakó teljes területén kármentesítést fognak végrehajtani. Jelen kutatás a kapott eredmények alapján ennek a kármentesítésnek a jövőbeni hatásait becsüli meg a táj természeti és környezeti állapota alapján. Jelenleg a KEOP-2.4.0/B/2F/10-11-2012-0001 azonosítószámú, „Kiskunhalas Jókai utcai települési szilárd hulladéklerakó, mint szennyező forrás és a lerakó által okozott szennyezés megszüntetése” című KEOP 2.4.0/B projekt megvalósítási szakasza zajlik a területen.

Bevezetés

Napjainkban egyre inkább előtérbe kerül az elmúlt évtizedek és évszázadok emberi hatásainak tájra, a táj változására való hatása (CENTERI et al. 2012, DEMÉNY és CENTERI 2008, DEFRIES et al 2004, SZABÓ et al. 2011), valamint az emberi beavatkozásoknak a természeti környezetre gyakorolt hatása. A legújabb tudományos eredmények és technológiák birtokában folyamatosan megpróbáljuk visszaállítani az eredeti, vagy legalább ahhoz közeli állapotukba a bolygatott természeti környezetet, ám minden helyreállítási törekvés egyben egy újabb behatás a természet folyamataiba, éppen emiatt pontosan meg kell tervezni minden beavatkozást. Egy-egy ilyen művelet rendszerint komoly következményekkel bír a szennyezés hatására kialakult ökoszisztémákra és tájképre, valamint az eredeti élővilágra is. Világos tehát, hogy fontos megvizsgálni az adott táj kialakulását, felépítését, megtervezni minden, a tájat érintő tevékenységet és megbecsülni a beavatkozás aktuális és leendő ökológiai hatásait.

A vizsgált táj képezének kialakulása

A vizsgált terület az Alföld nagytáján, a Duna–Tisza közti síkvidék középtáján található. A Nagyalföld hazánk legnagyobb kiterjedésű tája, de így is a területének körülbelül csak a fele található határainkon belül, a többi része a szomszédos országok területén helyezkedik el. Domborzatilag a síkságok közé tartozik, átlagosan 200–300 m-es tengerszint feletti magassággal rendelkezik. Az Ős-Duna alakította ki az Alföldet, amelynek nyomán a nagytáj különböző magasságú hordalékkúpokból, teraszokból alakult ki. Ezt a hordalékkúp-rendszert a pleisztocénben a fiatal folyóvízi üledékek és a hullópor eredetű lösz, a holocénben a folyók és a defláció alakította ki a katonai felmérések és a folyószabályozások előtt ismert a homokbuckák közt elterülő vizenyős, laposokkal és lápokkal tarkított táj (BARCI és PENKSZA 2007).

A terület középtáji besorolását tekintve a Duna-Tisza közti síkvidéken található, kistáji szempontból pedig a Dorozsma–Majsai homokháton helyezkedik el, de lényegében a Bugaci-Homokhátra is átnyúlik. (SOMOGYI et al. 1990). A két kistáj határán való elhelyezkedést bizonyítja a helytörténeti monográfiában írtak is: „Szinte választót képez, és róla a vadvizek kelet-nyugati irányba futnak le, egyaránt fenyegetve Kecelt, Jánoshalmát és Kiskunmajsát” (JANÓ et al. 1965).

Éghajlat és vízrajz

Az éghajlatot tekintve a terület leginkább mérsékelt száraznak mondható. Csapadékmennyiségét tekintve a terület kiszáradóban van. Az 1990-es években az átlagos csapadékmennyiség kb. 624 mm volt, míg a 2000-es évek után ez a mennyiség lecsökkent kb. 510 mm-re (BAICS és CENTERI 2011). Természetesen ezekből az adatokból kitűnik a 2010-es év, amikor e mennyiség mintegy duplája hullott, ám a 2012-es év újra egy száraz évnek tekinthető.

Hőmérsékleti szempontból az évi és a vegetációs időszak átlaga 10,5 °C, illetve 17 °C, a napsütéses órák évi összege mintegy 2080. Uralkodó széljárás a nyugat-északnyugati (SOMOGYI et al. 1990).

A talajvíz e tényezők hatására átlagosan 2 méterénél is magasabban található, bár az elmúlt évek során a terület a kiszáradás jeleit mutatja. 2011-ben az átlagos talajvízszint 124,6 m (B.f) (BAICS és CENTERI 2011). Jellegét tekintve a talajvíz főleg kalcium–magnézium-hidrogénkarbonátos, de egyes területeken a nátrium tartalma is meghatározó. Ezen felül jelentős az arzén mennyisége is a talaj és rétegvizekben, ahogy az Alföld nagy részén (SOMOGYI et al. 1990).

Tájhasználat

Kiskunhalas és környéke már régóta lakott. 1246 táján, a Tatárjárás után IV. Béla visszahívta a kunokat, mivel tartott egy újabb tatár támadástól. Kiskunhalas térségébe a Csertán (csuka) nemzetség települt be (HATHÁZI 2000).

A török uralom idején a város kimarad a nyilvántartásba vétel alól és csak 1699-ben történik meg a tüzetes és pontos összeírás a várossról és a környékéről. Ekkor a környéket termékeny vidéknek írják le, malmokkal, legelőkkel szántókkal, de sok volt a víz által uralt terület is, mivel a város nyugati oldalán egy körülbelül 6 km hosszú és átlagosan 500 m széles tórendszer volt. (SZAKÁLY, 2000).

A környéket a homokhátság többi részével egyetemben az 1800-as évek végén kitört filoxéra-vész nem érintette jelentős mértékben, így a szőlő- és a bortermelés került előtérbe. Az állattartást tekintve leginkább tejhasznú szarvasmarhákat és juhokat, valamint ökröket és lovakat tartottak nagyobb számban (BELLON 2001).

Az 1800-as évektől folyamatosan történő, a város környékét érintő lecsapolások és csatornaépítések következtében a táj folyamatosan kiszáradt. Napjainkra a környékben csak pár apróbb szikes tó található meg, mint például a város észak-keleti részén található Sós-tó, valamint a hajdani nagy víz jelenlétét mára már csak Kiskunhalas észak-nyugati részén megtalálható Fejetéki Mocsár Természetvédelmi Terület lápos, mocsaras vidéke jelöli. Napjaink tájhasználatára a környéken jellemző a pásztorló juhtartás, a tejelő szarvasmarhatartás, a szőlőművelés. A szántóföldeken leginkább rozst, búzát, kukoricát és napraforgót termesztnek, de a város körülötte területeken jelentős erdősített területek is megtalálhatók, bár ezek jó része inkább ültetvény jellegű.

Mindezekkel párhuzamosan Kiskunhalas város a helyi volt szovjet laktanya mellett lévő vizenyös, mocsaras, ingoványos területet, melynek kisebb része volt rét, legelő, 1966. évtől elkezdte feltölteni a város hulladékával és ez a folyamat tartott egészen 1993-ig. Ez idő alatt a 13,77 ha-os területre mintegy 240 000 m³ hulladékot hordtak.

A katonai és topográfiai térképek és légifotók felhasználása nem újkeletű hazánkban, számos szerző foglalkozott ilyen jellegű összehasonlító elemzésekkel, amelyek kiválóan alkalmasak voltak a természetes és mesterséges felszínek változásának kimutatására (BAKOS et al. 2008, CENTERI és CSÁSZÁR 2003, CENTERI et al. 2009, Centeri et al. 2012a, b, DEMÉNY és CENTERI 2008, PENKSZA et al. 2007, SZABÓ et al. 2011, SZILASSI et al. 2010, TAKÁCS 2011, TÓTH és CENTERI 2008, VONA et al. 2006).

Kármentesítés és rekultiváció

Mivel a bezárt hulladéklerakó a hajdani nagy tó medrében található, a hulladéktestet a talajvíz alulról folyamatosan éri, ezért is fontos a terület kármentesítése.

Egy hulladéklerakó helyreállítását, kármentesítését hallván az emberek nagy részének egyből a rekultiváció fogalma ugrik be. Pedig a rekultiváció és a kármentesítés két külön fogalom.

A rekultiváció fogalmkörét a 20/2006. (IV. 5.) a hulladéklerakással, valamint a hulladéklerakóval kapcsolatos egyes szabályokról és feltételekről szóló KvVM rendelet 2.§ -a fogalmazza meg: rekultiváció az e jogszabály szerinti műszaki védelemnek nem megfelelően épített, bezárt hulladéklerakó vagy hulladék elhelyezésére használt terület környezeti veszélyességének csökkentése műszaki védelem utólagos kiépítésével, tájba illesztésével, továbbá utógondozásával”

A kármentesít pedig a 219/2004. (VII. 21.) a felszín alatti vizek védelméről szóló kormányrendelet fogalmazza meg, amely szerint a rekultiváció feladatai közé tartozik az adott terület környezeti veszélyességének csökkentése is. Ezt a folyamatot alapvetően kárenyhítésnek, kárcsökkentésnek vagy kármentesítésnek is nevezhetjük annak szennyezettség csökkentő fokától függően.

Jelen esetben a bezárt hulladéklerakó területén mind a kármentesítés, mind a rekultiváció meg fog történni. A beavatkozás a következő módon fog lezajlani RÚZS–MOLNÁR (2010) alapján:

1. Hulladék kitermelése hulladéklerakó déli részén és áthalmozása északi területre;
2. Vízbeszerező létesítmények (úszózsompok a lerakó déli területén), komplex víztisztító berendezés és tisztított víz visszanyelető egységek telepítése;
3. A felszín alatti víz szennyezettségének megtisztítása „D” értékig a lerakó déli területén a szennyezett felszín alatti víz kitermelésével és a telepített víztisztító rendszer üzemeltetésével;
4. Mechanikai előkezeléssel szétválasztandó inert hulladékok lokalizációjának előkészítése megtisztított déli területen tiszta talaj feltöltéssel;
5. hulladék mechanikai előkezelése;
6. A mechanikai előkezeléssel szétválasztott kommunális hulladék (könnyű frakció), valamint a szétválasztott veszélyes hulladék elszállítása kezelőhöz;
7. Mechanikai előkezeléssel szétválasztott inert hulladékok elhelyezése előkészített lokalizációs (déli) területen;

8. Lokalizációs depónia felső lezárása a 20/2006 (IV.5.) KvVM rendelet 4. mell. 1.2.2. pont szerinti rétegrenddel, övárok megépítése, fűvesítés;
9. A felszín alatti víz szennyezettségének megtisztítása D értékig a lerakó középső és északi területén a szennyezett felszín alatti víz kitermelésével és a telepített víztisztító rendszer üzemeltetésével;
10. Beavatkozási terület helyreállítása: Az Önkormányzat természetvédelmi törekvései és a terület mély fekvése miatt a hajdani tómederben valószínűleg újonnan kialakuló vizenyős lápos élőhely partvonalának kialakítása, rendezése, majd érintetlenül hagyása a természetes pozitív ökológiai folyamatok számára.

Anyag és módszer

Az eddig bemutatott tájat első sorban tüzetesebb vizsgálatok alá vetem, és megvizsgálom a táj változását a katonai felmérések idejétől egészen napjainkig. Szükséges ez a vizsgálat és kutatás azon egyszerű okból kifolyólag, mert a táj eddigi története meghatározza a jövőbeni alakulásának a folyamatait. Ehhez a vizsgálatához a katonai felmérések idején készült térképeket, az 1976-ban készített Hazai-féle, illetve az 1993-ban készített topográfiai térképeket, valamint a 2000-ben, 2005-ben és a 2009-ben készült ortofotókat használtam fel.

A vizsgált táj alapvetően három nagyobb részből épül fel. Északról délnek haladva alkotja a Fejetéki Mocsár Természetvédelmi Terület, az 1993-ban bezárt hulladéklerakó, illetve a Kiskunhalasi Csetényi Park helyileg védett természeti terület. Így mindhárom területnek megvizsgáltam a jelenlegi állapotát, melyekhez a Horváth András által 2006-ban a Fejetéki mocsár területén készített állapotfelmérést, és a saját megfigyeléseimet használtam fel.

Végül, de nem utolsó sorban a bezárt hulladéklerakó területén végeztem egy cönológiai felvételezést. A cönológiai felvételezést a BRAUN-BLANQUET (1951) nevével fémjelzett ún. közép-európai vagy ismertebb nevén Zürich–Montpellier-i Iskola módszere alapján készítettem, amely szemléletet és módszert valamennyi földrészen használják, kisebb korrekciókkal még a trópusokon is. A mintavételi egységek mérete 2×2 m, vagyis 4 m^2 volt. A mintavételi egységek alakja négyzet alakú kvadrát volt. A borítási adatokat százalékos skálán tüntettem fel a fajok borítása (dominanciája /D/) alapján. A cönológiai felvételezéshez lehatároltam a felméréndő területet, amelyet az 1. ábrán mutatok be.

A lehatárolt terület sarkainak a koordinátái a következők:

A: $\text{É } 46^\circ 26' 36.78''$, $\text{K } 19^\circ 28' 20.09''$

B: $\text{É } 46^\circ 26' 53.08''$, $\text{K } 19^\circ 28' 1.22''$

C: $\text{É } 46^\circ 26' 48.14''$, $\text{K } 19^\circ 27' 56.64''$:

D: $\text{É } 46^\circ 26' 33.41''$, $\text{K } 19^\circ 28' 9.64''$

A terület lehatárolása után megalkottam a random számpárokat, amelyek alapján egy koordináta rendszert lehetett rávetíteni a kapott téglalagra, és ezen koordináta rendszer alapján, a téglalap hosszabbik, illetve rövidebbik éle mentén mértem ki az aktuális felméréndő kvadrát bal alsó sarkát.



1. ábra A cönológiai felvételezés során lehatárolt és felmért terület (Forrás: Google maps)
 Figure 1. The demarcated area to the phytosociological survey

1. táblázat A random számpárok a generálásuk után a cönológiai felvételezéshez
 (Forrás: <http://www.random.org/integers/> /Timestamp: 2012-08-17 20:15:13 UTC/)
 Table 1. The generated pairs of numbers to the phytosociological survey
 (Source: <http://www.random.org/integers/> /Timestamp: 2012-08-17 20:15:13 UTC/)

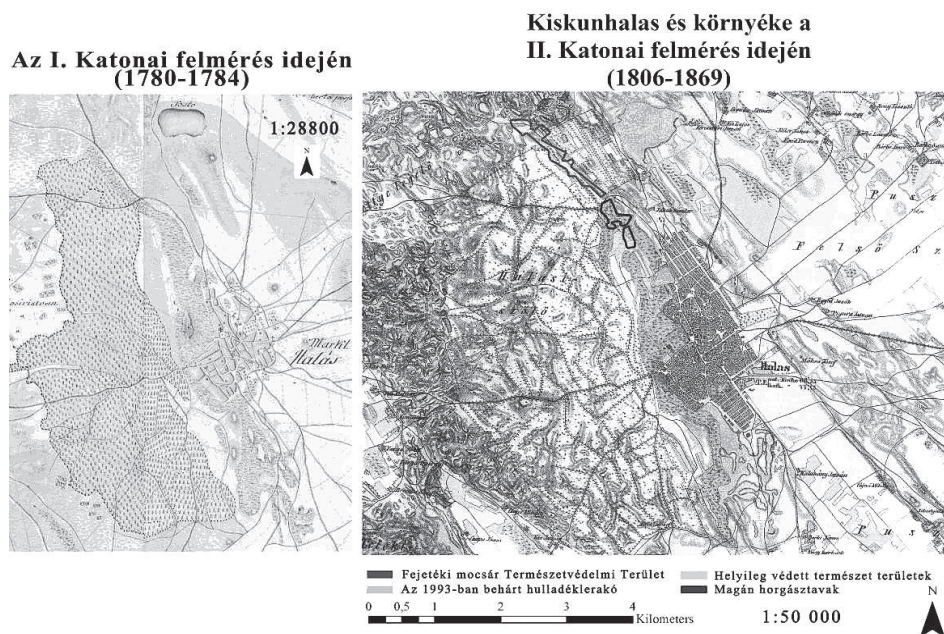
#	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.	12.	13.	14.	15.
X	18	313	433	627	298	211	473	375	563	575	377	187	293	488	161
Y	189	77	189	15	138	181	25	33	44	169	70	16	19	89	86

A cönológiai felvételezést 2012. augusztus 18-án 15:00–18:00 között végeztem.

Eredmények és értékelésük

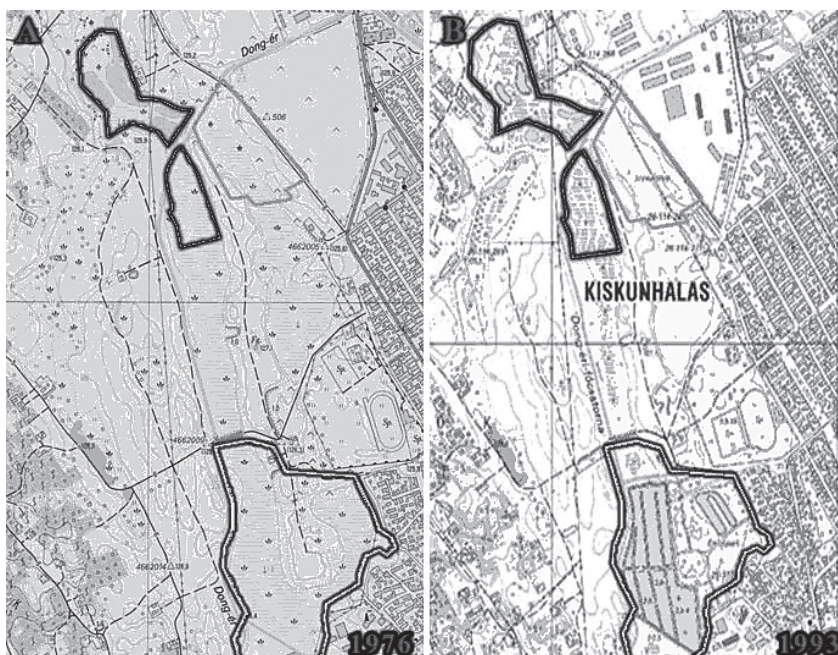
A táj változása

Először is a táj változását vizsgáltam. A katonai felmérések idején készült térképek jól mutatják, hogy a város mentén hajdan tényleg létezett egy nagy tó. Az írásos emlékek és az elbeszélések alapján ezt a hajdani nagy tavat kezdték el lecsapolni az 1800-as években, amely hatása jól látható a 2. ábrán bemutatott I. és II. katonai felmérés idején készült térképeken. Míg az első felmérés idején végig nyílt vízfelszint jelölt a térképész, addig a második felmérés idején már javarészt náddal volt borítva a tó területe, sőt a nyílt vízfelszín is jelentősen csökken.



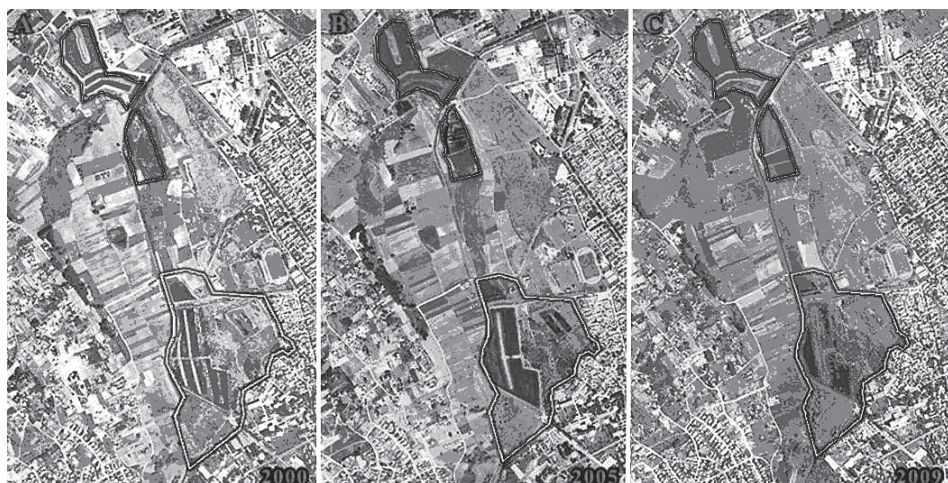
2. ábra Az I. és II. katonai felmérések idején készült térképek Kiskunhalas környékéről
(Forrás: Arcanum, 2006)

Figure 2. Maps from the 1st and the 2nd Military Survey (Source: Arcanum, 2006)



3. ábra Az 1976-ban és 1993-ban készült topográfiai térképek a vizsgált kiskunhalasi területről
(Forrás: FÖMI, 2012)

Figure 3. Topographic maps of the area from 1976 and 1993 (Source: FÖMI, 2012)



4. ábra A 2000–2009 között Kiskunhalasról készült topográfiai térképek összehasonlítása
(Forrás: FÖMI, 2012)

Figure 4. Orthophotos of the area between 2000 and 2009 (Source: FÖMI, 2012)

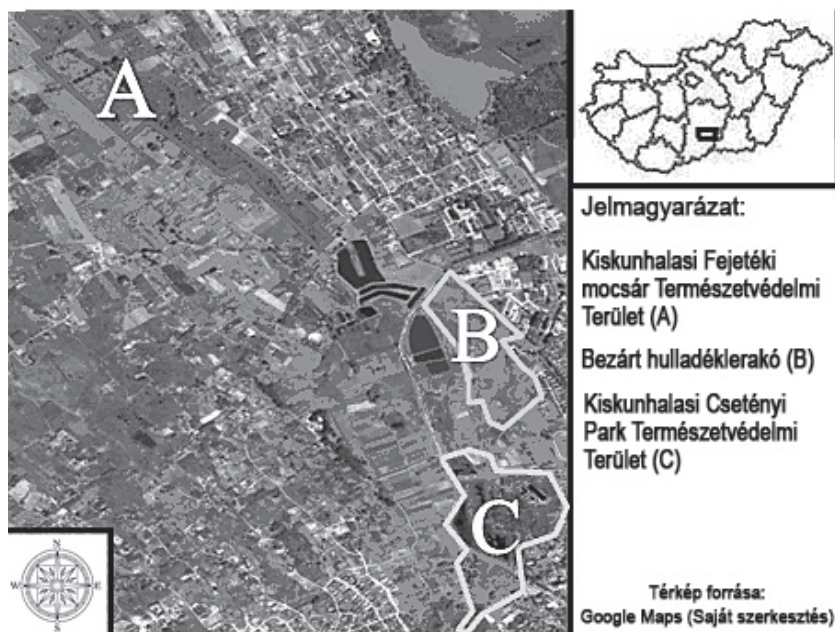
A 3. ábrán bemutatott topográfiai térképeken jól látszik, hogy a lecsapolások tovább folytatódtak a területen, valamint az is, hogy 1993-ra már kialakult a vizsgált terület déli részén található Csetényi Park helyileg védett természeti terület, valamint a hulladéklerakót ezen a térképen már jelölik, mivel ebben az évben zárták be. Érdekes megemlíteni, hogy az 1976-ban készült Hazai-féle topográfiai térképen a hulladéklerakót még nem jelölték, pedig akkor az már közel 10 éve üzemelt.

A 4. ábrán az ortofotókat hasonlítottam össze. Látható, hogy 2000-ben még nem volt kész a délebbi magán horgásztó, valamint az is, hogy a hulladéklerakón áthalad egy földes út is, amely még 2005-ben is megtalálható volt ott, amikor az említett horgásztó medrét elkezdték kiásni. A 2009-es fotón látható az az állapot, amivel mai napig találkozhatunk, ha a területen járunk. A horgásztavak és környezetük kiépültek, a Csetényi Park szintén az előretörő szukcesszió nyomait mutatja, ahogy a hulladéklerakó is. Utóbbi növényzeti borítottságának összetételét később ismertetem.

A kiskunhalasi Fejetéki Mocsár Természetvédelmi Terület és a Csetényi Park helyileg védett természeti terület bemutatása

A kiskunhalasi Fejetéki Mocsár Természetvédelmi Terület (5. ábra „A” jelölés) a kármentesítés után központi szerepet fog betölteni a terület restaurációja szempontjából.

A természetvédelmi területet 1992-ben nyilvánították védetté, mintegy 25 hektáron. A 2. táblázat jól mutatja, hogy a védett természeti területen legalább 21 különböző élőhely található, valamint 2 fokozottan védett, 36 védett növényfaj található, valamint 59 madárfaj, 12 kételtű és hullófaj található, amelyeknek megfelelő körülmények lesznek a továbbterjedésre a kármentesítés után (HORVÁTH 2006).



5. ábra A vizsgált területek bemutató ábrázolása: A: Fejetéki Mocsár TT, B: bezárt hulladéklerakó, C: Csetényi Park helyileg védett természeti terület

Figure 5 Introduction of the examined areas: A: Fejetéki Swamp Nature Conservation Area, B: closed landfill, C: Csetényi Park locally protected area

A védett természeti területen megtalálható megannyi faj és élőhelytípus (2. táblázat) megfelelő alapot fog adni az új rendbe hozott élőhely természetes benépesüléséhez.

A kiskunhalasi Csetényi park helyi jelentőségű védett természeti területet (5. ábra „C” jelölés) 2007-ben nyilvánították védetté, mintegy 18 ha-on. Saját felméréseim alapján a területen megtalálható számos madár, kételtű és hullófaj is, ilyen többek közt, a fekete rigó (*Turdus merula*), a tengelic (*Carduelis carduelis*), a sordély (*Emberiza calandra*), a mocsári teknős (*Emys orbicularis*), a tavi béka (*Rana ridibonda*), a gyepi béka (*Rana temporaria*), vagy a vízi sikló (*Natrix natrix*) is. Flóra tekintetében szintén gazdag védett fajokban a park, megtalálható itt többek közt az agár kosbor (*Orchis morio*), a mocsári aggófű (*Senecio paludosus*), vagy a mocsári kosbor (*Orchis laxiflora ssp. palustris*) is. Így látható, hogy szintén egy fontos és értékes védett terület található a bezárt hulladéklerakóhoz közel.

A cönológiai felvételezés eredményei

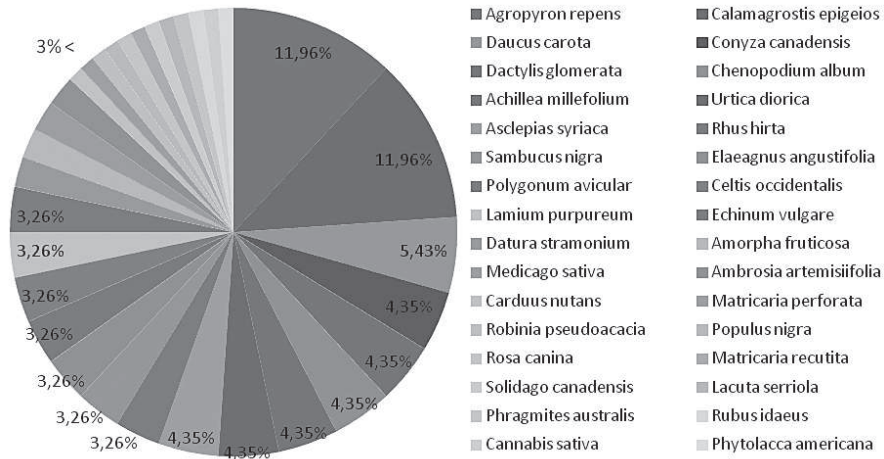
A cönológiai felvételezés során a bezárt hulladéklerakó területén (5. ábra „B” jelölés) 31 különböző fajt tudtam azonosítani (6. ábra). A 15 kvadrát elég nagy mintavételi számot biztosított, hogy nagy pontossággal fel lehessen mérni a növényzet faji összetételét (7. ábra). További kvadrátok kijelölése indokolatlan volt, ugyanis az új fajok azonosítása már nem biztosítható elfogadható idő és energia befektetése mellett.

2. táblázat A Fejéteki Mocsár Természetvédelmi Területen megtalálható élőhely (Term. = Seregélyes-féle természetességi érték). A foltok összterülete egyrészt a védett természeti területre /TT/, másrészt a felmért területre /FT/ vonatkozik, Vácrátót, 2006 (Készítette: Horváth András)

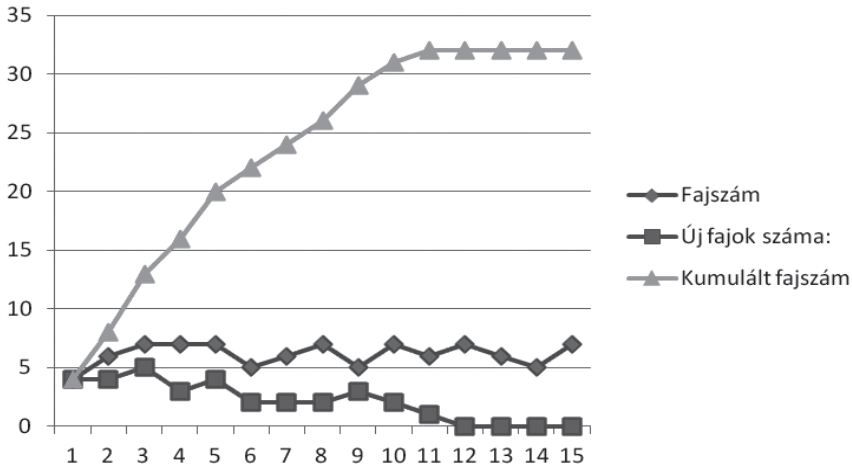
Table 2. Habitats in the Fejéteki Swamp Nature Conservation Area (Term. = naturalness value by Seregélyes). The total area of patches relates to the nature conservation area /TT/ and the surveyed areas /FT/, Vácrátót, 2006 (By András Horváth)

Élőhely	Á-NÉR	Term.	Jellemző társulás	Foltok összterülete	
				TT (ha)	FT (ha)
rekettyefűzlápok	J1, J1xB1	(3-)4-5	Calamagrosti – Salicetum cinereae	6,80	6,88
kőises(-nyaras) mocsárerdők	J2, J2xJ1	3-4	Fraxino pannonicae – Alnetum	1,65	1,70
fűzmocsarak, nyárligetek	J3, J4	3-4	Berulo – Salicetum cinereae	0,68	0,98
nádas mocsarak és átmeneti nádasok	B1, B1xD2, B1xD4	4	Phragmitetum communis	2,05	2,05
magassásrétek és átmeneteik mocsárrétbe	B5, B5xD4	(3-)4-5	Caricetum acutiformis	2,04	2,07
zsombéksásosok és átmeneteik magassásrétbe	B4, B4xB5	3-4-5	Caricetum paradoxae Caricetum elatae	0,80	0,80
kiszáradó láprétek és átmeneteik mocsárrétbe	D2, D2xD4	(3-)4-5	Succiso – Molinietum hungaricae	2,31	2,32
mocsárrétek és sztyeppesedő mocsárrétek	D4, D4xH5, D4xB5	3-4(-5)	Cirsio cani – Festucetum pratensis, Alopecureto – Festucetum pseudovinae	5,19	5,79
sztyepprészerű, kiszáradt mocsárrétek	H5, H5xD4	3		2,23	2,26
jellegtelen száraz- és üde gyepek	O5, O6, O5xO6xP2	(2-)3	Potentillo arenariae – Festucetum pseudovinae	5,27	5,75
gyomnövényzet és gyomos gyep felhagyott szántón	O9, O5xO9	1-2		1,12	7,73
spontán kialakuló cserjések	P2	2-3-4		0,27	0,45
fasorok, ültetett facsoportok	S7, S7xO5, S7xP2	2-3		1,19	2,59
taposott gyomnövényzet	O13	1-2		0,21	0,40
szántó és lucernás	T1, T2	1		1,15	25,10
kiskertek, tanyák, gyümölcsösök és szőlők	T9, U4, U3, T8, T7	1-2		0,58	10,88
			összesen:	33,53	77,75

A területen a leggyakoribb fajok (6. ábra) a siskanád (*Calamagrostis epigeios*) és a tarackbúza (*Agropyron repens*), amelyek az adott élőhelytípusba beleillenek, és az országban megtalálható, más hulladéklerakókon, meddőhányókon is uralkodó fajoknak számítanak már a szukcesszió 5–10 éves előrehaladtakor. A további meghatározó fajok közé tartozik még a fekete bodza (*Sambucus nigra*) és a piros árvacsalán (*Lamium purpureum*).



6. ábra A bezárt kiskunhalasi hulladéklerakó területén végzett felvételezés során fellelt fajok százalékos eloszlása
 Figure 6. Distribution of the described species by the phytosociological survey on the area of the closed landfill of Kiskunhalas



7. ábra A fajszám és a kumulált fajszám alakulása a bezárt kiskunhalasi hulladéklerakó területén végzett öcnológiai felvételezés során
 Figure 7. Number of species and the cumulative number of species found during the phytosociological survey on the area of the closed landfill of Kiskunhalas

A körülmények és a felmérés alapján a terület az „U4 – Telephelyek, roncsterületek és hulladéklerakók”, valamint az „U5 – Meddőhányók, földdel már befedett hulladéklerakók” Á-NÉR kategóriákba sorolható. Az élőhely kategóriának megfelelően a terület természetessége a NÉMETH–SEREGÉLYES-féle skála alapján 1-es, így a tájra jellemző természetes és őshonos vegetációnak (nyílt homoki tölgyes, kékperjés láprét, sztyepprét stb.) nyomát nem találtam. A meglévő növényfajok nagy része özöngyom, védett növényfaj nincs jelen.



8. ábra A kialakuló ökológiai folyosó és a Nemzeti Ökológiai Hálózat elhelyezkedése
(Forrás SZIE-KTI Humánstúdió; saját szerkesztés, 2012)

Figure 8. The location of the emerging ecological corridor and the National Ecological Network
(Source: SZIE-KTI)

Összességében kijelenthető, hogy a kármentesítés után a hulladéklerakó területén kialakul egy vízenyős, üde zöld terület, amely jól beilleszkedik majd a kiskunhalasi Fejetéki Mocsár Természetvédelmi Terület és a Csetényi Park helyi jelentőségű védett természeti terület, valamint a Dong-ér völgyi főcsatorna alkotta zöldfolyosóba, amelyek így együtt egy ökológiai folyosót fognak alkotni. Ez az ökológiai folyosó a Kiskunhalastól északra elterülő Pirtói homokbuckák Natura 2000 SCI területtől fog húzódni, kiskunhalas nyugati oldala mentén egészen a város dél-nyugati részén található konvencionális mezőgazdasági területekig. Az leendő ökológiai folyosó részei a következők lesznek: Pirtói homokbuckák Natura 2000 SCI, a kiskunhalasi Fejetéki Mocsár Természetvédelmi Terület, a bezárt és kármentesített hulladéklerakó helyén kialakuló zöldterület, a kiskunhalasi Csetényi Park helyi jelentőségű védett természeti terület, a Dong-ér völgyi főcsatorna, a dél-nyugaton elterülő konvencionális mezőgazdasági területek.

Javaslatok

A kármentesítés utáni állapotok nyomkövetésének érdekében monitoringra van szükség. A felszín alatti vizek védelméről szóló 219/2004. (VII. 21.) Korm. rendelet előírja a kármentesítési monitoringot, amelyet a beavatkozási tervnek tartalmaznia kell és a mű-

szaki kivitelezés után azonnal meg kell kezdeni. Ennek a jogszabálynak eleget téve a kármentesítés után monitoring kutakat fognak létrehozni, amit a benyújtott pályázatban leírtak is megerősítenek.

A kármentesítés után kialakuló üde zöld övezetben kulcsfontosságú szerep jut a bio-monitoringnak, amely alapján következtetni lehet majd a terület természetességi állapotának alakulására. Biomonitoringot tekintve javasolt a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) szakemberek által kidolgozott mintavételi protokolljait alkalmazni (HTTP1), mely szabályok betartása pontos eredményeket biztosít. A terület monitoring adatai alapján a jövőben vizsgálatokhoz könnyen és praktikusán lehet majd alkalmazni BORHIDI-féle (1993) szociális magatartás típusai szerint csoportosítást a növények ökológiai mutatói szerint, hogy a most egyértelműen degradált terület ökológiailag hogyan fejlődik a kármentesítés után. Természetesen a terület monitoringja mellett rendkívül fontos az esetlegesen megjelenő invazív fajok folyamatos irtása a betelepülő endemikusok javára, továbbá a megjelenő védett természeti értékek megőrzése és fenntartása.

A kiskunhalasi Fejetéki Mocsár Természetvédelmi Terület és a Csetényi park helyi jelentőségű védett természeti területen, pedig szintén javasolt a legalább 10, de jobb esetben 5 évenkénti újbóli állapotfelmérés, hogy biztos képet lehessen kapni a területek természetességének az alakulásáról, az özöngyomok előretöréséről, valamint hogy milyen ráhatással van ezekre a területekre a kármentesített hulladéklerakó és az ott kialakult lápos rész.

A kármentesítés után a terület és a táj ezen részének a rendezéséhez jó segítséget nyújthat majd véleményem szerint a viszonylag új eszköznek minősülő Tájökológiai Vizualis Plantáció (TVP) módszere, amely lényege, hogy a TVP teljesen gyakorlati megközelítésben egy aktuálisan növényzet nélküli, vagy növényzetileg degradált területen szakszerű, tájökológiai alapon készülő növénytelepítési tervének képi megjelenítését teszi lehetővé számítógép segítségével (BARDÓCZYNÉ et al., 2005). A beavatkozás végén e módszer segítségével, – a természetes folyamatok mellett (pl.: a két védett donorterületről való fajbevándorlás) – lehetőség nyílik egy még természetesebb zöld terület kialakítására, amely már jól funkcionálhatna együtt a már sokat említett ökológiai hálózat egy nyúlványaként, vagy annak folyosójaként. Ez a plusz segítség a természetes helyreállítódás mellett történhet a már említett megjelenő vizenyős terület partfalának minél természetesebb kialakításával, illetve tájra jellemző fajok betelepítésével.

Köszönetnyilvánítás

Jelen kutatást a Kutató Kari Kiválósági Támogatás – Research Centre of Excellence – 17586-4/2013/TUDPOL támogatta.

Ezúton szeretnék köszönetet mondani a tanulmány elkészítésében nyújtott áldozatos munkájukért és segítségükért a Szent István Egyetem Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet oktatóinak Dr. Barczy Attilának és Dr. Centeri Csabának, Soltész Gergelynek Kiskunhalas Város Önkormányzat Polgármesteri Hivatala környezetügyekért felelős referensének;

Dr. Kristóf Dánielnek a FÖMI adatszolgáltatásért felelős osztályvezetőjének; valamint a Magyar Biodiverzitás-kutató Társaság tagjainak.

Irodalom

- BAICS T., CENTERI Cs. 2011: Kiskunhalas környéki szikes tavak vízgazdálkodási problémái. Tájékológiai Lapok 9 (1): 53–71.
- BAKOS, K. BARCZI, 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, Supplement, 36: 143–146.
- BARCZI A., PENKSZA K. 2007: A Kárpát-medence természeti földrajza. GIK kiadó, Gödöllő, 101 p.
- BARDÓCZYNÉ SZÉKELY E., BARDÓCZY E., BARCZI A., PENKSZA K. 2005: Új eszközök a tájökölógiai elvű tervezésben: Tájékológiai Vizuális Plantáció (TVP). Tájékológiai Lapok 3 (2): 281–290.
- BELLON T. (2001): Kiskunhalas gazdálkodása a 18-19. században. In: Ö. Kovács J., Szakál A. (szerk.) 2001: Kiskunhalas története 2. – Tanulmányok Kiskunhalasról a 18–19. századból, Modok és Társa Kft., Kiskunhalas, 101–160. pp.
- BORHIDI A. 1993: A magyar flóra szociális magatartás típusai, Természetességi és relatív ökológiai értékszámai. A Környezetvédelmi és terület fejlesztési Minisztérium Természetvédelmi Hivatala és a Janus Pannonius Tudományegyetem Kiadványa. Pécs, 93 p
- BRAUN-BLANQUET, J. 1951: Pflanzensociologie II. Wien, 631 p.
- CENTERI Cs., CSÁSZÁR A. 2003: A talajpusztulás hatása a tájalakulásra a Tihanyi-félszigeten. Tájékológiai Lapok, 1(1): 81–85.
- CENTERI, Cs., HERCZEG, E., VONA, M., BALÁZS, K., PENKSZA, K. 2009: The effects of land-use change on plant-soil-erosion relations, Nyereg Hill, Hungary. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 172(4): 586–592.
- CENTERI, Cs., GRÓNÁS, V., DEMÉNY, K., IDEI, Sz., PENKSZA, K., NAGY, A. 2012a: Interrelation of Land Use Change, Nature Conservation and Urbanization in the Gödöllő Hillside, Hungary. In: TURUNEN, E., KOSKINEN, A. (eds) Urbanization and the global environment. NOVA Science Publisher, New York, p. 1–50.
- CENTERI, Cs., AKÁC, A., JAKAB, G. 2012b: Land use change and soil degradation in a nature protected area of East-Central Europe. In: AUBRECHT, C., FREIRE, S., STEINNOCHER, K. (eds) Land Use: Planning, Regulations, and Environment. New York: Nova Science Publishers Inc., p. 211–242.
- DEMÉNY, K., CENTERI, Cs. 2008: Habitat loss, soil and vegetation degradation by land use change in the Gödöllő Hillside, Hungary. Cereal Research Communications, Supplement, 36: 1739–1742.
- DEFRIES R., ASNER G., HOUGHTON R. & Eds. 2004 Ecosystems and Land Use Change. American Geophysical Union, Geophysical Monograph Series, Vol. 153, Washington DC
- HATHÁZI G. 2000: Halas kun székközpont és magyar mezőváros a középkorban. határában In: Ö. Kovács J., Szakál A. (szerk.) 2000: Kiskunhalas története 1.- Tanulmányok Kiskunhalasról a kezdetektől a török kor végéig. Modok és Társa Kft., Kiskunhalas 169–273. pp.
- HORVÁTH A. 2006: Kutatási jelentés: A kiskunhalasi Fejertéki mocsár Természetvédelmi Terület kezelési tervét megalapozó 2006. évi állapotfelmérés, Vácrátót 73 p. TJM-22.758.
- JANÓ Á., DONÁTH I., HALÁSZ G., KENDERICS K., LÁNG M., MÁCSAI J., NAGY CZIROK L., VORÁK J. 1965: Kiskunhalas: Helytörténeti monográfia I. Bács-Kiskun megyei Nyomda, Kiskunhalas, 379 p.
- NÉMETH F., SEREGÉLYES T. 1989: Természetvédelmi információs rendszer: adatlap kitöltési útmutató. Kézirat. Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest. 46 p.
- PENKSZA, K., CENTERI, C., VONA, M., MALATINSZKY, Á., SZENTES, S., BALOGH, Á., POTTYONDY, Á., SZEMÁN, L. 2007: The effects and environmental aspects of grasslands use change on plant-soil-erosion relations in Hungary. Lucrări Științifice, Seria I. IX(2): 375–380.
- RÚZS-MOLNÁR S. (2010): Záródokumentáció Kiskunhalas Jókai utcai települési hulladék lerakó tényfeltárásáról, Agruniver Holding Kft., Gödöllő, 335 p.
- SOMOGYI S., AMBRÓZY P., ÁDÁM L., GALAMBOS J., JUHÁSZ Á., KOZMA F., MAROSI S., MEZÖSI G., RAJKAI K., SZILÁRD J. 1990: Magyarország kistájainak katasztere I–II. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest, 1023 p.
- SZABÓ B., CENTERI Cs., VONA M. 2011: A Turai Legelő Természetvédelmi Terület és környékének tájváltozás vizsgálata katonai térképek alapján. Tájékológiai Lapok, 9(1): 1–11.
- SZILASSI, P., JORDAN, G., KOVACS, F., VAN ROMPAEY, A., VAN DESSEL, W. 2010: Investigating the link between soil quality and agricultural land use change. a case study in the lake Balaton Catchment, Hungary. Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences 5(2): 61–70.
- TAKÁCS G. 2011: Tájátalakítás és a felszínborítás változásai a Hanságban a XVIII-XX. században. Tájékológiai Lapok 9 (1): 13–42.
- TÓTH A., CENTERI Cs. 2008: Tájváltozás vizsgálat Galgahévíz településen és környékén. Tájékológiai Lapok, 6(1): 165–180.
- VONA M., PENKSZA K., KRISTÓF D., HELFRICH T., CENTERI Cs. 2006: A galgahévízi láprét felszínborítási viszonyainak változása légifotók elemzése alapján. Tájékológiai Lapok, 4(2): 407–417.
- HTTP1: http://www.termeszetvedelem.hu/index.php?pg=sub_472 (Letöltés ideje: 2012. 10.25.)

ESTIMATING AN EFFECT BY NATURE CONSERVATION PERSPECTIVES OF A FUTURE
REMEDICATION IN A LANDFILL NEARBY KISKUNHALAS

Z. KENDE

Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management
H-2100 Gödöllő, Péter K. u. 1. e-mail: zoltan.kende@outlook.com

Keywords: Kiskunhalas, landfill, estimating an effect, remediation, recultivation,

In this article I would like to answer that question, what will happen, if the landfill nearby Kiskunhalas was to be remediated? For the correct answer I make several examinations which included landscape change study and coenological survey too. The remediation of the closed landfill can be made by the financial resource which the council of Kiskunhalas won in a Hungarian KEOP fund. For the examination of the landscape changes I used several military surveys and topographic maps from the past, and the area's orthophotos from the years of 2000, 2005, 2009. The coenological survey was made by the BRAUN-BLANQUET 2x2 m quadrat method and the results are shown in diagrams. From my research results I try estimating the remediation effects by nature conservation perspectives, and formulate some monitoring and biomonitoring tasks which can establish another researches and examinations in the future. My results will be good for the study area's nature conservation and ecological inspections of the remediation for the next 5–10 years.

A VILÁG TERMÉSZETVÉDELMÉNEK TÖRTÉNETE 1971 ÉS 1975 KÖZÖTT (VÉDETT TERÜLETEK ALAPÍTÁSA)

CENTERI Csaba, GYULAI Ferenc

SziE-Gödöllő, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: Centeri.Csaba@kti.szie.hu

Kulcsszavak: természetvédelem, történet, világ, védett területek, 1971–1975

Összefoglalás: az előző elemzett időszakot (1966–1970) követően 1971 és 1975 között 3908 védett terület alapítása történt a világon. Ennek a területnek egyik harmada a III-as, másik harmada pedig a IV-es IUCN kategóriát gazdagítja. A cikkben közölt adatok az IUCN kategóriarendszerbe sorolt védett területekre vonatkoznak. Az IUCN adatbázisa szerint a legtöbb területet 1971 és 1975 között Ukrajna alapította (779 terület). Jelen esetben az előző öt évhez képest csökkenést tapasztalhatunk az 1971 és 1975 között létrehozott védett természeti területek számát tekintve, ami megtöri az eddigi növekvő trendet a területalapítások számának vonatkozásában. A vizsgált időszakban (1971 és 1975 között) 220 nemzeti kategória létezett. A területnagyságok közül a 0 és 99 ha közötti méretű volt a leggyakoribb (közel a létrehozott területek számának a fele), bár az összes védett terület kiterjedésének ez mindössze 0,015%-át adta. Magyarországról 14 védett természeti terület került fel az IUCN listájára. Az időszak fontos fejleménye, hogy ebben az időszakban, 1973-ban alakult meg hazánk első nemzeti parkja, a Hortobágy területén belül. Ebben az időszakban a természetvédelem történelmi eseményei közül kiemelkedik két védett terület alapítása, méreteik miatt. Az egyik ezek közül a North East Greenland Nemzeti Park, amelynek területe 97,2 millió hektár, de Ausztrália is ekkor hozza létre a Great Barrier Reef Tengeri Parkot 34,4 millió hektár területen. Megállapíthatjuk, hogy ez az időszak kiemelkedő volt a védett természeti területek területi növekedése szempontjából.

Előzmények

A védett természeti területek alapításának 1970-ig tartó kijelöléséről már részletesen beszámoltunk (CENTERI és GYULAI 2006, CENTERI et al. 2007, PENKSZA et al. 2007, CENTERI et al. 2008a, 2008b; CENTERI és POTTYONDY, 2009; CENTERI, 2010; CENTERI et al., 2010, CENTERI és GYULAI, 2011). Jelenleg az 1971-el kezdődő és 1975-el záródó időszakot vizsgáljuk.

Anyag és módszer

Az adatok ismertetésénél az IUCN legfrissebb adatait vesszük alapul, amelyet a legutóbbi, durbani konferencia alkalmával hoztak nyilvánosságra (HTTP1). Az adatok a 2003-ban megjelent adatbázisban szerepelnek, melyek eddig a WDPA (World Database on Protected Areas) honlapján (HTTP2) voltak elérhetők, jelenleg a Protected Planet honlapon található (HTTP3). Ezen belül az IUCN kategóriába besorolt területekkel foglalkozunk (IUCN 1994). A védett területek gyakran nem egybefüggők, hanem több kisebb részből állnak. Az adatbázisnak azon állományát elemeztük, amely a területeket egy ponttal vagy egy folttal jelöli, és nem a több részből álló terület egységeket jeleníti meg. Az utóbbiak jóval nagyobb számúak, de ezekből több részterület tartozik egy-egy védett területhez. Jelen cikksorozatunkban nem áll szándékunkban a részterületeket elemezni.

Eredmények

A jelenleg vizsgált időszakban (1971 és 1975 között) 3908 védett területet hoztak létre (1. táblázat). A területek közül a IV-es és a III-as kategóriából alapítottak a legtöbbet, közel egyenlő arányban: 29,6% tartozik a IV-es, míg 28% a III-as kategóriába. Kiterjedés szempontjából a III és az Ib kategóriák meglehetősen alacsony (0,1 % és 1%), míg a II-es és a VI-os kategóriák aránya kiemelkedő (49,3 és 31,2%). A nemzeti parkok ismét előkelő helyet foglalnak el az alapított területek között. A II-es kategória annak köszönheti nagy részarányát, hogy ebben az időszakban hozták létre Grönlandon a North East Greenland Nemzeti Parkot, mindösszesen 97 200 000 hektáron, amely kb. Ukrajna és Lengyelország együttes területének felel meg. A védett területek kialakításával kapcsolatban ez kiváló példa arra, hogy a Föld azon részein lehet nagy területeket természetvédelmi oltalom alá helyezni, amelyek emberi tartózkodásra, mezőgazdasági művelésre kevésbé optimálisak, és egyéb gazdasági haszonnal sem bírnak.

1. táblázat Az 1971 és 1975 között alapított védett területek IUCN kategóriáinként
Table 1. The number of protected areas by IUCN categories founded between 1971 and 1975

IUCN kategória		Alapított területek száma (db)	A kategóriák eloszlása (%)	Terület (ha)	Terület (%)
Ia	vad terület	455	11,6	11781653,3	4,5
Ib	szigorú természeti rezervátum	69	1,8	2626855,5	1,0
II	nemzeti park	378	9,7	129979136,5	49,3
III	nemzeti emlékmű	1095	28,0	248903,3	0,1
IV	biotóp/védett fajok területe kezeléssel	1158	29,6	16085091,9	6,1
V	védett táj	581	14,9	20792839,2	7,9
VI	védett erőforrás területkezeléssel	172	4,4	82321281,0	31,2
Összesen:		3908	100	263835760,8	100

Az adatbázis szerint 127 országban történt területalapítás, azaz kb. minden második országban. A korábbi időszakokhoz hasonlóan a legtöbb ország csak 1–5 védett területet hozott létre, de voltak kiemelkedően nagyszámú területalapítások is (2. táblázat). A legtöbb területet Ukrajna hozta létre (779), a második a sorban Kanada (434), majd Németország következik (284). Ukrajnában a 779 területből 450 a regionális természeti emlékekből (regional nature monument) került ki (341-et 1972-ben hoztak létre), amelyeknek 0,0 ha volt a területi kiterjedése. Kanada a provinciális parkokból (provincial park) hozott létre a legtöbbet, amelyek többségét az IUCN a II-es, illetve kisebb arányban a III-as kategóriába sorolta, azaz sok megfelelő nemzeti parknak, annak ellenére, hogy jelentős részük csak 1 vagy néhány hektár területű. A legnagyobb ezek közül az 1975-ben alapított Spatsizi Plateau Wilderness Provincial Park, a maga 696091 ha kiterjedésével (illetve 696160 ha HTTP4 szerint). Ez is egy újabb bizonyítéka annak, hogy sem a nemzeti kategóriák, sem pedig az IUCN besorolás nem osztályozható a méretek alapján.

2. táblázat Az 1971 és 1975 között alapított védett területek nemzeti kategóriái és az alapított kategóriák száma

Table 2. The number of protected land categories by national types founded between 1971 and 1975

<i>Védett terület besorolása</i>	<i>Alapítások száma</i>
<p>amazóniai n. rezervátum, bioszféra rezervátum, komplex n. z. vadmenedék, védelmi rezervátum, ökológiai rezervátum-terület, fauna és flóra rezervátum, halászati rezervátum, örökség-terület, történelmi menedék, történelmi rezervátum, vadászati terület, vadászati park, integrált objektív turisztikai természeti rezervátum, tájpark, kezelt rezervátum, tengeri menedék, vegyes védelmi rezervátum, városi rezervátum, n. csatamező, n. tölcseértorokolat kutatási rezervátum, n. fauna rezervátum, n. erdő, n. történelmi emlék, n. park - pufferzóna, n. park – központi terület, n. park és rezervátum, n. folyó, n. menedék (sanc.), természeti terület rezervátum, természeti értékek rezervátum - tájképi rezervátum, természeti emlék - Geomorfológiai, természeti emlékek és jelek (landmarks) (védett mint szigorú természeti rezervátum), n. jelentőségű természeti terület, Kanadai földek természetvédelme, természetvédelmi rezervátum - vadrezervátum (vadászat nélkül), természeti „prezervátum”, természeti rezervátum (jellemzés nélkül), egyéb védelmi terület, park rezervátum, parkút, részleges faunarezervátum, részleges rezervátum, elnöki rezervátum, magán természeti rezervátum, magán rezervátum, védett erdő, provinciális faunarezervátum, provinciális tengeri park, provinciális rezervátum, tiltott terület, védelmi (sanc.) terület, tudományos rezervátum, Quebeci magánszervezet által védett helyszín, speciális faunarezervátum, speciális természeti rezervátum, speciális rezervátum - botanikai, speciális rezervátum - hidrológiai, speciális rezervátum - Ichthyológiai/Madártani, jellegzetes objektív turisztikai természeti rezervátum, állami környezetvédelmi terület, állami erdő park, állami tengeri park, állami tudományos terület, fokozottan védett terület, turisztikai természeti rezervátum, egyetemi park, városi zöldterület, vízgyűjtő erdőrezervátum, Zona di Tutela Biologica Marina</p>	1
<p>speciális turista-érdeklődési terület, mocsárrezervátum, közösségi park, közösségi legelő, fauna élőhely, erdőpark, vadmenedék (game sanc.), történelmi helyszín, vadászati rezervátum, ichtiológiai rezervátum, tengeri n. park, tengeri rezervátum, vándormadár menedék (refuge), madármenedék (sanc.), városi biológiai rezervátum, városi park, n. tengeri menedék (sanc.), n. park (állami hálózat), n. „prezervátum”, n. rezervátum és rekreációs terület, n. vadvilág terület, természeti képződmények rezervátum – bokros terület rezervátum, természeti emlék - hidrológiai, természeti Zapovednik, park, regionális természeti park, rezervátum, speciálisan védett terület, vízimadár menedék (sanc.), vadvilág terület</p>	2
<p>biológiai rezervátum, botanikai rezervátum, zárt terület, védelmi hatóság terület, n. park magterület, fauna rezervátum, vadaspark, integrált természeti rezervátum, tájrezervátum, n. vadászati és vadvilág rezervátum, természeti n. park, természetvédelmi rezervátum - flóra rezervátum, nem vadászati terület, regionális/provinciális természeti park, speciális rezervátum - madártani, állami „wilderness”, területiális park, érintetlen esőerdő rezervátum, vizes terület rezervátum, „wilderness” (Nemzeti Park Szolgálat)</p>	3

a 2. táblázat folytatása
Contd. Table 2.

vadszaporodási rezervátum, n. történelmi park, n. emlék, n. park – perifériális zóna, természetvédelmi törvény, természeti menedék (sanc.) vagy részleges rezervátum, egyéb terület, véderdő, speciális rezervátum - erdő, állami természeti terület rezervátum, szigorú természeti rezervátum, „wilderness” terület,	4
vadmadár menedék (sanc.), történelmi menedék (sanc.), n. felüldülési terület, n. tengerpart, természeti menedék(ek) (refuge) (Z.), nagyközönség számára fenntartott felüldülési terület vagy vidéki park, kutatási természeti terület, tájképi rezervátum	5
esztétikai erdő, védelmi terület, ismeretlen kategória, természetvédelmi rezervátum, kiemelkedő természeti terület, állami rezervátum	6
vízi rezervátum, kiemelkedő természeti szépségű terület, védelmi erdőrezervátum, regionális/provinciális természeti rezervátum, speciális botanikai rezervátum	7
fő védelmi terület, n. tájképi folyó, n. vadvilág speciális védett terület, felüldülési turizmus és védelem szempontjából fontos park – Quebec, kvázi n. park, felüldülési helyszín, állami felüldülési terület	8
erdő menedék (sanc.) (z.), speciális tudományos érdeklődésre számot tartó terület, útmenti park	9
nemzeti természeti jelek (landmark), természeti emlék (geológiai z.), állami park – gyümölcsös emlék – művészeti park	10
természeti emlék vagy helyszín, természetvédelmi terület, védett terület, védett táj részlet(ek)	11
halászati erőforrás-védelmi terület, n. vadrezervátum, természeti rezervátum, szafari terület, vadvilág rezervátum	13
tengeri madár rezervátum	14
ellenőrzött vadászati terület	15
természeti park	17
botanikai menedék (sanc.) (z.), örökség tengerpart, állami biológiai rezervátum, „wilderness” (Hal- és Vadvilág Szolgálat)	18
felüldülési park	19
z.	21
vadrezervátum	22
vadvilág-kezelési terület	23
védelmi zóna	24
regionális z.	25
nemzeti természeti emlék, n. vadmenedék (wildlife refuge), védett táj, regionális természeti park	26
„wilderness” (Erdészeti Szolgálat)	27
védett helyszín	30
n. rezervátum	31
vadgazdálkodási terület	32

a 2. táblázat folytatása
Contd. Table 2.

tengeri park, vadmenedék (wildlife sanc.)	40
vadmenedék (wildlife refuge)	41
zapovedne urotchische	44
menedék (sanc.)	45
nemzeti természeti rezervátum	46
ellenőrzött vadállományú terület	48
védelmi park (conservation park), védett természeti emlék	63
állami park	66
állami z.	67
állami természeti rezervátum	71
természeti terület	73
állami természeti emlék	75
ökológiai rezervátum	76
regionális park – gyümölcsös emlék – park művészet	106
tájvédelmi terület	138
provinciális park	143
természeti emlék	145
n. park	175
regionális természeti emlék	450
természeti rezervátum	834

n. = nemzeti, z. = zakaznik, sanc. = sanctuary

A 97 millió hektáros területű ÉK Grönland Nemzeti Park és a 34 millió hektáros ausztrál Nagy Korallzátony Tengeri Park megalapítása jelentősen befolyásolta a vizsgált öt-éves periódus (1971–1975) védett területeinek méret szerinti eloszlását. Az 1 millió hektár fölötti területek az összes alapított védett terület közel 71%-át tették ki (3. táblázat).

3. táblázat Az 1971 és 1975 között alapított védett területek nagyság szerinti eloszlása
Table 3. The number of protected lands by size founded between 1971 and 1975

Terület nagysága (ha)	Alapított területek száma kategóriánként (db)	A területek eloszlása (%)	Védett területek kiterjedése (ha)	A védett területek nagyságának eloszlása (%)
0–99	1925	49,3	39952,7	0,015
100–999	854	21,9	288705,5	0,109
1000–9999	532	13,6	2007831,4	0,761
10 000–99 999	382	9,8	14196412,5	5,381
100 000–999 999	192	4,9	60708875,5	23,010
1 000 000–	23	0,6	186593983,2	70,724
Összesen	3908	100,0	263835760,8	100,000

A védett területek számát tekintve az első, legtöbb területet Ukrajna alapította (779-et), a második Kanada 434 területtel, majd Németország következik 284 területtel (4. táblázat).

4. táblázat Az 1971 és 1975 között alapított védett területek országonként
Table 4. The number of protected lands by countries founded between 1971 and 1975

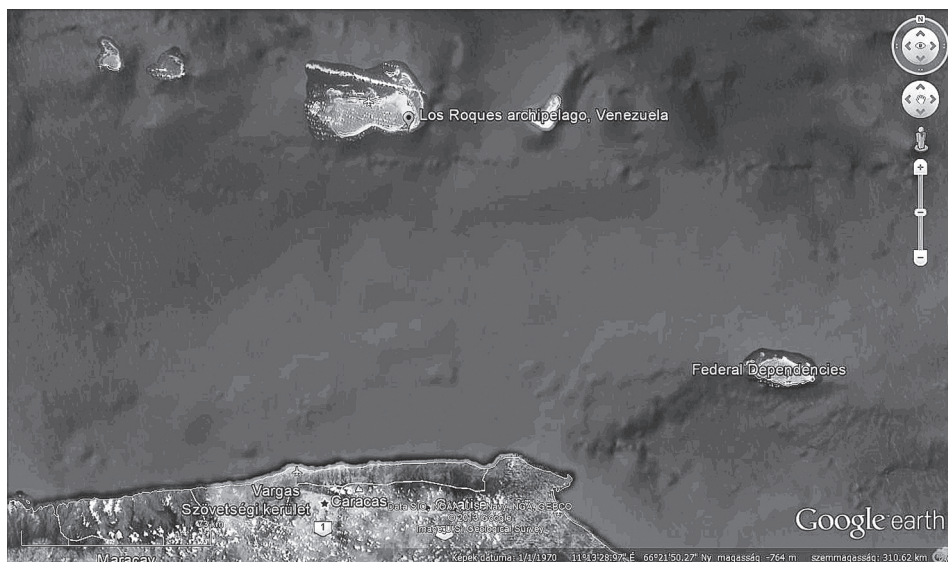
<i>Ország(ok)</i>	<i>Alapítások száma</i>	<i>Ország(ok)</i>	<i>Alapítások száma</i>
Azerbajdzsán, Banglades, Belgium, Belize, Bouvet-sziget, Kamerun, Csád, Kongói Demokratikus Köztársaság, Djibouti, Finnország, Gabon, Grönland, Guam, Hong Kong, Jordánia, Macedónia, Malawi, Mongólia, Marokkó, Nepál, Nicaragua, Szlovénia, Szudán, Trinidad és Tobago, Tunézia, Turks és Caicos Szigetek	1	Svalbard és Jan Mayen Szigetek	16
		Norvégia, Spanyolország	17
		Új-Zéland, Jugoszlávia	18
		Horvátország, Kazahsztán, Thaiföld	21
		Etiópia	24
		Indonézia, Pakisztán	25
		Argentína	26
Antigua és Barbuda, Bahama-szigetek, Belorusszia, Bolívia, Dominika, Ecuador, Grúzia, Liechtenstein, Madagaszkár, Seychelles, Szváziföld, Virgin-szigetek (British)	2	Izland, Dél-Afrika	29
		Zimbabwe	30
		Irán	33
		Franciaország, Izrael	35
Afganisztán, Angola, Chile, Mozambik, Paraguay, Szenegál, Tonga	3	India	39
		Brazília	41
Botswana, Dominikai Köztársaság, Elefántcsontpart, Jamaica, Hollandia, Nigéria, Pápua Új-Guinea, Puerto Rico, Suriname	4	Venezuela	42
		Lettország	43
		Egyesült Királyság	44
Amerikai Szamoa, Francia Polinézia, Mauritius, Namíbia, Fülöp-szigetek, Réunion, Oroszország, Dél Georgia és a Dél-Sandwich-szigetek, Tádzsikisztán, Üzbegisztán	5	Moldova	46
		Kirgizisztán	48
		Zambia	49
		Tanzánia	57
Kenya, Kína, Koreai Köztársaság, Örményország	6	Ausztria	59
		Észtország	63
Litvánia	7	Japán, Olaszország	74
Antarktisz, Kiribati, Portugália, Törökország	8	Csehország	92

Dánia, Falkland-szigetek, Izrael, Malaysia, Peru, Románia	9	Szlovákia	101
		USA	217
Lengyelország, Sri Lanka	10	Ausztrália	224
Kolumbia	11	Svédország	272
Ghána, Új-Kaledónia	12	Németország	284
Bulgária, Costa Rica, Magyarország	14	Kanada	434
Görögország	15	Ukrajna	779
Összesen:			3908

A külföldi védett területek közül most két venezuelai nemzeti parkot ismertetünk, mert ezek a parkok viszonylag ismeretlenek a nagyközönség számára, nem tartoznak a kiemelt nemzetközi üdülőkörzetek körébe, ugyanakkor jelentős természeti értékek vagy ritka élőhelyek védelmét látják el.

Archipiélago Los Roques Nemzeti Park, Venezuela

A Los Roques szigetcsoport 160 km-re fekszik Dél-Amerika északi partjaitól (1. ábra). Caracashoz való közelsége miatt sokáig a tehetősebb fővárosiak nyaralóhelye volt. Mivel a szigetcsoport már a Karib-térséghez tartozik, így meleg éghajlat, kék ég és számos tengerparti felüdülési, szórakozási és sportolási lehetőség található itt, amely kiemelkedően vonzóvá teszi a turisták számára.



1. ábra A Los Roques szigetcsoport elhelyezkedése Caracastól északra (Venezuela)
Figure 1. Situation of the Archipiélago Los Roques north of Caracas (Venezuela)

A szigetcsoport döntő részét 1972-ben nyilvánították nemzeti parkká, területe 221120 ha. A nemzeti park felirattal és a nemzeti-parki jelenléttel kizárólag Gran Roque szigetén, a repülőtérrel találkozik a hétköznapi turista (2. ábra), ugyanis egy kis bódében őrt álló két katona az útlevele ellenőrzése mellett a nemzeti-parki belépőt is beszedi.



2. ábra Az Archipiélago Los Roques Nemzeti Park bejárata a repülőtér mellett
(Fotó: Centeri Cs.)

Figure 2. Entrance sign of the Archipiélago Los Roques National Park near
by the airport (Photo: Cs. Centeri)

A szigetcsoport 42 nagyobb, és kb. 250 kisebb szigetből áll, kelet-nyugati kiterjedése 36 km, észak-déli kiterjedése pedig 24,6 km.

A nemzeti park viszonylag szegényes szárazföldi élővilággal rendelkezik (ZAMARRO és FARIA 2003, BISBAL 2008). Elsősorban a madárvilágról tudunk többet (LE CROY 1976, LENTINO et al. 1994, PHELPS és PHELPS JR. 1950, SEUTIN et al. 1994), eddig 92 madárfajt figyeltek meg a szigeteken, bár madártani endemizmusból is csak egy ismert, a bananaquit (magyarul sárgáscukormadár) nevű madár (*Coereba flaveola*) fekete színű alfaja. Los Roques-en kívül az alfaj még Grenada, St. Vincent és a Los Testigos szigeteken fordul elő (THERON et al. 2011). Leggyakrabban a barna pelikánok (*Pelecanus occidentalis*) figyelhetők meg.

A gyíkfélék közül említést érdemel egy endemikus alfaj, a *Gonatodes vitattus roquensis*, valamint a *Cnemidophorus lemmiscatus nigricolor*, amely gyakori, és nagyon kíváncsi. Ezt a fajt először Los Roques-en írták le (SCNLS 1956). A *Gymnodactylus antillensis* gyíkfaj karib-tengeri endemizmus, mindössze Bonaire, Curacao, La Orchila, Las Aves és Los Roques szigeteken találták meg eddig.

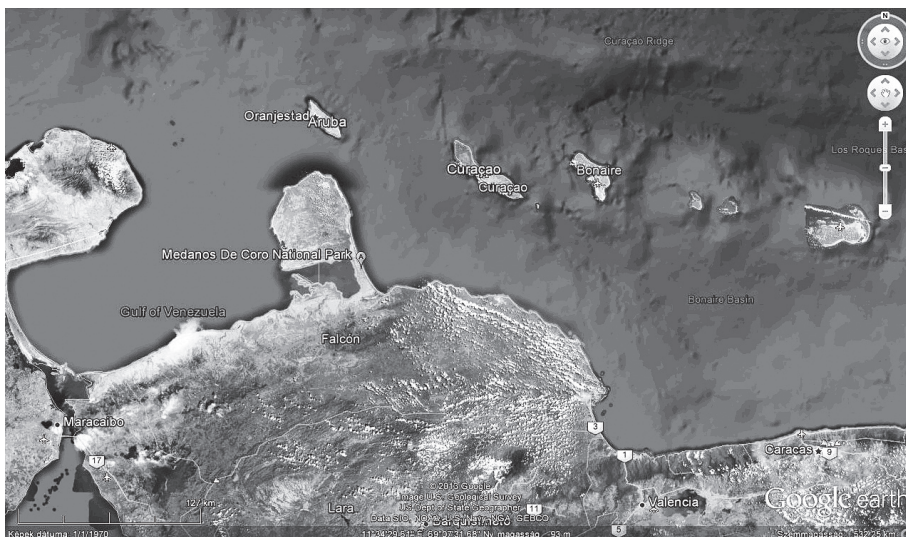
A szigeteken a nagy nyúlshájú denevéren (*Noctilio leporinus*) (angolul „fishing bat”, azaz halászdenevér) kívül nincs honos emlősfaj, ezért a természeti értékeket egyik leginkább veszélyeztető tényező bármely emlősfaj megjelenése a szigeteken. A növekvő turizmussal nő a lakosok száma, a szilárd hulladékok és a szennyvíz mennyisége, valamint az illegális halászat.

A szárazföldi élővilággal szemben a tengerben nagy diverzitással találkozunk. A szigetcsoport egyik kiemelt érdekessége, hogy 4 tengeri teknősfaj tojásrakó helye. Ebből az

álcserepes teknős (*Caretta caretta*) és a közönséges levesteknős (*Chelonia mydas*) globálisan veszélyeztetett, a kergesteknős (*Dermochelys coriacea*) és a közönséges cserepesteknős (*Eretmochelys imbricata*) kritikusan veszélyeztetett (GUADA és VERNET 1992, DE LOS LLANOS 2002) faj. A teknősvédelmi program a Dos Mosquises szigeten alapított Biológiai Állomáson folyik.

Médanos de Coro Nemzeti Park, Venezuela

Az 1974-ben alapított nemzeti park Venezuela északnyugati, tengerparti részén, Coro város szélén található (3. ábra). A nemzeti park gyakorlatilag a Paraguaná nevű széles félsziget elkeskenyedő nyaka. A terület szélessége 5 és 30 km között változik. Elsődlegesen geológiai, geomorfológiai érdekességeket találunk itt: mozgó homokbuckákat (4. ábra).



3. ábra A Médanos de Coro Nemzeti Park elhelyezkedése, Venezuela
Figure 3. Situation of the Médanos de Coro National Park, Venezuela



4. ábra Homokdűnék a Médanos de Coro Nemzeti Parkban, Venezuela (Fotó: Centeri Cs.)
Figure 4. Sand dunes in the Médanos de Coro National Park, Venezuela (Photo: Cs. Centeri)

A terület korábban mélyebben feketett, erre utalnak a homokban található mészvázias élőlények maradványai. Sivatagi körülmények között járunk (MORALES 1979), így kizárólag néhány, szárazságtűrő növényrel találkozhat az idelátogató. Az állatvilág is kimerül gyíkfélékben, ennél nagyobb testű állatok csak a róka-fajok, a nyúl-fajok és a hangyászok közül kerülnek ki.

A nemzeti park vonzereje, hogy a város szélén található, így akár busszal is ellátogathat a lakosság mozgó homokbuckák közé. Természetvédelmi szempontból érdekes, hogy a gyér vegetáció ellenére is legeltetnek a nemzeti parkban, elsősorban kecskéket, a pásztor pedig a természetvédelemben itthon sem kedvelt quad-al közlekedik. Az akár húszméteres magasságra is megnövő homokdűnék közti mélyedésekben nedvesebb élőhelyek, és legelésre alkalmasabb növényzet is kialakul. A nemzeti park széle emberi behatásoktól nagyobb mértékben érintett.

Hazai területek alapítása

Az IUCN szerint hazánkban 1971 és 1975 között 14 védett területet alapítottak (5. táblázat).

5. táblázat Az 1971 és 1975 között alapított magyar védett területek
Table 5. The Hungarian protected lands established between 1971 and 1975

<i>Terület neve</i>	<i>Védett terület típusa</i>	<i>IUCN kategória</i>	<i>Alapítás ideje</i>	<i>Terület (ha)</i>
Mártélyi	tájvédelmi körzet	V	1971.01.01	2232,0
Balatonkenesei Tátorjános	természetvédelmi terület	IV	1971.01.01	3,0
Darvas tó Lefejtett Bauxit Lencse	természetvédelmi terület	IV	1971.01.01	34,0
Hortobágyi	nemzeti park	II	1973.01.01	80549,0
Kiskunsági	nemzeti park	II	1975.01.01	56761,0
Ócsai	tájvédelmi körzet	V	1975.01.01	3606,0
Lázbérci	tájvédelmi körzet	V	1975.01.01	3634,0
Sághegyi	tájvédelmi körzet	V	1975.01.01	235,0
Füzérradványi Park	természetvédelmi terület	IV	1975.01.01	140,0
Kunfehértói Holdrutás Erdő	természetvédelmi terület	IV	1975.01.01	120,0
Kéleshalmi Homokbuckák	természetvédelmi terület	IV	1975.01.01	168,0
Gyöngyösi Sárhegy	természetvédelmi terület	IV	1975.01.01	186,0
Jókai-kert	természetvédelmi terület	IV	1975.01.01	3,0
Mohácsi Történelmi Emlékhely	természetvédelmi terület	IV	1975.01.01	7,0

Az IUCN listáján nem szerepel az 1971-ben létesített Tatársánci Ösgyep Természetvédelmi Terület és az Erdélyi Hérics Termőhelye Természetvédelmi Terület, az 1974-ben létesített Barcsi Ősborókás Tájvédelmi Körzet, az 1975-ben létesített Nádasdladányi Kastélypark Természetvédelmi Terület és a Dévaványai Tájvédelmi Körzet. A külföldi példához hasonlóan hazánkból is egy olyan terület bemutatását tűztük ki célul, amely kevésbé látogatott, kevésbé ismert, ugyanakkor fontos szerepet tölt be a természeti értékek védelmében.

Gyöngyösi Sárhegy Természetvédelmi Terület

A 186 ha kiterjedésű, a Mátra déli peremhegyét képező Sárhegy (5. ábra) bővelkedik növénytani ritkaságokban, annak ellenére, hogy korábban kiterjedt szőlőtermesztés folyt a hegyen (HTTP5).



5. ábra A Gyöngyösi Sár-hegy Természetvédelmi Terület elhelyezkedése
Figure 5. Situation of the Gyöngyös Sár-hegy Nature Conservation Area

A vulkáni alapkőzetű hegyen a peremhelyzetű hegylábi elemek keverednek az első-sorban kontinentális elterjedésű pusztai elemekkel. A hegy természetvédelmi szempontból kiemelt élőhelyei közé tartoznak az árvalányhajás erdősztyepprétek, a törpemandulás cserjések és a magyar perjés sziklagyepek, a kornistárnicsos kaszálórétek, valamint a Szent Anna-tó fragmentált higrofil növényzete. A száraz déli lejtők jellegzetessége a szubmediterrán rokonságú ezüstös útifű (*Plantago argentea*) és a sápadt lednek (*Lathyrus pallescens*). Tavasszal virágzik a védett macskahere (*Phlomis tuberosa*), a nagyzezerjőfű (*Dictamnus albus*), a selymes peremizs (*Inula oculus-christi*) és a tarka nőszirm (*Iris variegata*). Az északias kitettségben található vastagabb talajtakarón létrehozott félszáraz irtásréteken számos orchideafaj is megjelenik, például a tarka kosbor (*Orchis tridentata*), az agárksobor (*Orchis morio*) és a poloskaszagú kosbor (*Orchis coriophora*). A közeli síksággal való növényföldrajzi rokonságot mutatja a sztyeppréteken megjelenő sziki kocsord (*Peucedanum officinale*) is.

A terület kezelési terve (HTTP6) külön említi a tájképi értékek között a kőgátakat (6. ábra), az egykori szőlőtermesztés mementőit. Ezeket néhol tömegesen virít a törpemandula (*Amygdalus nana*).



6. ábra A Gyöngyösi Sár-hegy Természetvédelmi Terület kezdetét jelző tábla (Fotó: Centeri Cs.)
 Figure 6. Sign of the limit of the Gyöngyös Sár-hegy Nature Conservation Area (Photo: Csaba Centeri)

A terület védetté nyilvánítását a növényzeti értékeken kívül lepkefaunája is indokolta. Az állatok között számos hazai és európai viszonylatban is ritka és védett, elsősorban rovarfaj található meg. Ilyen ritkaság a hazánkban csak néhány helyen előforduló sztyeplepke (*Catopta trips*), amely sztyeprét jellegű élőhelyeken él. A másik ritkaság a nagy szikibagoly (*Gorthyna borelii lunata*), amely a száraz magaskórós sztyeprétek lakója, hernyója a zellerfélék közé tartozó orvosi vagy más néven sziki kocsord (*Peucedanum officinale*) gyökfőjében és szárában fejlődik. Ez az egyetlen tápnövényem, így sérülékenységenek forrása is. A területen számos cincérfaj is képviselteti magát, az idős tölgyesekben él a nagy hőscincér (*Cerambyx cerdo*), a körises szegélyekben és gyümölcsösökben a diófocincér (*Aegosoma scabricorne*), a molyhos tölgyesekben a keskeny tölgycincér (*Stenidea genei*), míg a gurgolyafajokhoz kapcsolódik az árgusszemű cincér (*Musaria argus*), a tarka imolához pedig a selymes cserjecincér (*Cortodera holosericea*) élete kötődik.

A természetvédelmi terület kiváló példa arra, hogy az ember által felhagyott területeken újra megjelenhetnek a védett természeti értékek.

Köszönetnyilvánítás

Jelen kutatást a Kutató Kari Kiválósági Támogatás – Research Centre of Excellence – 17586-4/2013/TUDPOL támogatta.

Irodalom

- BISBAL, F. (2008): Los vertebrados terrestres de las dependencias federales de Venezuela. *Interciencia*, 33(2): 103–111.
- CENTERI Cs. 2010: A világ természetvédelmének története 1956–1960 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 8(1): 147–155.
- CENTERI Cs., GYULAI F. 2006: A világ természetvédelmének történelmi kezdetei a védett területek kialakítására vonatkozóan. *Tájökológiai Lapok*, 4(2): 427–432.

- CENTERI Cs., GYULAI F. 2011. A világ természetvédelmének története 1966–1970 között (védett területek alapítása). Tájökológiai Lapok, 9(1): 127–143.
- CENTERI Cs., POTTYONDY Á. 2009: A világ természetvédelmének története 1951–1955 között (védett területek alapítása). Tájökológiai Lapok, 7(1): 175–189.
- CENTERI Cs., GYULAI F., PENKSZA K. 2007: A világ természetvédelmének története 1913–1933 között (védett területek alapítása). Tájökológiai Lapok, 5(1): 5–11.
- CENTERI Cs., GYULAI F., PENKSZA K. 2008a: A világ természetvédelmének története a II. világháború után (1946–1950, védett területek alapítása). Tájökológiai Lapok, 6(3): 351–361.
- CENTERI Cs., PENKSZA K., GYULAI F. 2008b: A világ természetvédelmének története a II. világháború alatt (1940–1945, védett területek alapítása). Tájökológiai Lapok, 6(1-2): 209–220.
- CENTERI Cs., POTTYONDY Á., GYULAI F. 2010: A világ természetvédelmének története 1961–1965 között (védett területek alapítása). Tájökológiai Lapok, 8(1): 207–219.
- DE LOS LLANOS, V. (2002): Evaluación de las poblaciones de tortugas marinas en el Parque Nacional Archipiélago de Los Roques. Trabajo Especial de Grado. Escuela de Biología. Universidad Central de Venezuela. Caracas.
- GUADA, H., VERNET, P. (1992): Las tortugas marinas en el Parque Nacional Archipiélago Los Roques. In: AMEND, T. (ed) Parque Nacional Archipiélago Los Roques. Fundación Polar-INPARQUES. Caracas, p. 89–107.
- IUCN 1994: Guidelines for Protected Area Management Categories. CNPPA with the assistance of WCMC. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- LE CROY, M. 1976: Birds observations in Los Roques, Venezuela. Am. Mus. Novit. 2599: 1–30.
- LENTINO, M., LUY, A.G., BRUNI, A.R. 1994: Lista de las Aves del Parque Nacional Archipiélago Los Roques y otras Islas de las Dependencias Federales, Venezuela. Audubon, Prontoprint. Caracas, Venezuela. 43 pp.
- MORALES, P.R. 1979: Estudio de los médanos de Venezuela: evidencias de un clima desértico. Acta Biológica de Venezuela 10:19–49.
- PENKSZA, K., GYULAI F., CENTERI Cs. 2007: A világ természetvédelmének története 1934–1939 között (védett területek alapítása). Tájökológiai Lapok, 5(2): 239–347.
- PHELPS, W.H., PHELPS, JR. W. H. (1950): Las Aves de las Islas Los Roques y Las Aves y descripción de un nuevo canario de mangle. Bol. Soc. Venez. Cienc. Nat. 13(76): 7–30.
- SEUTIN, G., KLEIN, N. K., RICKLEFS, R. E., BERMINGHAM, E. (1994): Historical biogeography of the bananaquit (*Coereba flaveola*) in the Caribbean Region: a mitochondrial DNA assessment. Evolution, 48(4): 1041–1061.
- THERON, E., HAWKINS, K., BERMINGHAM, E., RICKLEFS, R. E., MUNDY, N. I. (2011): The molecular basis of an avian plumage polymorphism in the wild: A melanocortin-1-receptor point mutation is perfectly associated with the melanic plumage morph of the bananaquit, *Coereba flaveola*. Current Biology, 11: 550–557.
- ZAMARRO, J., FARÍA, M. A. (2003): Biodiversidad en el Parque Nacional Archipiélago Los Roques y el Programa Araucaria. Natura 122: 28–34.

HTTP1: <http://www.iucn.org/> (honlap utolsó elérése 2013. január 31.)

HTTP2: <http://www.unep-wcmc.org/wdpa/> (honlap utolsó elérése 2013. január 31.)

HTTP3: <http://protectedplanet.net/> (honlap utolsó elérése 2013. január 31.)

HTTP4: <http://www.britishcolumbia.com/parks/?id=204> (honlap utolsó elérése 2013. június 10.)

HTTP5: <http://bnpi.hu/oldal/gyongyosi-sar-hegy-tt-76.html> (honlap utolsó elérése 2013. január 31.)

HTTP6: http://bnpi.hu/doc/2009/kezelesi_tervek/sar_hegy_kezterv.pdf (honlap utolsó elérése 2013. január 31.)

THE HISTORY OF NATURE CONSERVATION BETWEEN 1971 AND 1975
(DESIGNATION OF PROTECTED AREAS)

C. CENTERI, F. GYULAI

¹SIU, Institute of Environment and Landscape Management,
Dept. of Nature Conservation and Landscape Ecology
H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: Centeri.Csaba@kti.szie.hu

Keywords: nature conservation, history, world, protected areas, 1971–1975

Following the previous examined period (1966–1970.) there were 3908 designations of protected areas between 1971 and 1975 on Earth. One third of these designations belong to the IUCN category III while another third belongs to the IUCN category IV. Data analyzed in the article is based on the protected areas listed in the IUCN database. According to that most of the designations (779) were in Ukraine between 1971 and 1975. In the present five analyzed years (1971–1975) the growth of the designations stopped, there were less areas designated than in the previous five year period. In the analyzed period of 1971 and 1975 220 national categories existed. Among the size of the areas the 0–99 ha areas outnumbered all other (almost half of the designated areas belong to this size), however only 0,015% of all established protected area belongs here from the spatial distribution point of view. 14 Hungarian protected areas appear in the IUCN database in this period. An important action took place in this period, the establishment of the first Hungarian national park on the Hortobágy area in 1973. Two areas have extreme sizes in this period. One of them is the North East Greenland National Park with 97.2 million hectare. The other area is the Great Barrier Reef Marie Park in Australia with its 34.4 million hectare area. We can state that this period was outstanding from the point of view of area enlargements of the protected areas.

A BÖGÖLYÖK (TABANIDAE) POLAROTAKTIKUS VISELKEDÉSÉVEL KAPCSOLATOS TUDOMÁNYOS ISMERETEK ÖSSZEFOGLALÁSA (review)

SZÁZ Dénes, HERCZEG Tamás

Eötvös Loránd Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Fizikai Intézet, Biológiai Fizika Tanszék,
Környezetoptika Laboratórium,
1117 Budapest, Pázmány P. sétány 1., e-mail: szaz.denes@gmail.com, tamasherczeg29@gmail.com

Kulcsszavak: Bögölycsapda, polarizációlátás, képalkotó polarimetria, ökológiai csapda

Összefoglalás: A bögölyök repülő egyedei, a fejlődésükben a vízhez kötődő más vízirovarokhoz hasonlóan, a vízfelszínről tükröződő vízszintesen poláros fény alapján ismerik föl a víztesteket. A bögölyök 2008-ban felfedezett pozitív polarotaxisa, azaz a vízszintesen poláros fényhez való vonzódása teremtette meg a fénypolarizációs elven működő bögölycsapdák készítésének alapját. A bögölyök polarotaktikus viselkedésével kapcsolatos legújabb eredmények, mint például a polarizációs gazdafelismerés bizonyítása, egyrészt hozzájárultak új típusú bögölycsapdák kifejlesztéséhez, másrészt pedig lehetőséget adtak olyan évszázados biológiai kérdések megválaszolására, hogy milyen élőnyelkek járhatnak az emlősök kültakarójának foltos vagy csíkos mintázatai. Mindezek alapján fontosnak tartottuk, hogy cikkünkben rövid összefoglalást adjunk a bögöly-polarotaxis kutatásának legújabb eredményeiről.

A polarotaxis szerepe a vízirovarok életében

Az 1980-as évek elején Rudolf Schwind (SCHWIND 1985) mutatta ki, hogy a repülő közönséges hanyattúszó poloska (*Notonecta glauca*) a vízfelületről tükröződő vízszintesen poláros fény alapján találja meg a vizet, nem pedig a vízről visszavert fény intenzitása, színe vagy a vízfelület csillogása segítségével. A *Notonecta* szemének hasoldali részén más ízeltlábúakhoz hasonlóan (TRUJILLO-CENOSZ és BERNARD 1972, MARSHALL 1988, MARSHALL et al. 1991, MEYER-ROCHOW és REID 1994) vízszintes és függőleges membráncsővecskékkel rendelkező fotoreceptorok helyezkednek el, amelyek leginkább a vízszintesen és függőlegesen poláros fényre érzékenyek. A fotoreceptorsejtek segítségével a poloska képes megállapítani, hogy az optikai környezetéből érkező fény polarizációiránya vízszintes vagy nem. A közönséges hanyattúszó poloska vonzódása a vízszintesen poláros fényhez pozitív polarotaxissal történik. SCHWIND (1991, 1995), LERNER et al. (2008, 2011), MELTNER et al. (2008), KRISKA et al. (1998), HORVÁTH és VARJÚ (2004), WILDERMUTH és HORVÁTH (2005), CSABAI et al. (2006), KRISKA et al. (2006a,b, 2007, 2008a), HORVÁTH és KRISKA (2008), HORVÁTH et al. (2008, 2010, 2011), MALIK et al. (2008), MOLNÁR et al. (2010) kimutatták, hogy a közönséges hanyattúszó poloskához hasonlóan a kérészek (Ephemeroptera), szitakötők (Odonata), álkérészek (Plecoptera), bogarak (Coleoptera), poloskák (Heteroptera), kétszárnyúak (Diptera) és tegzesek (Trichoptera) rendjeibe sorolt, 300-nál is több vízirovarfaj repülő egyedei is pozitív polarotaxissal, azaz a vízfelszínről tükröződő fény vízszintes polarizációja alapján keresik vízi élőhelyeiket. E polarotaktikus rovarokat könnyen megtévesztheti, és magához vonzhatja minden olyan mesterséges felület, amely erősen és vízszintesen poláros fényt ver vissza: az ilyen felületek „szuper-víznek” tűnnek a vizet kereső vízirovarok számára, ha a róluk visszavert fény lineáris polarizációfoka nagyobb, mint a vízről visszaverté (WATSON 1992, NILSSON 1997,

VAN VONDEL 1998, STEVANI et al. 2000a, 2000b, BERNÁTH et al. 2001a, b, 2008, GÜNTHER 2003, BLAHÓ et al. 2012a, KRISKA et al. 1998, HORVÁTH és VARJÚ 2004, WILDERMUTH és HORVÁTH 2005, CSABAI et al. 2006, KRISKA et al. 2006a, 2007, 2008a, b, c, HORVÁTH és KRISKA 2008, HORVÁTH et al. 2007, 2008, 2009, MALIK et al. 2008, MÁLNÁS et al. 2011, ROBERTSON et al. 2010).

Fénypolarizáció alapuló ökológiai csapdák és bögölycsapdák

A fényt erősen és vízszintesen polarizáló mesterséges felületek gyakran nagy tömegben elpusztítják a polarotaktikus rovarokat és lerakott petéiket. Ily módon poláros ökológiai csapdák alakulnak ki, amelyek súlyosan veszélyeztethetik a vízszennyezések miatt világszerte egyébként is pusztuló vízirovar fajok utódgenerációit. Számos polarotaxissal rendelkező vízirovarnak fototaktikus tulajdonsága is van, azaz nem csak a fény polarizációs tulajdonsága vonzza őket, hanem annak intenzitása is, a polarizációfoktól és polarizációiránytól függetlenül. Ilyen esetekben gyakran megfigyelhető olyan helyzet, hogy a fototaxis és a polarotaxis egymás hatását erősítve hoz létre ökológiai csapdát (LONGCORE és RICH 2004, RICH és LONGCORE 2006).

Horváth és munkatársai óriáscsiborok (*Hydrophilus piceus*) estében megfigyelték, hogy aszfaltutak közelében az erősfényű utcai lámpák magukhoz vonzották a polarotaktikus rovarokat, melyek aztán az erősen és vízszintesen poláros fényt visszaverő aszfaltúton csapdázódtak (HORVÁTH et al. 2009). Ily módon a fényforrásoknak köszönhetően jelentősen megnőtt a poláros ökológiai csapda hatóköre, ezáltal több egyedet elpusztítva, mint az utcai lámpákkal ki nem világított aszfaltfelületek.

Előfordulhat olyan eset is, amikor valamilyen ingermozgás nem erősíti, hanem gyengíti egy poláros ökológiai csapda hatását. Ennek tipikus példája a „tiszavirág-tiszahíd” jelenség, melyet Málnás és munkatársai figyeltek meg először. Ez esetben a folyó folytonos poláros jele vezette a kompenzációs repülést végző kérész nőtényeket a poláros ökológiai csapda, azaz a híd aszfaltútja közelébe. Mivel azonban e repülés nem sötétedés után, hanem még világosban történt, az éjszakai világítás még nem volt bekapcsolva, így a lámpák nem vonzották a kérészeket a hídra. Emellett azt is megállapították, hogy a híd árnyékot vetve a vízfelszínre, megszakította a folyó poláros jelét, ami gyakorlatilag megállította a kompenzációs repülést. Ily módon az egyedeknek csak kis hányada jutott az aszfaltút fölé, ahol csapdázódtak (MÁLNÁS et al. 2011).

Tömegrajzású vízirovarok esetében az ökológiai csapda hatékonyságát jelentős mértékben növelheti a csapda közelében található rajzási markerek jelenléte. A dunai tömegtegzes (*Hydropsyche pellucidula*) ideális rajzási markere lehet például egy folyóparti sötét épülettömb, amelyhez a rajzás kezdetén tömegesen odavonzódnak a rovarok, majd a rajzás második felében, amikor már petéző helyet keresnek a nőtények, az épület vízszintesen poláros fényt visszaverő felületeire lerakják petéiket (KRISKA et al. 2008a; MALIK et al. 2008). Ebben az esetben a rajzási marker jelenléte erősíti a polarotaktikus vízdetektációra épülő ökológiai csapda hatékonyságát.

A fentiek alapján megállapítható, hogy a poláros ökológiai csapdák kialakulásában és az általuk kiváltott hatások súlyosságában meghatározó szerepe lehet az egyes helyváltoztató ingermozgásoknak, melyek a poláros csapdához vezethetik az egyedeket, vagy éppen akadályozhatják a csapdához való eljutásukat. Bármely eset is álljon elő, egy ökológiai

csapda kialakulása mindenféleképpen természetvédelmi károkat okoz, melyek gyakran akkora méreteket ölthetnek, hogy célszerű azokat komolyan venni, és kidolgozni ellenük a megfelelő védekezést, óvintézkedést.

A mesterséges objektumok által kiváltott pozitív polarotaxis káros természetvédelmi hatásai mellett ugyanakkor környezetbarát módszert kínál a haszonállattartásban igen káros, és az emberre is veszélyes betegségek kórokozóit terjesztő vérszívó bögölyök csapdába ejtésére és elpusztítására. Az újfajta technológia kifejlesztését és gyakorlati alkalmazását a bögölyök pozitív polarotaxisának fölfedezése tette lehetővé, vagyis annak fölismerése, hogy e vérszívó rovarok más, a fejlődésükben vízhez kötődő rovarokhoz hasonlóan a vízszintesen poláros fényhez vonzódnak, ezért az ilyen fényt kibocsátó csapdaszerkezetekkel befoghatók és elpusztíthatók.

A polarotaxis szerepe a bögölyök viselkedésében

A kétszárnyúak (Diptera) közé tartozó bögölyök (Tabanidae) az egész Világon nagy károkat okoznak az embereknek, valamint a vad- és háziállatoknak, mert a nőstények vérszívók, és táplálkozásuk során súlyos betegségek kórokozóit is terjeszthetik (FOIL 1989, LUGER 1990, LEHANE 2005). Noha a kifejlett egyedek általában nektárral és pollennel táplálkoznak, de számos bögölyfaj nőstényének csak akkor fejlődnek ki a petéi, ha lehetősége adódik valamilyen gerinces állat, sok esetben nagytestű háziállat (pl. ló, szarvasmarha) vagy ember vérére szívní. A bögölyök vérszívása komoly fertőzésveszélyt jelent, mert gyakran szívnak friss, és már bomlásnak indult tetemekből is. Jelentős fertőzésveszélyt okoznak azzal is, hogy erőteljes szájszervükkel viszonylag nagy sebet ejtenek a gazdaállaton és a szívás befejezése után erre a nyílt sebre más legyek gyűlnek össze. KRINSKY (1976) 11 vírus, 9 baktérium, 11 egysejtű és 4 olyan főregfajról tesz említést, amelyet bizonyítottan bögölyök terjesztenek, és a szarvasmarhák kórokozói. Ezeknek egy része az emberekre is súlyos veszélyt jelent. A fertőző betegségek gyors és nagy területre való elterjesztésében különösen az a tény fokozza a bögölyfajok veszélyességét, hogy jó repülőek, és nagy távolságokat is képesek megtenni leszállás nélkül. A fenti tények ismeretében mind gazdasági és közegészségügyi szempontból fontos a bögölyök elleni hatékony védekezés, melynek alapját a hatékony csapdák alkalmazása jelentheti. Ehhez ismerni kell a bögölyök azon tulajdonságait, amelyek kihasználhatók egy ilyen csapda működtetésekor. Egy ilyen, újonnan felfedezett tulajdonságuk a bögölyöknek a polarotaktikus viselkedésük.

A bögölyök polarotaktikus viselkedés-vizsgálatának első eredménye az volt, amikor Horváth és munkatársai választásos terepkísérletekben 10 bögölyfaj (*Haematopota pluvialis*, *Heptatoma pellucens*, *Hybomitra ciureai*, *H. solstitialis*, *H. ucrainica*, *Tabanus bovinus*, *T. bromius*, *T. solstitialis*, *T. sudeticus*, *T. tergestinus*) esetében kimutatták a pozitív polarotaxist, vagyis azt, hogy e rovarok az alulról jövő, vízszintesen poláros fényhez vonzódnak (HORVÁTH et al. 2008). A kifejlett bögölyök a szárazföldön élnek és petéiket nem közvetlenül a vízbe rakják, hanem zömében a víz fölé hajló levelekre, illetve a vízparti kövekre, ahonnan a lárvák a vízbe esnek, illetve a vízbe másznak (MAJER 1987). Mivel más vízi- illetve vízhez vonzó rovarok, például a kérészek és a szitakötők is a vízről visszaverődő fény vízszintes polarizációja alapján találják meg a peterakáshoz szükséges vizeket, ezért nem meglepő a bögölyök pozitív polarotaxisa. HORVÁTH et al. (2008) a

bögyökkel és más polarotaktikus vízirovarokkal kapcsolatos kutatásaik eredményeként a polarotaxis alkalmazását illetően kétféle polarotaxist különböztettek meg: (1) közvetlen és (2) közvetett polarotaxist. A közvetlen polarotaxis (1) lehetővé teszi a vízbogarak, vízpoloskák, tegzesek, kérészek és szitakötők számára a vízfelszín megtalálását és a vízbe petézést, míg a közvetett polarotaxis (2) a bögyök számára először a víztestek távolról történő észlelését, majd a vízparti petézőhelyek megtalálását biztosítja.

Megállapították, hogy az erőteljes pozitív polarotaxis nemcsak a nőstény, hanem a hím bögyöknél is megjelenik, ezért ezt a reakciót nem lehetett pusztán a petézőhely keresésével magyarázni. Különböző helyszíneken folytatott terepkísérletekkel sikerült valószínűsíteniük a pozitív polarotaxis további lehetséges funkcióit a bögyöknél: A bögyök, egyéb repülő rovarhoz hasonlóan, szívesen keresik föl a vízfelszíneket fürdés és/vagy ivás céljából. A nyílt vízfelülettel rendelkező vizes élőhelyek környékén rendszeresen és nagy egyedszámban jelenhetnek meg az e helyekre inni vagy fürödni járó növényevő emlősök, ezért a nőstény bögyök polarizációlátása a gazdaállatok közvetett felkutatásában is fontos lehet. A hím bögyök polarizáció érzékelése szintén előnyös lehet, mert a vízhez odavonzott nagyszámú nőstény között könnyebben található párzótársra.

Újabb sikerült bizonyítani a bögyök polarotaktikus vízdetekciójától eltérő polarotaktikus gazdadetekció létét (EGRI et al. 2012a), amely a vérszívó nőstények számára segíti a gazda felkutatását. A felfedezés alapját az a megfigyelés adta, hogy azonos körülmények között a vérszívó bögyök intenzívebben támadják azokat a gazdaállatokat, amelyek erősen fénypolarizáló kültakaróval rendelkeznek. Ily módon például a sötét és fényes szőrű lovak jobban ki vannak téve a bögyök támadásának, mint a világos színárnyalatúak (HORVÁTH et al. 2010a). Horváth és munkatársai választásos terepkísérletekkel igazolták, hogy a polarotaktikus gazdadetekció kiváltásában a gazdaállatról visszavert poláros fény polarizációfoka játszik szerepet, a polarizáció irányának ebben a viselkedésben nincsen meghatározó jelentősége (EGRI et al. 2012a).

A különböző mintázatú, poláros és polarizálatlan fényt reflektáló elemekből kialakított tesztfelületekkel, a gazdaállatokat utánzó makettekkel elvégzett terepi választásos kísérletekkel és polarimetriai mérésekkel valószínűsítették, hogy a tarka és/vagy csikos kültakaróval rendelkező gazdaállatok csak kis vonzerőt gyakorolnak a bögyök számára (BLAHÓ et al. 2012b, EGRI et al. 2012b). Ez utóbbi felismerésük ad lehetőséget arra, hogy a poláros fényt reflektáló mesterséges objektumok esetében olyan megoldásokat javasoljanak, amelyek csökkenthetik ezek polarotaktikus rovarokra kifejtett vonzó hatását (HORVÁTH et al. 2010b).

Különböző polarotaktikus rovarfajok (kérészek, szitakötők, bögyök) esetében választásos terepi kísérletekkel és polarimetriai mérésekkel (HORVÁTH és VARIJÚ 2004, MIZERA et al. 2001) meghatározták a taxonokra jellemző polarizációs ingerküszöböt (KRISKA et al. 2009), aminek fontos szerepe lehet egy poláros bögyölycsapda poláros csali-tárgyának megtervezésénél és kialakításánál. Terepkísérleteik során fehérre, fekete-re és a szürke különböző árnyalataira befestett tálcákat töltöttek fel étolajjal, amelynek felszínét érintve a bögyök elmerültek a csapdázó folyadékban. A terepi választásos kísérletek eredményeként megállapították, hogy minél sötétebb egy szintelen, vízszintesen polarizáló tesztfelület, annál vonzóbb a bögyök számára. A fehér, világosszürke és középszürke olajtálcák a teljes fogásnak csak 0,9–2,7%-át képezték, a sötétszürke tálcák a bögyök 19,8%-át fogta meg, míg a fekete tálcák 74,8%-ot. Az eredmények azzal magyarázhatók, hogy minél

sötétebb egy szintelen felület, a hullámhossztól függetlenül annál nagyobb a róla visszavert fény polarizációfoka, ami szupernormális ingerként vonzza magához a bögölyöket.

Polarotaxison alapuló védekezés a bögölyök ellen

A bögölyök támadása ellen a prédaállatok természetes védekezését jelenti azok színe és foltossága. Lómakettekkel végzet terepkísérletek során kiderült, hogy a sötét színű lovak (barna, fekete) sokkal inkább ki vannak téve bögölytámadásnak, mint fehér szőrű társaik. Ennek magyarázata szintén a róluk visszavert poláros fényben keresendő, ugyanis a fekete illetve barna lovak jóval erősebben poláros fényt tükröznek, mint a fehérek (HORVÁTH et al. 2010). Míg a vizsgált periódus alatt a fekete és barna lómakettek rendre 562 és 334 bögölyt vonzottak, addig a fehér lómaketre csupán 22 szállt rá a teljes kísérlet során. A világos kültakaró tehát nem várt evolúciós előnyhöz juttatja viselőjét, hiszen a jóval kisebb polarizációfokú fényhez kevésbé vonzódnak a sok esetben betegséget terjesztő vérszívó bögölyök.

A fenti tapasztalatok alapján felvetődött annak kérdése, hogy mi lehet a helyzet a zebrák esetében, a csíkos vagy foltos kültakaró milyen mértékben vonzhatja a vérszívókat. Egri és munkatársai ennek vizsgálatára végeztek terepkísérletet, ahol fekete, fehér és a zebrák csikmintázatát utánzó bögölycsapdákat állítottak fel. A csíkos csapda hatékonyságát a másik kettő között elhelyezkedőnek várták. Annál meglepőbb volt az eredmény, amikor kiderült, hogy a csíkos csapda még a fehérnél is kevesebb bögölyt csapdázott, sőt arra is fény derült, hogy minél sűrűbb a csíkozás, annál kevésbé vonzó e felület a bögölyök számára (EGRI et al. 2012b). Egy másik kísérletben a korábbi lómakettek mellé zebracsíkos makettet is felállítottak, és ezen eredmények is megerősítették, hogy a bögölyök nem vonzódnak a csíkos mintázathoz. Míg a fehér lómakett a kísérlet ideje alatt 22 bögölyöt vonzott, a zebrára mindössze 8 egyed szállt. E tapasztalatok alapján megállapítható, hogy a zebracsíkok egyik (de nem egyetlen) evolúciós előnye, hogy hatékony védelmet nyújt a polarotaxissal rendelkező vérszívó rovarok ellen. Polarimetrikus mérések alapján azt is megállapították, hogy a valódi lovak illetve zebrák polarizációs mintázata a makettállatokéhoz igen hasonló, tehát a bögölyök élő állatnál is a kísérletben tapasztalt módon viselkedhetnek. Hasonló célt szolgálhat más állatok csíkos vagy foltos kültakarója, valamint sok állatnál a fiatal egyedek is rendelkeznek csíkozáttal, ami a fiatalkori túlélés esélyét növeli.

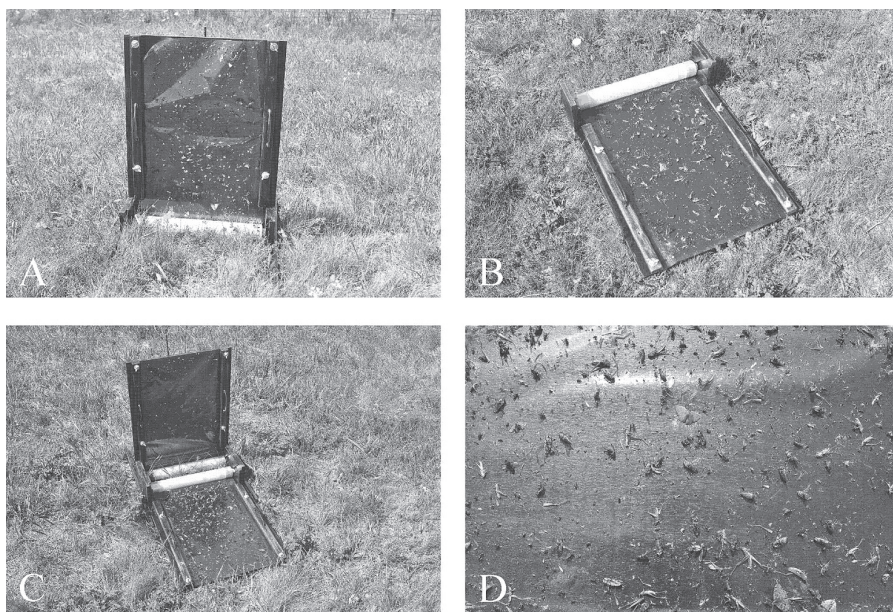
A bögölyök egyedszámának mesterséges csökkentésére az 1930-as évektől kezdődően több csapdatípus került kifejlesztésre (MALAISE 1937, CATTS 1970, MUIRHEAD–THOMSON 1991, MOORE et al. 1996). Ezek felépítése azon az általánosan elfogadott hipotézisen alapult, hogy a bögölyök vonzásában a méret, az alak, a mozgás, a fényintenzitás és a szín a legfontosabb faktorok. Az ezen az elven működő csapdák többsége azonban nem bizonyult megfelelően hatékony eszköznek a bögölyök elleni védekezésben.

Az első, a bögölyök viselkedésére épülő csapdamechanizmusokat azok a poláros bögölycsapdák jelenítették meg, amelyek a rovarok pozitív polarotaxisát kihasználva a vizet kereső kártevőket fogták be. A bögölyök vízszintes fénypolarizációt érzékelő polarotaktikus vízdetekciója mellett új lehetőségeket nyitott meg a védekezésben a polarotaktikus gazdadetekció felfedezése is (EGRI et al. 2012a). Ebben az esetben a gazdát kereső vérszívó nőtényekre olyan objektumok fejtenek ki erős vonzó hatást, amelyek a vízfelszint

utánzó felületekhez hasonlóan erősen poláros fényt tükröznek, ugyanakkor a poláros fény rezgéssíkja eltér a vízszintestől. A fentiek alapján feltételezhető, hogy a polarotaktikus vízdetekcióra épülő csapdák a vérszívásra motivált bögölyöket nem képesek nagy hatékonysággal befogni, mert azok nem vízszintesen poláros objektumot keresnek a környezetükben. Ugyanakkor az is megállapítható, hogy a vizet kereső, például a petézéshez készülő nőtény bögölyök pozitív fototaxisát csak a vízszintesen poláros fényt reflektáló objektumok váltják ki, ezért ebben az esetben a vízszintesen poláros fényt mutató csapdák működhetnek hatékonyan.

A bögölyök pozitív polarotaxisának felfedezése óta eltelt öt év alatt a polarizációérzékelésen alapuló komplex viselkedésforma leírásán túl Horváth és munkatársai eljutottak különböző típusú fénypolarizációs bögölycsapda prototípusok kifejlesztéséig, amelyek kiváló hatékonyságát terepkísérletekkel is igazolták.

Az e célra kifejlesztett egyik leghatékonyabb bögölycsapda a „ragacsos bögölypapír”, mely egy vízszintes és egy rá merőlegesen elhelyezett, függőleges részből tevődik össze. A két rész külön-külön vagy egymással kombinálva is alkalmazható. Az erősen poláros fényt tükröző fekete felület polarotaktikus csapdába csalja a vérszíváshoz gazdaállatot vagy vizet kereső bögölyöket. A függőleges felülethez elsősorban a vérszívó nőtények vonzódnak, hiszen esetükben csak a visszavert fény polarizációfoka játszik szerepet, míg a vízszintes felület egyaránt képes hím és nőtény bögölyöket is csapdázni, ugyanis ez vizet utánzó a számukra (EGRI et al. 2013). Ilyen csapda látható az 1. ábrán.



1. ábra A ragacsos bögölypapír, mint fénypolarizációs bögölycsapda.

Függőlegesen elhelyezve (A) a gazdaállatot kereső, míg vízszintesen elfektetve (B) a vízfelületet kereső bögölyök csapdázásában hatékony. A kettő kombinációja (C) egyaránt alkalmas a hím és a vérszívó nőtény bögölyök csapdázására is (D). (Fotók: Horváth Gábor)

Figure 1. Sticky tabanid paper as polarized tabanid trap. Vertically placed (A), it is efficient in capturing host seeking female tabanids, whereas horizontally placed (B), efficient in capturing water seeking tabanids. The combination of the two positions (C) is equally suitable for capturing both male and blood-sucking female individuals (D). (Photos: Gábor Horváth)

Kiderült, hogy a hagyományos csapdát egy földre helyezett, vízszintes fénypolarizációs csapdával kiegészítve a csapda hatékonysága nagymértékben megnő. Polarizációs csapdával kiegészítve még akkor is több böglyöt fog meg pl. egy Manicoba csapda, ha eltávolítjuk belőle az eredeti, a csalitárgyat képező fényes, fekete gömböt (BLAHÓ 2009).

Mindezek alapján elmondható, hogy a bögölyök polarotaktikus viselkedésével kapcsolatban feltárt legújabb eredmények, a polarotaktikus vízdetekció és a polarotaktikus gazdadetekció felfedezése új utakat nyithat a bögölyök élettani tulajdonságán alapuló komplex, a vizet és gazdát kereső bögölyökre egyaránt ható optikai csapdák kifejlesztése előtt.

Mivel a bögölyök viselkedésével kapcsolatos kutatási eredmények alkalmazása közvetlen gyakorlati haszonnal is bír, ezért tartottuk fontosnak ezek rövid összefoglalását és közzétételét. A témával foglalkozó hazai kutatócsoport (Környezetoptika Laboratórium, ELTE Biológiai Fizika Tanszék, Budapest) publikációi a honlapjukról (<http://arago.elte.hu/>) teljes terjedelmükben elérhetők.

Irodalom

- BERNÁTH, B., SZEDENICS, G., MOLNÁR, G., KRISKA, GY., HORVÁTH, G. 2001a: Visual ecological impact of „shiny black anthropogenic products” on aquatic insects: oil reservoirs and plastic sheets as polarized traps for insects associated with water. *Archives of Nature Conservation and Landscape Research* 40(2): 87–107.
- BERNÁTH, B., SZEDENICS, G., MOLNÁR, G., KRISKA, GY., HORVÁTH, G. 2001b: Visual ecological impact of a peculiar waste oil lake on the avifauna: dual-choice field experiments with water-seeking birds using huge shiny black and white plastic sheet. *Archives of Nature Conservation and Landscape Research* 40(1): 1–28.
- BERNÁTH, B., KRISKA, GY., SUHAI, B., HORVÁTH, G. 2008: Wagtails (Aves: Motacillidae) as insect indicators on plastic sheets attracting polarotactic aquatic insects. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 54(Suppl. 1), 145–155.
- BLAHÓ M. 2009: Egy új, polarizációs bögölycsapda. *Tájékológiai Lapok* 7(2): 10–39. (in Hungarian with English abstract)
- BLAHÓ, M., EGRI, Á., BARTA, A., KRISKA, GY., ANTONI, G., HORVÁTH, G. 2012a: How can horseflies be captured by solar panels? A new concept of tabanid traps using light polarization and electricity produced by photovoltaics. *Veterinary Parasitology* 189: 353–365.
- BLAHÓ, M., EGRI, Á., BÁHIDSZKI, L., KRISKA, GY., HEGEDÜS, R., ÁKESSON, S., HORVÁTH, G. 2012b: Spottier targets are less attractive to tabanid flies: on the tabanid-repellency of spotty fur patterns. *Public Library of Science ONE (PLoS ONE)* 7(8): e41138. doi:10.1371/journal.pone.0041138
- CATTS, E. P. 1970: A canopy trap for collecting Tabanidae. *Mosquito News* 30: 472–474.
- CSABAI, Z., BODA, P., BERNÁTH, B., KRISKA, G., HORVÁTH, G. 2006: A ‘polarisation sun-dial’ dictates the optimal time of day for dispersal by flying aquatic insects. *Freshwater Biology* 51: 1341–1350.
- EGRI, Á., BLAHÓ, M., SÁNDOR, A., KRISKA, GY., GYURKOVSKY, M., FARKAS, R., HORVÁTH, G. 2012a: New kind of polarotaxis governed by degree of polarization: attraction of tabanid flies to differently polarizing host animals and water surfaces. *Naturwissenschaften* 99: 407–416.
- EGRI, Á., BLAHÓ, M., KRISKA, GY., FARKAS, R., GYURKOVSKY, M., ÁKESSON, S., HORVÁTH, G. 2012b: Polarotactic tabanids find striped patterns with brightness and/or polarization modulation least attractive: An advantage of zebra stripes. *Journal of Experimental Biology* 215: 736–745.
- EGRI, Á., BLAHÓ, M., SZÁZ, D., BARTA, A., KRISKA, G., ANTONI, G., HORVÁTH, G. 2013: A new tabanid trap applying the modified concept of the old flypaper: linearly polarizing sticky black surfaces as an effective tool to catch polarotactic horseflies. *International Journal for Parasitology* 43: 555–563.
- FOIL, L. D. 1989: Tabanids as vectors of disease agents. *Parasitology Today* 5: 88–96.
- GÜNTHER, A. 2003: Eiablage von *Sympetrum vulgatum* auf ein parkendes Auto (Odonata: Libellulidae). *Libellula* 22:19–23.
- HORVÁTH, G., VARJÚ, D. 2004: Polarized Light in Animal Vision Polarization Patterns in Nature. Springer-Verlag, Heidelberg – Berlin – New York, p. 447

- HORVÁTH, G., MALIK, P., KRISKA, G., WILDERMUTH, H. 2007: Ecological traps for dragonflies in a cemetery: the attraction of *Sympetrum* species (Odonata: Libellulidae) by horizontally polarizing black gravestones. *Freshwater Biology* 52: 1700–1709.
- HORVÁTH, G., KRISKA, G., 2008: Polarization vision in aquatic insects and ecological traps for polarotactic insects. In: *Aquatic Insects: Challenges to Populations*. (Lancaster, J. and Briers, R. A., eds.) CAB International Publishing, Wallingford, Oxon, UK, Chapter 11, pp. 204–229.
- HORVÁTH, G., MAJER, J., HORVÁTH, L., SZIVÁK, I., KRISKA, GY. 2008: Ventral polarization vision in tabanids: horseflies and deerflies (Diptera: Tabanidae) are attracted to horizontally polarized light. *Naturwissenschaften* 95: 1093–1100.
- HORVÁTH, G., KRISKA, GY., MALIK, P., ROBERTSON, B. 2009: Polarized light pollution: a new kind of ecological photopollution. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(6): 315–327.
- HORVÁTH, G., BLAHÓ, M., KRISKA, GY., HEGEDŰS, R., GERICS, B., FARKAS, R., SUSANNE, A. 2010a: An unexpected advantage of whiteness in horses: The most horsefly-proof horse has a depolarizing white coat. *Proceedings B of the Royal Society* 277: 1643–1650.
- HORVÁTH, G., BLAHÓ, M., EGRI, A., KRISKA, GY., SERES, I., ROBERTSON, B. 2010b: Reducing the maladaptive attractiveness of solar panels to polarotactic insects. *Conservation Biology* 24: 1644–1653.
- HORVÁTH, G., MÓRA, A., BERNÁTH, B., KRISKA, GY. 2011: Polarotaxis in non-biting midges: female chironomids are attracted to horizontally polarized light. *Physiology and Behavior* 104: 1010–1015.
- KRINSKY, W. L. 1976: Animal disease agents transmitted by horse flies and deer flies (Diptera: Tabanidae). *Journal of Medical Entomology* 13: 225–275.
- KRISKA, GY., HORVÁTH, G., ANDRIKOVICS, S. 1998: Why do mayflies lay their eggs en masse on dry asphalt roads? Water-imitating polarized light reflected from asphalt attracts Ephemeroptera. *Journal of Experimental Biology* 200: 2273–2286.
- KRISKA, G., CSABAI, Z., BODA, P., MALIK, P., HORVÁTH, G. 2006a: Why do red and dark-coloured cars lure aquatic insects? The attraction of water insects to car paintwork explained by reflection-polarization signals. *Proceedings of the Royal Society B* 273: 1667–1671.
- KRISKA, GY., MALIK, P., CSABAI, Z., HORVÁTH, G. 2006b: Why do highly polarizing black burnt-up stubble-fields not attract aquatic insects? An exception proving the rule. *Vision Research* 46: 4382–4386.
- KRISKA, G., BERNÁTH, B., HORVÁTH, G. 2007: Positive polarotaxis in a mayfly that never leaves the water surface: polarotactic water detection in *Palingenia longicauda* (Ephemeroptera). *Naturwissenschaften* 94: 148–154.
- KRISKA, G., MALIK, P., SZIVÁK, I., HORVÁTH, G. 2008a: Glass buildings on river banks as “polarized light traps” for mass-swarming polarotactic caddis flies. *Naturwissenschaften* 95: 461–467.
- KRISKA, GY., MAJER, J., HORVÁTH, L., SZIVÁK, I., HORVÁTH, G. 2008b: Polarotaxis in tabanid flies and its practical significance. *Acta Biologica Debrecina Supplementum Oecologica Hungarica* 18: 101–108.
- KRISKA, GY., BARTA, A., SUHAI, B., BERNÁTH, B., HORVÁTH, G. 2008c: Do brown pelicans mistake asphalt roads for water in deserts? *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 54(1, Suppl. 1), 157–165.
- KRISKA, G., BERNÁTH, B., FARKAS, R., HORVÁTH, G. 2009: Degrees of polarization of reflected light eliciting polarotaxis in dragonflies (Odonata), mayflies (Ephemeroptera) and tabanid flies (Tabanidae). *Journal of Insect Physiology* 55: 1167–1173.
- LEHANE, M. J. 2005: *The Biology of Blood-Sucking in Insects*. 2nd edition, Cambridge University Press, Cambridge, UK
- LERNER, A., MELTNER, N., SAPIR, N., ERLICK, C., SHASHAR, N., BROZA, M. 2008: Reflected polarization guides chironomid females to oviposition sites. *J. Exp. Biol.* 211: 36–43.
- LERNER, A., SAPIR, N., ERLICK, C., MELTNER, N., BROZA, M., SHASHAR, N. 2011: Habitat availability mediates chironomid density-dependent oviposition. *Oecologia* 165: 905–914.
- LONGCORE, T., RICH, C. 2004: Ecological light pollution. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 191–198.
- LUGER, S. W. 1990: Lyme disease transmitted by a biting fly. *New England Journal of Medicine* 322: 1752–1759.
- MAJER J. 1987: Tabanids – Tabanidae. In: *Fauna Hungariae. Akadémiai Kiadó, Budapest*, 14(9): 1–57 (in Hungarian)
- MALAISE, R. 1937: A new insect-trap. *Entomologisk Tidskrift Stockholm* 58: 148–160.

- MALIK, P., HEGEDÜS, R., KRISKA, G., HORVÁTH, G. 2008: Imaging polarimetry of glass buildings: Why do vertical glass surfaces attract polarotactic insects? *Applied Optics* 47: 4361–4374.
- MÁLNÁS, K., POLYÁK, L., PRILL, É., HEGEDÜS, R., KRISKA, GY., DÉVAI, GY., HORVÁTH, G., LENGVEL, SZ. 2011: Bridges as optical barriers and population disruptors for the mayfly *Palingenia longicauda*: an overlooked threat to freshwater biodiversity? *Journal of Insect Conservation* 15: 823–832.
- MARSHALL, N. J. 1988: A unique colour and polarization vision system in mantis shrimps. *Nature* 262: 709–711.
- MARSHALL, N. J., LAND, M. F., KING, C. A., CRONIN, T. W. 1991: The compound eyes of mantis shrimps (Crustacea, Hoplocarida, Stomatopoda). I. Compound eye structure: the detection of polarised light. *Philos Trans. R. Soc. Lond B Biol. Sci.* 334: 33–56.
- MELTSEER, N., KASHI, Y., BROZA, M. (2008) Does polarized light guide chironomids to navigate toward water surfaces? *Bol Mus Munic Funchal (História Natural)*13(Suppl): 141–149.
- MEYER-ROCHOW, V. B., REID, W. A. 1994: Male and female eyes of the Antarctic midge *Belgica antarctica* (Diptera: Chironomidae) — a scanning electron microscopic study. *Appl. Entomol. Zool.* 29: 439–442.
- MIZERA, F., BERNÁTH, B., KRISKA, GY., HORVÁTH, G. 2001: Stereo Videopolarimetry: Measuring and Visualizing Polarization Patterns in Three Dimensions. *Journal of Imaging Science and Technology* 45(4): 393–399.
- MOLNÁR, Á., HEGEDÜS, R., KRISKA, GY., HORVÁTH, G. 2010: Effect of cattail (*Typha* spp.) mowing on water beetle assemblages: changes of environmental factors and the aerial colonization of aquatic habitats. *Journal of Insect Conservation* 15: 389–399.
- MOORE, T. R., SLOSSER, J. E., COCKE, J., NEWTON, W. H. 1996: Effect of trap design and color in evaluating activity of *Tabanus abactor* Philip in Texas rolling plains habitat. *Southwestern Entomologist* 21: 1–11.
- MUIRHEAD–THOMSON, R. C. 1991: *Trap Responses of Flying Insects: The Influence of Trap Design on Capture Efficiency*. Academic Press, Harcourt Brace Jovanovich Publishers, London – New York
- NILSSON, A. N. 1997: On flying *Hydrophorus* and the attraction of *H. incognitus* to red car roofs. *Latissimus* 9: 12–16.
- RICH, C., LONGCORE, T. (EDS.) 2006: *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*. Island Press, Washington, Covelo, London
- ROBERTSON, B., KRISKA, GY., HORVÁTH, V., HORVÁTH, G. 2010: Glass building as bird feeders: urban birds exploit insects trapped by polarized light pollution. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 56(3): 283–293.
- SCHWIND, R. 1985: Sehen unter und über Wasser, Sehen von Wasser. *Naturwissenschaften* 72: 343–352.
- SCHWIND, R. 1991: Polarization vision in water insects and insects living on a moist substrate. *Journal of Comparative Physiology A* 169: 531–540.
- SCHWIND, R. 1995: Spectral regions in which aquatic insects see reflected polarized light. *Journal of Comparative Physiology A*. 177: 439–448.
- STEVANI, C. V., PORTO, J. S., TRINDADE, D. J., BECHARA, E. J. H. 2000a: Automotive clearcoat damage due to oviposition of dragonflies. *J. Appl. Polym. Sci.* 75: 1632–1639.
- STEVANI, C. V., FARIA, D. L. A., PORTO, J. S., TRINDADE, D. J., BECHARA, E. J. H. 2000b: Mechanism of automotive clearcoat damage by dragonfly eggs investigated by surface enhanced Raman scattering. *Polym. Degrad. Stab.* 68: 61–66.
- TRUJILLO-CENOZ, O., BERNARD, G. D. 1972: Some aspect of the retinal organisation of *Sympycnus lineatus* Loew (Diptera, Dolichopodidae). *J. Ult. Res.* 38: 149–160.
- VAN VONDEL, B. J. 1998: Another case of water beetles landing on a red car roof. *Latissimus*;10: 29.
- WATSON, J. A. L. 1992: Oviposition by exophytic dragonflies on vehicles. *Not. Odonatol.* 3: 137.
- WILDERMUTH, H., HORVÁTH, G. 2005: Visual deception of a male *Libellula depressa* by the shiny surface of a parked car (Odonata: Libellulidae). *International Journal of Odonatology* 8: 97–105.

NEW RESULTS ON THE POLAROTACTIC BEHAVIOUR OF TABANIDS (TABANIDAE) (REVIEW)

D. SZÁZ, T. HERCZEG

Environmental Optics Laboratory, Department of Biological Physics, Physical Institute, Eötvös University
1117 Budapest, Pázmány sétány, 1., Hungary, e-mail: szaz.denes@gmail.com, tamaherczeg29@gmail.com

Keywords: tabanid traps, polarization vision, imaging polarimetry, ecological trap

The flying individuals of tabanids, similarly to other water-related and aquatic insects, detect water by the horizontally polarized light reflected from the water surface. The positive polarotaxis (i.e. the attraction to horizontally polarized light) of tabanids, discovered in 2008, made it possible to develop new tabanid traps based on reflected light polarization. The recent results on the polarotactic behaviour of tabanids, such as evidences for polarotactic host detection, contributed to the design of polarization tabanid traps. Furthermore, they made it possible to answer the old questions: What benefits the striped or spotted patterns of mammal coats do have? In this work we give a short summary about the most recent results in this topic.

“LANDSCAPE INVENTORIES AS MEANS TO UNDERSTAND LANDSCAPE CHANGE” – A SUMMARY OF THE SPECIAL EUCALAND SESSION AT THE 25th PECSRL CONFERENCE

Alexandra KRUSE¹, Michael ROTH²

¹insitu World heritage consulting

10bis Rue du Haras, 78530 Buc, France, e-mail: akruse@worldheritageconsulting.eu

²Dortmund University of Technology, School of Spatial Planning,

Chair of Landscape Ecology and Landscape Planning

August-Schmidt-Strasse 10, 44227 Dortmund, Germany, e-mail: michael.roth@udo.edu

In August 2012, within the framework of the 25th session of PECSRL (Permanent European Conference for the Study of the Rural Landscape) “Reflection on landscape change: the European perspective” in Utrecht¹, EUCALAND organised its third special session, after Obidos and Riga. The aim of the special session, entitled “Landscape Inventories as Means to Understand Landscape Change” was to show the variety of European landscape inventories, including different approaches and products used in the respective countries. The overall aim was to analyse parallels and to learn from each other in the European context. All the presentations were supposed to illustrate the theoretical approach with a number of case studies and/or examples for cultural landscape inventories. The contributions should also link to the debate on a European classification and database of European agricultural landscapes from a cultural heritage perspective. The topic was chosen as a first follow-up of the EUCALAND workshop held in 2007 in Cambridge, where participants from Austria, Belgium, Croatia, Cyprus, Denmark, Estonia, Finland, Germany, Greece, Hungary, Italy, Latvia, The Netherlands, Poland, Romania, Slovakia, Spain and Switzerland had presented their national landscape descriptions, material, inventories etc.

The topics relevant for this special session included the perception of agricultural landscapes and their heritage using different methodologies and experiences; what people do to create, maintain and/or destroy heritage in agricultural landscapes, how approaches towards heritage in agricultural landscapes have changed over the past decades; interactions between local stakeholders and local/global policies; investigating whether different support mechanism create new heritage; heritage in agricultural landscapes and nature conservation; what happens to agricultural heritage in urban sprawl settings etc. Thus theoretically informed papers based on empirical research, preferably on comparative or European-wide context were welcome.

Organisers of the this special session:

Dr Alexandra Kruse, secretary general of the Eucaland-Network DE/FR

Dr Michael Roth, Dortmund University of Technology, DE

Anu Printsman, Tallinn University, EE

Graham Fairclough, Newcastle, UK

From the submitted abstracts, the organisation board had chosen the following presentations:

¹ See also the article by Stefunkova et al. in this volume.

1. “Downscaling the EU landscape social perception indicator” by Dirk Wascher (contact: dirk.wascher@wur.nl, Alterra – Landscape Centre, The Netherlands), Erling Andersen, Philip Jones, Riccardo Simoncini, Sonia Carvalho Ribeiro, Anne Schmidt, Maria Luisa Paracchini & Claudia Capitani.

The contribution dealt with a response to EU policies and EEA reporting mechanisms addressing the need for agri-environmental indicators. The Joint Research Centre (JRC)

has been developing landscape indicators for “Landscape state and diversity” at the EU scale. In order to validate these indicators at the regional scale, JRC had launched a study to critically review the indicators on the social appreciation of the landscape by (1) exploring the availability and implementation of additional datasets at the European level, and (2) to identify complementary landscape indicators which are considered to be of higher relevance at the regional level. First results of this work have been presented.

2. “Alpine grasslands identified in Landscape Inventories - An example from the Austrian Alps” by Peter Strasser, Consultant (contact: peterstrasserfr@yahoo.co.uk, Austrian Federal Ministry for Education, Arts and Culture, Vienna)

Within the alpine cattle breeding system, food – hay – has to be provided for the period of the year, when snow covers the meadows and the cattle are not able to find the food on their own. “Winter hay” found on high altitude of strong flavour and containing a high amount of herbs was harvested in summer and served as additional food (like a kind of “vitamin pill”). Winter hay was produced in the most remote and steepest slopes in the Alps, which proved to be too steep for grazing the cattle. However, due to drastic changes within the alpine cattle breeding system in the twentieth century, practically all alpine grassland areas were abandoned shortly after World War II and this traditional winter hay making system came definitely to an end some 50–60 years ago. In the Montafon-valley the author of this presentation documented this systematically within the EU-funded research project “Cultural Landscape Inventory Montafon” (Kulturlandschaftsinventar Montafon – KLIM, 2008-10).

3. “Reconnecting Landscape change in the facts with landscape change in the mind for a more sustainable landscape planning: methodological teaching from the “French Chaîne des Puys” landscape history.” by Yves Michelin (contact: yves.michelin@vetagro-sup.fr, Clermont Universités & UMR Metafort, Campus agronomique de Clermont, VetAgro Sup, France)

Visitors and inhabitants often ask for a strict protection that forbids any change in the landscape while they accept serious damages like urbanisation spread or reforestation that modifies the landscape deeply. This situation drives local authorities to apply policies that are not necessarily adapted to the local situation even if asked by locals, or that enter in rough conflicts with locals who don’t understand their aims, even if they could drive the landscape toward the aspect they are asking for.

The French Chaîne des Puys represents a good example of this type of situation. These volcanic landscapes, original in their landforms and easy to perceive due to the agrarian history (common flocks grazing the volcanoes from the Middle Age up to present), are at the origin of the creation of a regional park in 1977 and of a protected area in 2000. However for at least 25 years, it has been very difficult to mobilize inhabitants and stakeholders to participate in the conservation and management of these landscapes.

In the investigations, different disciplines and methods (archaeology, geomorphology, analysis of various historical documents, historical agronomy...) were applied and produced various representations of the landscapes and their evolution (maps, sketches, 3D diagrams, ...), followed by discussions with locals about the future of their landscapes during participatory meetings. Today, a demand for a UNESCO World heritage registration, using all this material and knowledge, is in progress with a large support of the population; a demonstration that the initial hypothesis held proof.

4. "Description of EUROPEAN agricultural landscapes (EAL) and landscape elements – the EUCALAND Network manual" by Alexandra KRUSE & Michael ROTH (contacts: see above)

There are many different cultural landscapes in Europe and there are also many different landscape types and different landscape elements. Some of them have already been described. Others are not well known. Some are restricted to only one region or one country, others are quite "European", some occur world-wide, or are even ubiquitous landscapes.

One of the tasks of the EUCALAND Network is to collect information and to describe agricultural landscapes in Europe, thus contribution to an inventory of European agricultural landscapes and their valuation as cultural heritage. A first step was made by conducting the Eucaland Project from 2007-2009, within the EC program "Culture 2007-2013". First results are a list of agricultural landscape types which will serve as a basis for our future research, furthermore a glossary on more than 40 agricultural landscapes, with translations into 6 languages.

The following tasks and aims have been defined for the future work of the EUCALAND Network in 2011: (1) To provide material, case studies, empirical studies and a methodology to map and describe agricultural landscape types and landscape elements in order to start an inventory of European agricultural landscapes. (2) To deal with experts' as well as with the lay peoples' valuation and assessment of these landscapes/landscape elements.

In order to fulfil these tasks and to meet the goal of collecting and providing data on EAL, the description of EAL (types and elements) has been started in 2011. To keep this process feasible within the given frame, it was decided to describe ONE landscape type and ONE landscape element per year. Therefore a manual has been produced in order to insure, that the descriptions will be made along one common methodology and following one standardized scheme, collecting and transmitting similar information for all countries involved.

The presentation showed the results of the first year's work and discussed the special challenges resulting from the method chosen: Cooperating all over Europe (15 countries are envisaged for the moment) on a volunteer basis (with focus on receiving funds), along a scientific but practicable method.

Further information: EUCALAND (European Culture Expressed in Agricultural Landscapes, <http://www.eucalandnetwork.eu>)

The next special session will be at the 26th PECSRL conference in 2014 in Sweden. If you are interested in receiving the call for abstracts, please contact the EUCALAND at secretariat@eucalandnetwork.eu!