

SPONTÁN BEERDŐSÜLŐ TERÜLETEK ÉS A NAGYTESTŰ NÖVÉNYEVŐK HATÁSA: LEHETŐSÉG A FENNTARTHATÓ GAZDÁLKODÁSRA

FEHÉR Ádám, KATONA Krisztián

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

Kulcsszavak: fehér akác, preferencia, fitomassza, cserjeszint, vadkár, növényevők, patások

Összefoglalás: A hazai erdőtelepítési programok hatására egyre több területen jelennek meg faültetvények, melyek a természetközeli erdőtársulásokhoz képest több szempontból is sérülékenyebbek a bolygatásokkal szemben. Ezekben a növényevő nagyvadfajok által a főfafajon tapasztalható vadragás a változatos kínálatú erdőkben tapasztalható érték többszöröse lehet. Vizsgálatunkban egy akác ültetvényt és egy beerdősülő területet hasonlítottunk össze a főfafajra nehezedő „növényevő-nyomás” szempontjából. A fásszárú növénykínálat összetétele és a vadragás felmérése mellett fitomassza becslést és preferencia vizsgálatokat is végeztünk mindkét területen. Eredményeink igazolták, hogy a változatos és bőséges kínálatot nyújtó cserjeszint valóban képes csökkenteni a főfafajon jelentkező vadragás mértékét. A jövőben érdemesebb tehát átgondolni az elegyes szerkezetű erdők előnyeit az élőhely-kezelési munkák és az erdőtelepítések során is.

Bevezetés

Magyarország erdőterülete a hazai erdőtelepítések hatására növekedőben van, amelyek elsősorban a korábbi szántók és legelők területén kerülnek kialakításra. Ezek az erdők jórészt szabályos hálózatos monokultúrás telepítések, vagyis gazdasági igényeket kiszolgáló faültetvények. Az utóbbi időben viszont elindult az erdei életközösségek természetes folyamatait elősegítő, annak előnyeit hasznosító erdőgazdálkodás elsősorban az állami kezelt területeken.

Európa területéből 1000 millió ha-t foglalnak el az erdők és a különböző fás területek, melyek a nyugati civilizáció számára elképzelhetetlenek lennének többletfunkciók és szolgáltatások nélkül (JOHANN 2006). Ezzel szemben mind a vágásos üzemmódú, mind az ültetvényerdőkben észrevehetőek olyan szerkezeti és életközösségi torzulások, amelyek különösen sérülékennyé teszik ezeket az állományokat az őket érő bolygatásokkal szemben. Az erdő növényeinek társulásdinamikájára zavaró hatással lehet például a növényevő nagyvad táplálkozása (rágása) is. Ennek mértéke vagy észlelhetősége a vadsűrűség és a táplálékkinálat viszonya mellett az ott kialakult életközösség komplexitásától is függ. Az egyensúly felborulásakor – ami alacsony és magas vadsűrűség esetén is bekövetkezhet! – az erdő fajkészlete, szerkezete átalakul, diverzitása rendszerint csökken. A nagyvad-erdő kapcsolatrendszer legtöbb vitát kiváltó pontja éppen ezért a nagyvadfajok által okozott rágás, azon belül is a gazdasági kiesést jelentő vadkár.

A növényevők valóban a „kár” közvetlen okozói, emiatt gyakran egyszerűbbnek tűnik a „túlszaporodott” nagyvadállományban látni minden probléma okát (BLEIER et al. 2010). Csak jóval ritkábban merül fel a faállományok ellenálló képességének kérdése. A növényevő nagyvad táplálkozása során keletkező vadkár mértéke és az erdő vadkár-érzékenysége között ugyanis erőteljes korreláció mutatható ki, míg e vonatkozásban a vadállomány sűrűsége csak másodlagos szerepet játszik (REIMOSER 2003). A főfafajon jelentkező vadragás mértékét alapjaiban befolyásolja, hogy az adott fafaj milyen egyéb növényfajokkal elegyedik, és azok hozzáférhetőek-e a növényevők számára. Táplálkozás és bújóhely szempontjából kiemelt szerepe a dús és változatos fajösszetételű cserjeszintnek van (SZMORAD et al. 2002), amit a gímszarvas (MÁTRAI et al. 2004) és az őz (HEINZE et al. 2011) esetében is bizonyítottak.

Vizsgálatunk tárgya egy hazánkban kiemelt erdőgazdasági szereppel bíró fafaj, a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) volt. Az egyébként idegenhonos akác hazánk leggyakoribb fája (területi részesedése 24%), és kedvező táplálkozás-életteni hatásai miatt gyakran szerepel a növényevő nagyvadfajok táplálékában (MÁTRAI et al. 2004) is. Kutatásunkban arra kerestük a választ, hogy csökkenti-e a főfafajra nehezedő „növényevő-nyomást” az alternatív táplálékforrást biztosító környezet megléte. Ezért a különböző fásszárú fajokat érintő vadragás mértékének meghatározása mellett a növényfajok preferencia értékeit is összehasonlítottuk egy gazdag cserjeszinttel rendelkező, akáccal dominált beerdősülő terület és egy akácültetvény között.

Anyag és módszer

A vizsgálatok helyszínéül a Heves megyei Apc község közigazgatási területéhez tartozó spontán módon beerdősülő területet (7ha) és a vele szomszédos akácültetvényt (4ha) választottuk.

A spontán beerdősülő terület bemutatása

A beerdősülő terület korábban szőlőültetvény és gyümölcsös volt. Az 1960-as évek végétől kerülhetett a helyi termelési szövetkezet művelése alá, amit – valószínűleg a '70-es évek elejétől kezdve – gondozatlanul hagytak. Az idők során a terület nagy részén lágyszárúak-fűfélék jelentek meg, majd egyre nagyobb területet foglaltak el a cserje- és fafajok. A természetes növényzet mellett az invazív és generalista fajoknak (pl. selyemkóró, *Asclepias syriaca*) – is nagy szerepük van a mostani vegetációban. Jelenleg egy gazdag, változatos cserje- és gyepszint jött létre, melyet a beerdősülés következtében elsősorban fehér akác, másodsorban csertölgy (*Quercus cerris*) és kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*) fiatalabb és idősebb állományai tagolnak. A területen a művelés felhagyását követően nem történt nagyobb emberi átalakítás. A megjelenő fafajok mag-, illetve sarjeredetűek, és elenyésző arányú az a terület, ahol a záródás miatt aljnövényzet nem alakult ki. A területen nagyobb foltokban változatos cserjeszint található, amit gyepűrózsa (*Rosa canina*), közönséges fagyal (*Ligustrum vulgare*), fekete bodza (*Sambucus nigra*), kökény (*Prunus spinosa*), egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*), veresgyűrű som (*Cornus sanguinea*), húsos som (*Cornus mas*), valamint hamvas szeder (*Rubus caesius*) és erdei iszalag (*Clematis vitalba*) alkotnak.

Az akácültetvény bemutatása

Az akácültetvény egy szabályos hálózatban telepített, többnyire már feltisztult törzsű, gyér aljnövényzetű, elegyetlen, egykorú, egyszintű monokultúra, É-ÉK-i részén tömegesen kezd megjelenni a szeder, egyrészt a foltokban kipusztult (de kipótolatlan sorú) akáccsemeték fényelzárásának hiányában, másrészt az erdőtömb keleti felének rosszabbul sikerült telepítése következtében. A cserjeszint faji sokfélesége és változatossága is elmarad a szomszédos beerdősülő területétől; funkcionálisan hiányzik. A 8 éves állomány oldal- és sarjhajtásokkal még rendelkezik, hozzáférhető táplálékot nyújtva így a környéken előforduló növényevő nagyvadfajok, mint a gímszarvas (*Cervus elaphus*), az őz (*Capreolus capreolus*) és a muflon (*Ovis musimon*) számára.

Alkalmazott terepi módszerek

2008. október és 2010. augusztus között szezonálisan, 7 alkalommal végeztünk terepi felméréseket. Mindkét területen É-D irányú transzekteket jelöltünk ki, amelyeken végighaladva összesen 100 mintaponton becsültük a fásszárú növényfajok kínált és rágott hajtásainak számát egy 50×50×30 cm kiterjedésű mintatérben. A mintapontokon ezzel a módszerrel 0-50 cm, 50-100 cm, 100-150 cm és 150-200 cm magasság szerint kategorizáltuk az elérhető és rágott hajtásvégeket.

A 2010-es évtől kezdődően valamennyi alkalommal gyűjtöttük a kínálatban legalább 5%-ban előforduló fafajok és cserjefajok hajtásait. Növényfajonként 50 db hajtást vágunk le akkora átmérőnél, amekkoránál az a leggyakrabban meg volt rágva. Tömegüket lemértük, fajonként átlagoltuk. Majd ezt a kínált hajtásszámmal felszorozva a fogyasztható fásszárú fitomasszát, a rágott hajtások darabszámával szorozva pedig az elfogyasztott fitomassza tömegét kaptuk meg, amit kg/ha értékben fejeztünk ki mindkét területre.

A nagyszámú kínálati és rágottsági adatból kiindulva statisztikai módszerekkel – χ^2 -próba, Bonferroni-teszt, Jacobs-index – is vizsgáltuk a fásszárú fajok dominanciáját és növényevők általi kedveltségét. Így a kínálati adatok alapján meghatározhattuk a gyakori és ritka előfordulású fásszárú fajokat, a rágott hajtások alapján pedig a patás vadfajok által preferált és elkerült növényfajokat.

Eredmények

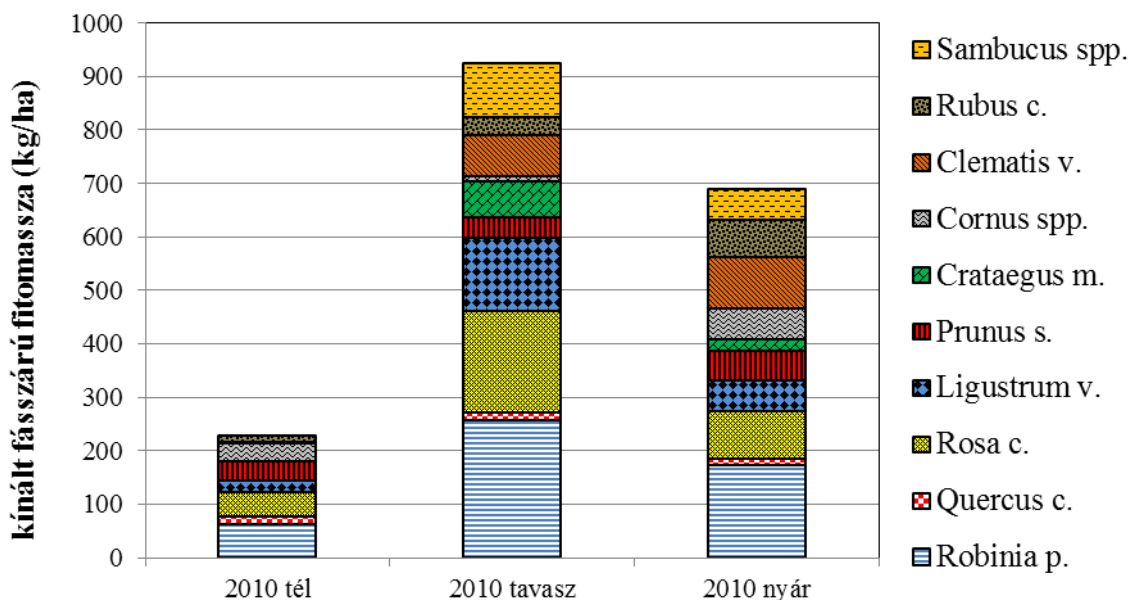
A cserjeszintben elérhető fásszárú fitomassza mennyisége és faji megoszlása jelentősen különbözött a területek között valamennyi időpontban (1-2. ábra). A téli időszakban a spontán beerdősülő terület kínálata duplája volt az akácosénak, de a későbbi időpontokban is meghaladta az ültetvény becsült fitomasszáját. Ez a különbség tavasszal 400 kg, nyáron 120 kg volt hektáronként. A főfafaj részesedése a fitomassza kínálatból átlagosan 89% ±7 volt az ültetvényben, míg a beerdősülő területen már jóval alacsonyabb, 26% ±1 körül alakult. Ez azt jelenti, hogy az utóbbi területen megforduló nagyvadfajok számára változatos kínálat állt rendelkezésre (1. ábra), szemben a faültetvényvel, ahol szinte csak az akác hajtásai voltak hozzáférhetőek a cserjeszintben (2. ábra).

Mivel a növényevők az ültetvényben jórészt csak ezt a táplálékot fogyaszthatták, várható volt, hogy az akác rágottsága magas lesz, különösen a vegetációs időszakban. Januárban valamint májusban kizárólag az akácra találtunk rágott hajtásvégeket az ültetvényben (3. ábra). A belőle elfogyasztott fitomassza a tavaszi időszakra jelentősen megugrott, míg a szedret csak nyáron érte kismértékű (fitomassza kínálatához képest 8%-os) vadragás.

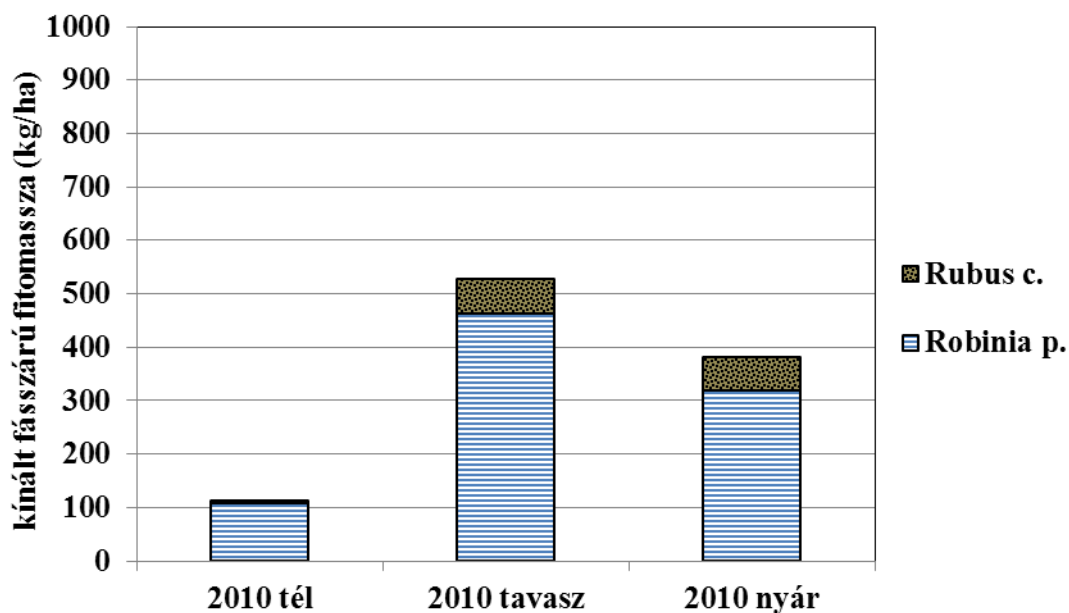
Ennek ellenére az akácból elfogyasztott növényi tömeg arányaiban mindkét területen közel megegyezett: a beerdősülő területen átlagosan 7,3% ±5; az akácültetvényben pedig 7,1% ±3 volt a kínálatához viszonyítva. De mivel ez a 7%-os rágás az ültetvényben átlagosan magasabb akáckínálat mellett jelentkezett, ezért az ültetvényben az elfogyasztott abszolút akácfitomassza is több volt (3-4. ábra). A beerdősülő területen bekövetkező rágás sokkal nagyobb hányada esett volna az akácra, ha ott nincsen változatos cserjeszint. A beerdősülő terület cserjefajai a teljes elfogyasztott fitomasszájának 70 ±10%-os részét tették ki, ami a három alkalomra vetítve így is „csak” 27 ±11 kg hektáronként (4. ábra). A bőséges és változatos kínálatnak köszönhetően tehát még számottevő táplálék volt elérhető a cserjeszintben valamennyi időpontban.

A dominancia vizsgálatok alapján az akác mindkét területen gyakori faj volt a vizsgálatok ideje alatt. A Bonferroni-próba viszont csak a faültetvényben találta kifejezetten preferált tápláléknak az akácot (1. táblázat). A fafajra vonatkozó Jacobs-index értékek ugyanis

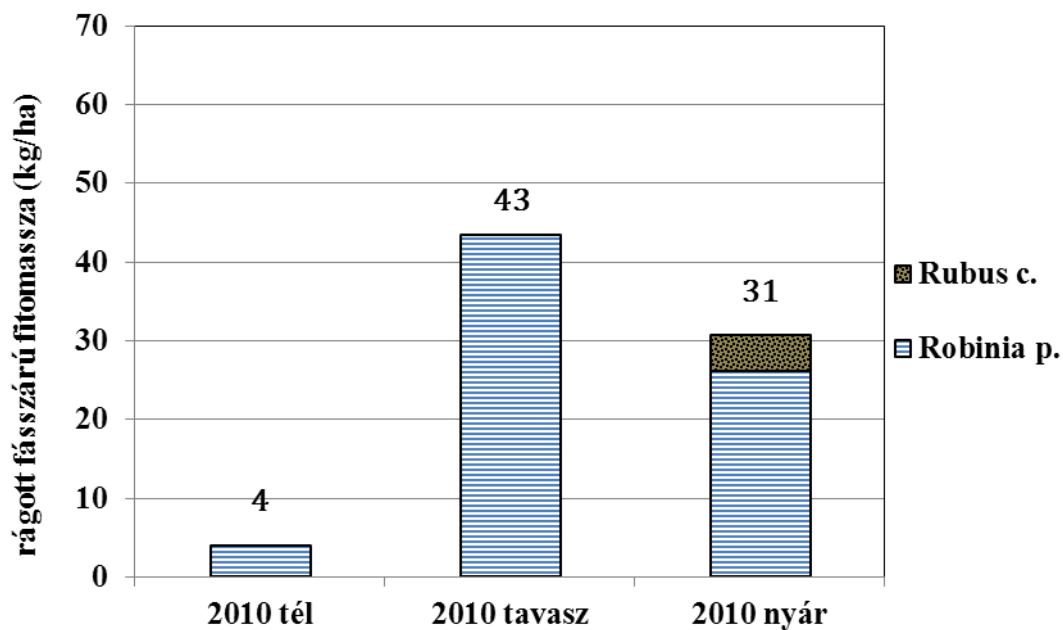
az ültetvényben egy meglehetősen magas és pozitív, míg a beerdősülő területen alacsonyabb negatív átlagot mutattak (a Jacobs-index -1 -től $+1$ -ig terjedő skálán értékel). A növényevők által kedvelt és keresett növényfajok körébe az utóbbi területen elsősorban a somfajok és a fagyal tartoztak. A Bonferroni-próba számos cserjefajt sorolt az „ns”, vagyis a kínálatának megfelelő mértékben fogyasztott növények közé.



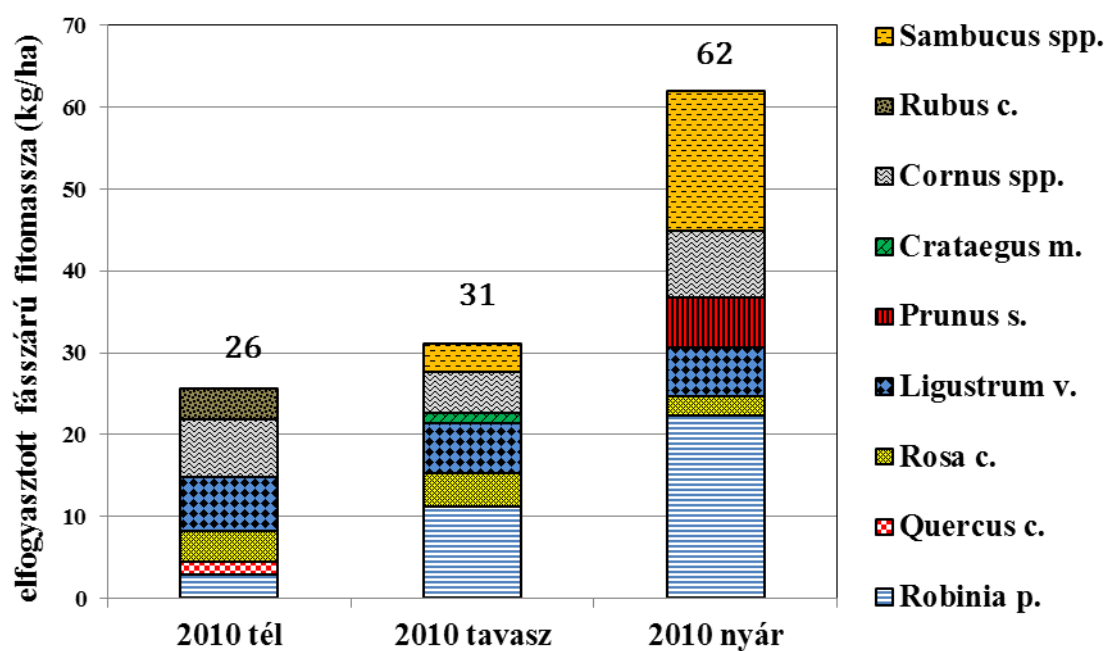
1. ábra A beerdősülő terület fászáru fitomassza-kínálata.
Figure 1. The woody phytomass of the spontaneously regenerating forest.



2. ábra Az akácültetvény fászáru fitomassza-kínálata
Figure 2. The woody phytomass of the plantation



3. ábra A növényevők által az akácültvényből elfogyasztott fászáru fitomassza
 Figure 3. Browsed woody phytomass in the plantation



4. ábra A növényevők által a beerdősülő területről elfogyasztott fászáru fitomassza
 Figure 4. Browsed woody phytomass in the spontaneously regenerating forest

1. táblázat Fásszárú fajok abundanciája és kedveltsége a Bonferroni-teszt és a Jacobs-index alapján a két területen (az 'ns' értékek a statisztika által elvárt mértékű gyakoriságot/fogyasztást jelentik).

Table 1. Abundance and preference of woody plants found in the study areas calculated by Bonferroni-test and Jacobs preference index ('ns' indicates the occurrence/consumption of a given plant species appropriate to the expected value).

		Bonferroni-próba: kínált-rágott fitomassza alapján (N=3)							
		abundancia			kedveltség			Jacobs-index	
helyszín	növényfaj	gyakori	ns	ritka	preferált	ns	elkerült	átlag	szórás
beerdősülő terület	somfajok	0	2	1	0	3	0	0,34	0,43
	fagyal	1	2	0	0	3	0	0,17	0,11
	akác	3	0	0	0	3	0	-0,1	0,52
	kökény	0	2	1	0	1	2	-0,1	0,81
	bodza	0	2	1	1	1	1	-0,1	0,82
	gyepürózsa	2	1	0	0	2	1	-0,4	0,16
	szeder	0	1	2	0	1	2	-0,6	0,79
	csertőlgly	0	0	3	0	1	2	-0,8	0,41
	galagonya	0	0	3	0	1	2	-0,8	0,39
	iszalag	0	2	1	0	0	3	-1	0
Akácos	akác	3	0	0	2	1	0	0,69	0,53
	szeder	0	0	3	0	1	2	-0,7	0,5

Megvitatás

A fenti eredmények alapján látható, hogy egy változatos, és az év nagy részében bőséges táplálékkínálat hogyan képes befolyásolni a növényevők táplálékválasztását és hatását. A cserjefajok számottevő táplálékot biztosíthatnak, így a rágást is elvonhatják az esetleg kevésbé kedvelt főfajokról (KATONA et al. 2007). Akác esetében azonban a fafaj preferenciája még olyan területeken is kiemelkedő, ahol a cserjeszintben elérhető akác mennyisége csupán 1 százaléknyi (SZEMETHY et al. 2001). Ennek oka elsősorban az akác leveleinek magas fehérje és alacsony rosttartalmában (BARRETT et al. 1990) keresendő. Nem meglepő tehát, hogy az (egyébként is gyér cserjeszintű) 1ha körüli/alatti ültetvényekre a szarvas hatása katasztrofális lehet, és csak 5-10ha méretnél bizonyulhat elegendőnek az erdőállomány fitomassza produkciója ahhoz, hogy az időnként megemelkedő vadragást az ültetvény megfelelően tolerálja (MITCHELL et al. 1992). Az ültetvényerdők sérülékenysége tehát éppen abban rejlik, hogy a rendszeresen végzett tisztítások és a „gyomirtás” visszaszorítják az alternatív táplálékforrást biztosító növényfajok megjelenését. Az ilyen módon működő intenzív erdőgazdálkodási rendszer viszont csak így képes pozitív hatást

gyakorolni a főfafaj növekedésére, csökkentve mind az interspecifikus, mind az intraspecifikus kompetíciót (JACTEL et al. 2009). E paradoxon miatt is nehezen észlelhető az efféle monokultúrás állományok sérülékenysége, és gyakoribb a túlszorodottnak vélt nagyvadállományra (LANDGRAF et al. 2011) történő hivatkozás. Az elegyesség és a változatosság biztosítása viszont harmonizálhatja a nagyvad és az erdő kapcsolatát, emellett pedig az egyéb zavaró hatásokkal szemben is ellenállóbbá teszi az erdei ökoszisztémát.

Köszönetnyilvánítás

A publikációt a Kutató Kari Kiválósági Támogatás (17586-4/2013/TUDPOL) és a Bolyai János Kutatási Ösztöndíj (Katona K. részére) támogatta.

Irodalom

- BARRETT R. P., MEBRAHTU T., HANOVER J. W. 1990: Black locust: A multi-purpose tree species for temperate climates. In: JANICK J., SIMON J., E. (szerk.): *Advances in new crops*. Timber Press, Portland, OR, pp: 278-283.
- BLEIER N., HAJDU M., SZEMETHY L. 2010: Gondolatok vadkárrol, vadlétszámról. *Erdészeti Lapok* 145(12): 416-417.
- HEINZE E., BOCH S., FISCHER M., HESSENMÖLLER D., KLENK B., MÜLLER J., PRATI D., SCHULZE E-D., SEELE C., SOCHER S., HALLE S. 2011: Habitat use of large ungulates in northeastern Germany in relation to forest management. *Forest Ecology and Management* 261(2): 288-296.
- JACTEL H., BRANCO M., GONZALEZ-OLABARRIA J. R., GRODZKI W., LÄNGSTRÖM B., MOREIRA F., NETHERER S., NICOLL B.C., ORAZIO C., PIOUS D., SANTOS H., SCHELHAAS M. J., TOJIC K., VODDE F. 2009: Forest stands management and vulnerability to biotic and abiotic hazards. In: EFORWOOD, *Tools for Sustainability Impact Assessment*, 6.3 Global Change and Ecosystems.
- JOHANN E. 2006: Traditional forest management under the influence of science and industry: the story of the alpine cultural landscapes. In: PARROTTA, J., AGNOLETTI, M., JOHANN, E. (eds.) *Cultural heritage and sustainable forest management: The role of traditional knowledge*. Proceedings of the conference, Florence, Italy, 1: 48-55.
- KATONA K., SZEMETHY L., NYESTE M., FODOR Á., SZÉKELY J., BLEIER N., KOVÁCS V., OLAJOS T., TERHES A., DEMES T. 2007: A hazai erdők cserjeszintjének szerepe a nagyvad-erdő kapcsolatok alakulásában. *Természetvédelmi Közlemények* 13: 119-126.
- LANDGRAF D., BRUNNER J., HELBIG C. 2011: The impact of wild animals on SRC in Germany – a widely underestimated factor. In: BENWOOD: *Short rotation forestry and Agroforestry: an exchange of experience between CDM countries and Europe*, Conference Proceedings, pp. 133-140.
- MÁTRAI K., SZEMETHY L., TÓTH P., KATONA K., SZÉKELY J. 2004: Resource use by red deer in lowland nonnative forests, Hungary. *Journal of Wildlife Management* 68(4): 879-888.
- MITCHELL C. P., FORD-ROBERTSON J. B., HINCKLEY T., SENNERBY-FORSSE L. 1992: *Ecophysiology of short rotation forest crops*. Elsevier Science Publishers LTD., Essex, England.
- REIMOSER F. 2003: Steering the impacts of ungulates on temperate forests. *Journal for Nature Conservation* 10: 243-252.
- SZEMETHY L., MÁTRAI K., KATONA K., OROSZ SZ. 2001: A forrás-felhasználás dinamikája a területváló gímszarvasnál egy erdő-mezőgazdaság komplexben. *Vadbiológia* 8: 9-20.
- SZMORAD F., BODOR L., FRANK T., KOVÁCS T. 2002: A cserjeszint szerepe. *Erdészeti Lapok* 137(5): 129-132.

SPONTANEOUSLY DEVELOPING FORESTS AND THE IMPACT OF LARGE HERBIVORES: AN
OPPORTUNITY FOR SUSTAINABLE MANAGEMENT

Á. FEHÉR, K. KATONA

Szent István University, Institute for Wildlife Conservation
H-2100 Gödöllő, Páter Károly St 1.
e-mail: feher.adam.hun@gmail.com

Keywords: black locust, preference, phytomass, understory, game damage, herbivores, ungulates

Forest plantations become more frequent in Hungary, due to afforestation program by EU. These monocultures are more vulnerable to biotic and abiotic disturbances than semi-natural forest stands. The impact of large herbivores on woody species can be much higher, when food supply is scarce. In this study we examined the herbivore pressure in a black locust plantation and in a spontaneous regenerating forest dominated by black locust. We measured the species composition of understory plant food supply and the degree of browsing by counting the number of shoots available to and browsed by ungulates on 100 sampling points. Phytomass estimation and preference analyses (Bonferroni test and Jacobs preference index) were also conducted. The results of analyses proved that shrub species in a sufficient cover can decrease the degree of browsing impact on black locust. Hence, it is necessary to consider the advantages of mixed forests and diverse understory in the future afforestations and forestry intervention.

A CSEPELI TAMARISKA-DOMB ORSZÁGOS JELENTŐSÉGŰ VÉDETT TERMÉSZETI TERÜLET ÉLŐHELY-REKONSTRUKCIÓS EREDMÉNYEI

GERGELY Attila¹, TENK András²

¹Budapesti Corvinus Egyetem, Tájvédelmi és Tájrehabilitációs Tanszék
1118 Budapest, Villányi út 29–43.

²Szent István Egyetem, Enyedi György Regionális Tudományok Doktori Iskola
2100 Gödöllő, Páter Károly utca 1.
e-mail: attila.gergely@uni-corvinus.hu

Kulcsszavak: Budapest, tájtörténet, homokpusztagyep, élőhely-rekonstrukció, civil szervezet

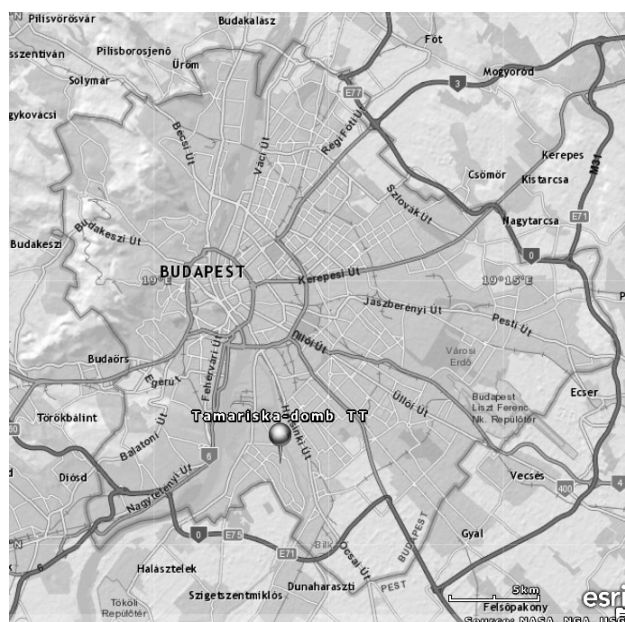
Összefoglalás: Tanulmányukban egy urbanizált környezetben lévő, nagy terhelésnek kitett védett természeti területet mutatunk be. Ez a Budapesten lévő Tamariska-domb Természetvédelmi Terület, amely 2012-ben kapott a helyi jelentőségű védettség után országos védelmet. A védettségi státusz megváltozása többek között annak köszönhető, hogy a területen több éve zajlik a helyi civilek által megkezdett természetvédelmi rekonstrukciós tevékenység. Ennek a munkának az eredményeként a terület fő botanikai értékét jelentő nyílt, évelő, mészkedvelő homokpusztagyep-állományok fokozatosan megerősödtek, az itt lévő lágyszárú inváziós fajok pedig lassan visszaszorultak.

Bevezetés

A Budapest XXI. kerületében, Csepelen, a Királyerdő városrészben található Tamariska-domb 5,2 hektáros területét először 1994-ben nyilvánították védetté, megőrzendő a természetes és a természetközeli állapotú növénytakarókkal rendelkező homokbuckát (1. ábra). Ezután Budapest Főváros Közgyűlésének 32/1999. (VII. 22.) rendelete alapján „Tamariska-domb természetvédelmi terület” elnevezéssel, fővárosi védettségű természetvédelmi területé lett nyilvánítva 1999-ben (TENK 2007). 2012-ben a vidékfejlesztési miniszter 89/2012. (VIII. 28.) VM. rendelete alapján országos jelentőségű védett természeti területté nyilvánították a domb területét. A rendelet szerint a védetté nyilvánítás fő célja a Csepel-szigeten is megtalálható hordalékkúpsíkság természetes állapotára jellemző geomorfológiai adottságok, a Duna pleisztocén teraszmaradványán a futóhomokra jellemző formakincs, továbbá a területre egykor jellemző homokpusztai élőhelyek, ezek növény- és állatvilágának megőrzése és fenntartása. (MAGYAR KÖZLÖNY 2012)

A 2012-es védetté nyilvánítás egy hosszas, konfliktusokkal terhelt egyeztető munka eredményeként született meg. Ezt pedig egy 2006 óta tartó élőhely-kezelési munka előzte meg, amelyet a Csepeli Zöld Kör Egyesület végzett, együttműködve Budapest Főváros Önkormányzatával és Budapest XXI. kerület Csepel Önkormányzatával. Az egyesület egy erősen leromlott állapotú, fűkaszálásos technológiával kezelt, degradált vegetációjú területet vett kezelésbe, amely igen nagy környezeti terhelésnek van ma is kitéve, mivel a terület egy sűrűn beépített kertvárosi részen van. A természetvédelmi kezelési tervekkel összhangban lévő élőhelykezelés, a tájidegen fajok kíméletes eltávolítása és a folyamatos munkavégzés eredményeként ma már több olyan védett növényfaj is megtalálható a területen, amelyeket korábbi források nem említettek.

A területen folyamatos monitoring is zajlott, amelyből jól nyomon követhető a területen lévő homokpusztagyep-vegetáció megerősödése, a fajok gyarapodása. Ezen felmérések egyik fontos állomása volt az a botanikai felmérés, amely alapja a jelen munkának is. A felmérés mellett, hogy az eddigi legrészletesebb dokumentációja a terület flórájának, alátámasztja az elmúlt évek élőhely-rekonstrukciós munkálatainak eredményességét is.



1. ábra A Tamariska-domb elhelyezkedése Budapesten
 Figure 1. The Tamariska-hill in Budapest

Anyag és módszer

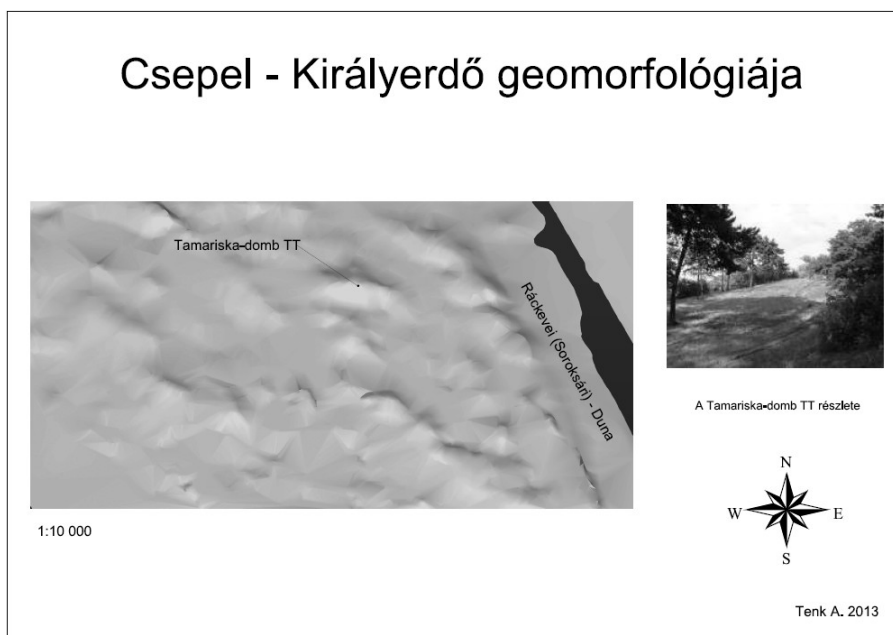
Tanulmányunkban ismertjük a Tamariska-domb védett növényzeti értékeit, azok elterjedését és gyakoriságát. Beszámolunk továbbá azokról az élőhely-rekonstrukciós munkálatokról, amelyek eredményeként a területen lévő homoki gyep növényzete megerősödött, sőt, új növényfajok is megjelentek a területen. Az élőhely-rekonstrukciós munkálatok eredményeit alátámasztandó a korábbi évek florisztikai adatait hasonlítjuk össze a 2012-es monitoring eredményeivel.

Az első fontosabb felmérést Simon Tibor végezte a területen 1983-ban, az „Indoklás: a Csepel-Királyerdő területén lévő Tamariska-domb természetvédelmi területté nyilvánításhoz” című beadványhoz. Ezután Seregélyes Tibor, S. Csomós Ágnes és Merkl Ottó végzett részletesebb felmérést a Csepel természeti értékei című 2000-es tanulmányukban, amelyet Németh Ferencsel közösen végeztek el (SEREGÉLYES és MELK 2000). 2007-ben megszületik a terület természetvédelmi kezelési terve, amelyet a Tölgy Természetvédelmi Egyesület készít el Pintér Balázs vezetésével (PINTÉR 2006). Ebben a szerző a korábbi felmérések adatait is felhasználva részletes fajlistát közöl a terület védett és inváziós növényfajairól. A Csepeli Zöld Kör Egyesület 2005 óta folyó felméréseit foglalja össze a 2007-ben megjelent Tamariska-domb természeti értékei című munka Tenk András szerkesztésében, melyhez Czóbel Szilárd is szakmai segítséget nyújtott a terület botanikai jellemzésében (CZÓBEL iened.). Rövid leírást közöl a terület természeti értékeiről Bajor Zoltán is 2009-ben. Végül a legátfogóbb botanikai felmérést Gergely Attila és Korda Márton végzi el 2012-ben primer adatok gyűjtésével, amely munka végül az első részletes és komplex összefoglaló botanikai tanulmány a Tamariska-domb növényvilágáról (GERGELY és KORDA 2012).

Eredmények és megvitatásuk

A vizsgált terület tájtörténeti leírása

A Csepel-sziget a Dunamenti-síkság középtájon belül a Csepeli-sík kistájhoz tartozik. (DÖVÉNYI 2010). A terület futóhomok anyagát a Duna-völgyben lerakott homokból halmozta fel az ÉNy–DK-i szél a pleisztocén korban. Az óholocénben, a száraz, sivatagi klíma idején a szél munkája következtében egymással párhuzamos homokdűnék, homokbuckák keletkeztek az uralkodó széliránynak megfelelően elhelyezkedve (BOLLA 1976). Ezek a buckák az ún. félig kötött futóhomok formákhoz tartoznak. Ez a formavilág volt jellemző a mai csepeli Királyerdő vidékére is (PÉCSI 1958). A kialakult homokos felszín a növényzet megkötötte, majd a felhalmozási (akkumulációs) szakasz után bekövetkező lepusztulási (deflációs) szakaszban a holocén melegebb, szárazabb fázisában a növényzet elpusztult és hosszanti, az uralkodó széljárással megegyező irányú völgyeket, ún. szélbarázdákat hozott létre. A létrejött szélbarázdák határozták meg a későbbiekben kialakított utak nyomvonalát. Ezért van sok kanyargós út, utca Csepel királyerdei területén. A szélbarázdákból kifújott homok képezte a felhalmozódó bucka anyagát (például a Tamariska-dombot is), amely ennek eredményeként garmadákba és hosszanti garmadabuckákba rendeződött, vagy lepelhomokként a szél továbbvitte és a kerület déli részén a sekélyebb ártéri területeken szétterítette (BOLLA 1976).



2. ábra A vizsgált terület környékének geomorfológiai adottságai (részlet)
Figure 2. The geomorphology of the examined area

A Királyerdő területén kialakult látványos buckavidék elsősorban annak köszönhető, hogy a térséget nem védi a Tétényi-fennsík a szelek elől, így szabadon áramolhatnak a légtömegek a területre (BOLLA 1976). A korabeli kutatók fantáziáját annyira megragadta a buckavidék, hogy a csepeli homokbuckás felszín a „*legvadabb és hazai viszonylatban is az egyik legkevésbé kötött futóhomok területnek*”¹ jellemezték még az 1930-as években is.

A legtöbb homokbucka Csepelen a Királyerdőben fordult elő, de számuk mára jelentősen lecsökkent a terület fokozatos beépítése miatt. A buckák egy részét elhordták,

¹ PÉCSI M. (1958): Budapest természeti képe

soknál alig lehet felismerni az eredeti buckaalakot. Ezeknek a homokformáknak az utolsó tanúja a Tamariska-domb Természetvédelmi Terület földtani formaegyüttese, amely viszonylagos beépíttelenségével és érintetlenségével valamennyire őrzi az egykori homokbuckákra jellemző formakincset (TENK 2007).

A domb területén jelentős építkezések zajlottak a védetté nyilvánításig, amelyek részben megváltoztatták a morfológiáját. A homokbucka területén jelenleg egy magánház és egy óvoda található, amelyek a védetté nyilvánítás előtt épültek, még az 1930-as években. A terület alatt jókora légoltalmi bunker van, amelynek építésének időpontjára nem találni irodalmi forrást. A környékbeli lakosok elmondásai alapján az 1950-es években épült, nem pedig – ahogy sokan hiszik – a II. világháború idején. A légvédelmi pincerendszer kialakításakor a homokbucka tekintélyes részét elbányászták, majd a bunker elkészülte után a homokot visszahordták az elkészült építményre.²

A területet később körbekerítették szögesdróttal, a légoltalmi bunker pedig a polgári védelem felügyelete alá került. A területen gázcseretelep is létesült még az 1980-as években, továbbá egy óvoda is megtalálható a dombon, melynek épülete itt volt már az 1940-es években. 1994-ben egy mobiltelefon átjátszót is telepítettek közvetlenül az óvoda mellé, mivel a Tamariska-domb a mintegy 116 méteres tengerszintfeletti magasságával Csepel legmagasabb pontja. Az átjátszót 2012-ben bontotta le az üzemeltető, miután nem kapott további területhasználati engedély Csepel Önkormányzatától (3. ábra).

A vizsgált terület florisztikai jellemzése

A csepeli Tamariska-domb területén az Alföld eredeti erdős-sztyep növényzetének maradványait találjuk meg. Megjelenésben ez a fás és fátlan, füves társulások térben többé-kevésbé elváló, sajátosan mozaikos komplexét jelenti. Homokon, szemiárid klímájú területeken a szukcessziósor a gyöngyvirágos tölgyessel (*Polygonato latifolio-Quercetum roboris*), illetve nyáras homoki tölgyessel (*Populo canescenti-Quercetum roboris*) zárul. A beerdősülés elsősorban a talajvíztől függ: a mélyedésekben erdőfoltok, a magasabb térszíneken (buckahátakon és oldalakon) füves tisztások vannak. Az utóbbi legjellemzőbb – a Duna mentén és a Duna-Tisza közén endemikus – társulása az évelő, nyílt, meszes talajú homokpuszta (*Festucetum vaginatae*), amely a Tamariska-dombon is megtalálható (GERGELY 2012). Ezt támasztja alá SEREGÉLYES és MERKL 2000 is, aki a Tamariska-dombon megmaradt néhány négyzetméteres nyílt homoki gyepfoltokat egyértelműen a nyílt, évelő mészkedvelő homokpusztagyep társulással azonosítja. Érdekességként megemlíjtük, hogy a csepeli homokpuszta jelentőségét már 1942-ben jelzi PÉNZES a Budapest élővilága című művében. Azonban megemlíti azt is, hogy már ekkora eltűnt a társulás egyik jellegzetes növénye, a közönséges boróka (*Juniperus communis*).

A területen talált sűrű nyár (*Populus x canescens*), bablevelű varjúháj (*Sedum maximum*) és csíkos kecskerágó (*Euonymus europaeus*) az eredeti homoki nyáras erdőkre utaló maradványfajoknak tekinthetők. Az ösgyeppek állományai is számos eredeti, florisztikailag értékes homokpusztai növényfajt őriztek meg (pl. *Alkanna tinctoria*, *Astragalus varius*, *Festuca vaginata*, *Stipa borysthénica*, *Tragopogon floccosus*). Itt is megfigyelhető, hogy a szukcessziósor kezdő és záró tagjai közé – a termőhelyi adottságoktól függően (domborzat, kitettség, talajvíz, felhalmozódó humusz) – számos stádium iktatódhat be. A progresszív stádiumokban a záródó gyepben az árvalányhaj (*Stipa borysthénica*, *S. capillata*) és a pusztai csenkesz (*Festuca rupicola*) válik uralkodóvá (GERGELY 2012).

A regresszív stádiumokban természetes szélerózió vagy antropogén eredetű diszturbációk (SZABÓ et al. 2010) – pl. a vizsgált területen jellemzően taposás, míg máshol

² ex verbis Visontai Károly helyi lakos

legeltetés – hatására a kezdeti stádiumokra jellemző kryptogámok (mohák, zuzmók) és egyéves növények szaporodhatnak el. A bolygatásra – amely a vizsgált területre leginkább jellemző – a másodlagos gyepek xerofil fajai tűnnek fel (pl. *Calamagrostis epigeios*, *Apera spica-venti*, *Bromus mollis*) (GERGELY 2012).

Egyértelműen antropogén eredetűek a terület gyomtársulásai. Szintén másodlagosak az eredetileg a homok megkötésére telepített, de ma már meghonosodottnak tekinthető akác (*Robinia pseudoacacia*), az ázsiai keskenylevelű ezüstfa (*Elaeagnus angustifolia*) és a mediterrán elterjedésű tamariska (*Tamarix* sp.) alkotta és főleg az egybibés galagonyával (*Crataegus monogyna*) jellemezhető erdőfoltok és cserjések (GERGELY 2012).

Az élőhely-rekonstrukciós munkálatok leírása

A Tamariska-dombon az 1994-es, majd 1999-es védetté nyilvánítása után évekig nem történt természetvédelmi kezelés, amely a terület védett értékeinek "in situ" védelmét biztosította volna. Ehelyett, mint közparkot kezelték évente többszöri kaszálással, visszaszorítandó az itt nagy tömegben tenyésző ürömlevelű parlagfűvet (*Ambrosia artemisiifolia*). A terület addigi védelmét jelentő kerítés tönkrement, szabad utat engedve a technikai motorsportolóknak, terepkerékpárosoknak (TENK 2007).

Ennek eredményeként a parlagfű időszakos visszaszorításával együtt degradálódott az itt élő homoki gyepek vegetációja is. A folyamatos, térben és időben nem megfelelően szelektív kaszálás révén az értékes homoki növényállomány szinte soha nem jutott el a felmagzásig, így az egyedek állománynagysága azonos maradt, míg a parlagfű állománya stabilizálódott, illetve a szakszerűtlenül vagy a néha egyáltalán nem kaszált részekben gyarapodásnak indult. A fentiekhez hozzájárult, hogy a Tamariska-domb, mint a környék – Királyerdő – legnagyobb kiterjedésű zöldterülete, elsődleges célterülete még ma is a kiránduló lakosságának (TENK 2007).

A terület védett értékeinek pusztulására elsőként 2004-ben hívták fel a figyelmet a csepeli civil szervezetek. A Csepeli Zöld Kör Egyesület 2005-ben először felmérte a terület növényállományát, majd 2006-tól megkezdte a természetvédelmi célú rehabilitációs munkálatokat a Budapest Főváros Önkormányzatának Környezetvédelmi Ügyosztályának (a mai Városüzemeltetési Főosztály Közmű és Környezetvédelmi Osztály elődje) és Budapest XXI. Kerület Csepel Önkormányzatának az irányítása mellett.

Az élőhely-rekonstrukciós munkálatok első és legfontosabb lépése a területen elburjánzó ürömlevelű parlagfű visszaszorítása volt. Először a védett gyepfoltok lehatárolása történt meg, ahol a parlagfű kézi szedéssel történő eltávolítása zajlott, még a virágzás előtti stádiumban, a májusi időszakban. A többi részen gépi kaszálással távolították el a parlagfűvet, lehetőség szerint kerülve a homoki fajok levágását. Ezzel a fajta parlagfű-mentesítéssel járó élőhelykezelés már hamar megmutatta az eredményességét. 2007–2008-ra a kézi szedésű területek növényállománya megerősödött, a homoki gyepfoltok kiterjedése növekedésnek indult, kiszorítva a parlagfűvet. Végül a gépi kaszálás fokozatosan visszaszorult a kézi eltávolítás javára. Jelenleg alig található parlagfűvel borított terület a Tamariska-dombon.

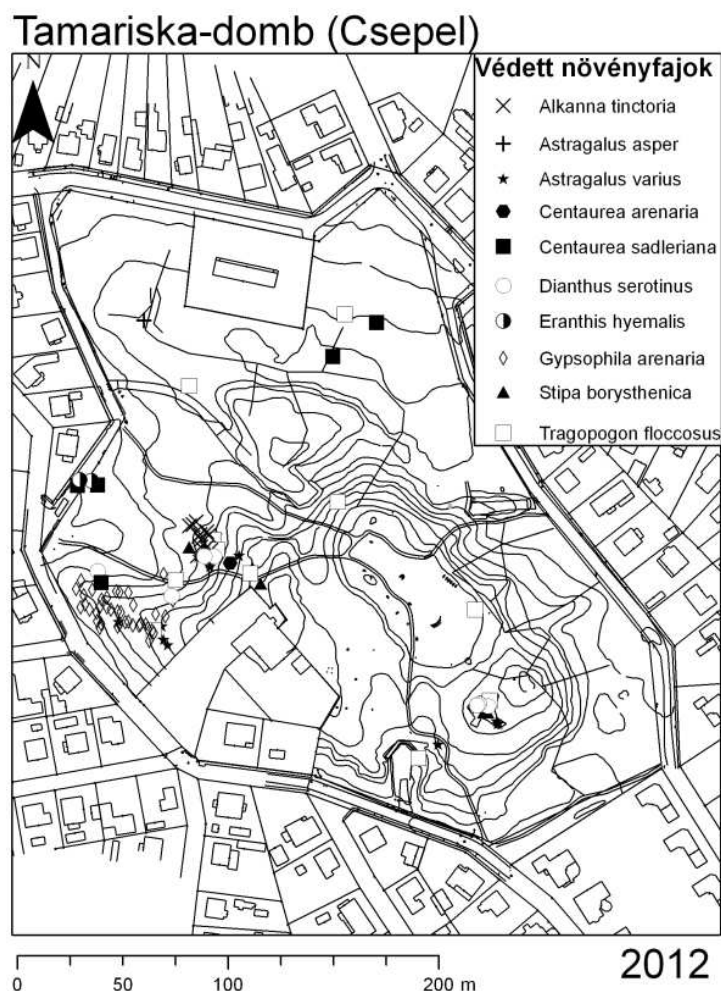
A másik fontos munka a fás szárú özönfajok eltávolításának a megkezdése volt, amely 2008-ban kezdődött meg. Ennek során elsősorban a keskenylevelű ezüstfa visszaszorítása az elsődleges cél. Ez a növény ugyanis igen jelentős részeket foglal el a Tamariska-domb területéből. A másik leggyakoribb előfordulású tájidegen faj a nyugati ostorfa (*Celtis occidentalis*), amelynek irtása 2013-ban kezdődött meg.

A Tamariska-domb védett növényfajai

A 2006-ban megkezdett élőhely-rekonstrukciós munkálatoknak köszönhetően a homoki növényzet állománya stabilizálódott, illetve gyarapodásnak indult.

A területen eddig összesen 10 védett faj került elő, amelyek főleg a homokpuszta-gyepekre jellemző növényekből tevődnek össze. A kisebb természetközeli állapotú gyepfoltokon még megtalálható többek közt a homoki árvalányhaj (*Stipa borystenica*), a homoki fátyolvirág (*Gypsophila fastigiata*) és a homoki bakszakáll (*Tragopogon floccosus*). A főváros területén erősen megritkult, jelenleg csak innen ismert a homoki csüdfű (*Astragalus varius*) néhány töves állománya (GERGELY 2012). Szerencsére Csepelen található még egy kisebb, kb. 0,3 hektáros gyepfolt – a Csalitos óvoda mellett –, ahol szintén fellelhető a növényből néhány egyed.

A homoki fajok foltszerű elterjedését a 4. ábra szemlélteti. A térképen látni, hogy egyes növények csak 1-2 lelőhelyen fordulnak elő, mint például az érdes csüdfű vagy a homoki imola.



3. ábra A védett homoki növényfajok elterjedése 2012-ben GERGELY és KORDA szerint
 Figure 3. The occurrence of the protected sand plants in 2012

A megfigyelt védett fajok egyedszámára vonatkozóan eddig három szerző közölt adatokat. Először 2005-ből van leírás a Csepeli Zöld Kör Egyesülettől, majd Pintér Balázs közöl egyedszámot a 2006-os felmérése alapján, végül Gergely Attila és Korda Márton hozza

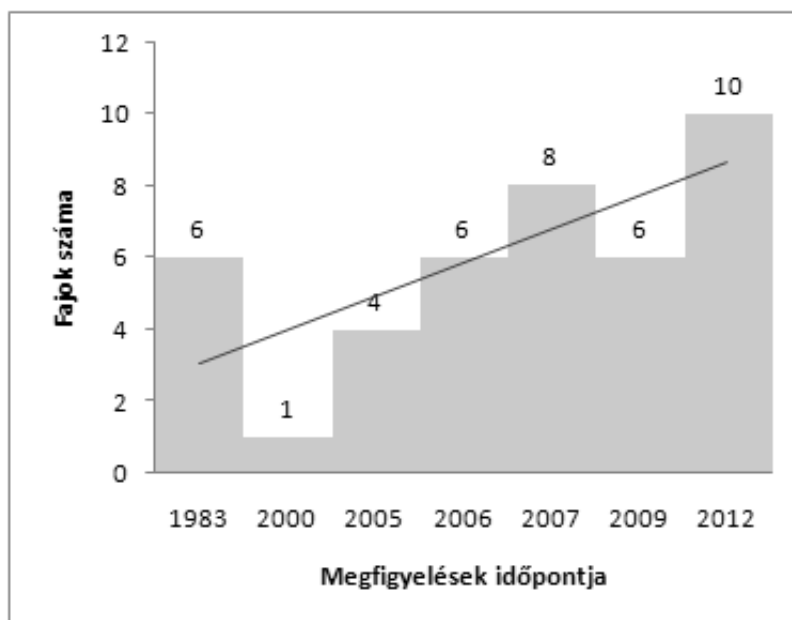
nyilvánosságra a legfrissebb adatokat. A felmérésekből megállapítható hogy a legstabilabb állománnyal a *Stipa borysthena*, a *Gypsophila fastigiata* ssp. *arenaria* és az *Alkanna tinctoria* rendelkezik. Az élőhelykezelési munkálatok eredményességét és a terület védettségének a megerősödését támasztják alá az *Astragalus varius*, a *Centaurea sadleriana*, a *Dianthus serotinus* és a *Tragopogon floccosus* állományának örvendetes gyarapodása.

2012-ben 10 védett lágyszárú faj felvételezése történt meg, melyek közül a *Stipa borysthena* és a *Gypsophila fastigiata* ssp. *arenaria* azok, amelyek a védett fajok 40%-át alkotják.

Az 1. táblázat adataiból látszik, hogy néhány faj nem szerepel mindegyik szerzőnél. Bár korábbi évekből van említése az *Achillea ochroleucának* (SEREGÉLYES és MERKL 2000) vagy a *Corispermum nitidumnak* (BAJOR 2009), a 2012-es fajlistában nem szerepelnek. A 2012-es felmérés során került leírásra a *Eranthis hyemalis* – igaz nem homoki növény – és az alig 4 töves állományban megtalálható *Astragalus asper*. Ezek a fajok a korábbi felvételezésekben nem szerepelnek.

A felmérések eredményeit összevetve megállapítható, hogy a területen megfigyelt védett növények száma fokozatosan növekedett. A helyi védettség alatt álló, de az időközben közparkként gondozott és igen nagy terhelésnek kitett területről SEREGÉLYES és MELK (2000) csak hiányos fajlistát tudott összeállítani 2000-ben. Miután a helyi civilek elkezdtek a terület természetvédelmi célú élőhelykezelését, a fajmonitorozás adatai a védett fajok gyarapodását támasztották alá (4. ábra).

A szakszerű élőhelykezelést a Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság koordinálja, mivel 2012-ben országos jelentőségű védett természeti területé nyilvánították a Tamariskadombot. A terület fizikai védelmet is kapott, ugyanis 2012-ben a Csepeli Önkormányzat körbekerítette, megakadályozandó a szabad átjárást, gátolva az illegális hulladéklerakást és az egyéb környezetterhelő tevékenységeket. 2013-ban a faunisztikai kutatások is megindultak a védett természeti területen. Ezeknek az intézkedéseknek köszönhetően tovább fog javulni a terület állapota, ami kedvező irányba tereli a homoki gyepfoltok regenerálódását is.



4. ábra A védett növényfajok számának változása 1983–2012 közt
Figure 4. Number of protected species between 1983 and 2012

1. táblázat A terület védett növényeinek egymástól független említése 1983–2012 közt
Table 1. Mention of protected plants of the examined area in literatures between 1983 and 2012

Védett fajok	Seregélyes T. -S.		Czóbel Sz. -		Gergely A.-		
	Simon T.	Csomós Á.	Bognár A.	Pintér B.	Tenk A.	Bajor Z.	Korda M.
	1983	2000	2005	2006	2007	2009	2012
<i>Achillea ochroleuca</i>	-	+	-	-	-	-	-
<i>Alkanna tinctoria</i>	+	-	+	+	+	+	+
<i>Astragalus asper</i>	-	-	-	-	-	-	+
<i>Astragalus varius</i>	+	-	-	+	+		+
<i>Centaurea arenaria</i>	+	-	-	-	+		+
<i>Centaurea sadleriana</i>	+	-	+	+	+	+	+
<i>Corispermum nitidum</i>	-	-	-	-	-	+	-
<i>Dianthus serotinus</i>	-	-	-	-	+	+	+
<i>Eranthis hyemalis</i>	-	-	-	-	-		+
<i>Gypsophila fastigiata</i> subsp. <i>arenaria</i>	+	-	+	+	+	+	+
<i>Stipa borysthénica</i>	-	-	+	+	+		+
<i>Tragopogon floccosus</i>	+	-	-	+	+	+	+
Összesen védett (db)	6	1	4	6	8	6	10

Irodalom

- BAJOR Z. 009: Budapest természeti kalauza. Budapest, Kossuth Kiadó.
- BOLLA D. 1976: Csepeli monográfia I. Természeti földrajzi tényezők és hatásuk a település fejlődésére. XXI. kerületi Tanács, Budapest.
- DÖVÉNYI Z. (szerk.) 2010: Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest.
- GERGELY A., KORDA M. 2012: A csepeli Tamariska-domb védett és inváziós növényfajai Kézirat. Budapest.
- MAGYAR KÖZLÖNY 2012: A vidékfejlesztési miniszter 89/2012. (VIII. 28.) VM rendelete a Tamariska-domb természetvédelmi terület létesítéséről. Magyar Közlöny Lap- és Könyvkiadó, Budapest.
- PÉCSI M. (szerk.): 1958: Budapest természeti képe. Akadémiai Kiadó, Budapest.

- PÉNZES A 1942: Budapest élővilága. Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest.
- PINTÉR B. 2006: A Tamariska-domb természetvédelmi terület természetvédelmi kezelési terve. Kézirat. Tölgy Természetvédelmi Egyesület. Budapest.
- SEREGÉLYES T., MERKL O. 2000: Csepel természeti értékei. Kézirat. Botanikus Bt. Budapest.
- SIMON T. 1983: „Indoklás: a Csepel-Királyerdő területen lévő Tamariska-domb természetvédelmi területté nyilvánításhoz” Kézirat. Budapest.
- SZABÓ J., DÁVID L., LÓCZY D. (eds.) 2010: Anthropogenic Geomorphology: A Guide to Man-Made Landforms. SPRINGER Science+Business Media B.V., Dordrecht-Heidelberg-London-New York.
- TENK A. 2007: A Tamariska-domb természeti értékei. Csepeli Zöld Kör Egyesület, Budapest.

THE LANDSCAPE-RECLAMATION RESULTS OF THE TAMARISKA-HILL PROTECTED AREA IN
CSEPEL

A. GERGELY¹, A. TENK²

¹Corvinus University in Budapest, Faculty of Landscape Architecture
Department of Landscape Protection and Reclamation
1118 Budapest, Villányi u. 29–43.

²University of Szent István, Enyedi György
Doctoral School of Regional Sciences
2100 Gödöllő, Páter Károly u., 1.
e-mail: attila.gergely@uni-corvinus.hu

Keywords: Budapest, landscape history, sandfield, landscape-reclamation, NGO

The Tamariska-hill Protected Area is in the district of Csepel, in Budapest, Hungary. This is a sand hill with several protected plant species that have been under environmental load and are still disturbed by human activity. Beside human impact, the other major problem is the presence of some invasive plants. In 2006, landscape reclamation of the Tamariska-hill by a local NGO began.

A botanical survey of the whole area in 2012 confirmed that as the result of landscape reclamation, the number of protected plant species has increased in the territory. The survey has also revealed the appearance of new species, for example that of *Eranthis hyemalis* and *Astragalus asper* and confirmed the occurrence of *Centaurea arenaria*.

PALEODEMOGRÁFIAI VÁLTOZÁSOK A TISZÁNTÚLON A 10–13. SZÁZADBAN

JÁNOS István¹, SZATHMÁRY László²¹Nyíregyházi Főiskola, Környezettudományi Intézet, 4400 Nyíregyháza, Sóstói út 31/B²Debreceni Egyetem, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék, 4032 Debrecen, Egyetem Tér 1.
e-mail: janosi2@zeus.nyf.hu**Kulcsszavak:** paleodemográfia, Tiszántúl, honfoglalás kor, Árpád-kor, 10–13. század

Összefoglalás: Korábbi, elsősorban kraniometriai-anatómiai és részben demográfiai kutatásokból ismert, hogy az Alföld területén élt honfoglalás kori (10. század) és Árpád-kori (11–13. század) népességek struktúrája sok esetben merőben eltérő képet mutat. Ez a meglátás elsősorban két évszázadra keltezett temetők csontvázleleteinek egyedi elemzése révén került a figyelem középpontjába. Az előbbieket ismeretében arra vállalkoztunk, hogy a Tiszántúl reprezentatív, 10–13. századi szériáinak összehasonlító elemzését elvégezzük főbb demográfiai paramétereik alapján. A népességeket két külön csoportként kezeltük (honfoglalás kor és Árpád-kor). A 10. századi populációk halandósági paraméterei igen nagy fluktuációt mutattak. Nem vázolható fel egységes trend a halandósági paraméterekben. Ezzel szemben az Árpád-kori temetők sokkal kiegyenlítettebb demográfiai profillal rendelkeztek. A halandósági arány értékekre fektetett páronkénti összehasonlító statisztika révén pedig tisztán látszik, hogy arányaiban sokkal kisebb különbség van a népességek között a honfoglalás korban, mint az Árpád-korban. Az Árpád-kor és különösen a 11. század halandósági viszonyai elég homogénnek tűnnek. A jelenség egy lehetséges magyarázata a különböző – elsősorban a környezeti tényezők hatásainak kitett – etnikai csoportok a honfoglalás korban még meglévő területi izolációja lehet, mely anatómiai karaktereken túl demográfiai is kimutatható. Ez utóbbi momentum legfőbb oka valószínűleg Szent István király lakosság-áttelepítő, homogenizáló politikája, melynek révén az egyes etnikai csoportok embertani arculata a 11. századtól kezdve egységesedni kezdett.

Bevezetés

Az elmúlt évtizedek kraniometriai-anatómiai és részben demográfiai kutatásaiból erősen feltételezhető, hogy az Alföld területének honfoglalás kori (10. század) és Árpád kori (11–13. század) népességének struktúrája erősen különbözött. Ez a momentum elsősorban két évszázadra keltezett (10. és 11. századi részre osztható) temetők esetében (pl. Ibrány) volt szembetűnő, de a gazdag embertani anyaggal rendelkező hajdúsági mikrorégió egymást követő keltezésű (10–13. század) lelőhelyei révén szintén hasonló következtetésekre jutottunk (HÜSE és SZATHMÁRY 1997, SZATHMÁRY és GUBA 2002, 2004, HÜSE 2003, LENKEY et al. 2007).

Jelen tanulmányban arra vállalkoztunk, hogy a Tiszántúl reprezentatív, 10–13. századi népességeinek összehasonlító elemzését elvégezzük főbb demográfiai paramétereik alapján. A vizsgálatba bevont csontvázleletek antropológiai feldolgozása kutatócsoportunk révén folyamatos a Debreceni Egyetemen, a Nyíregyházi Főiskolán és a szintén nyíregyházi Jóna András Múzeumban.

Anyag és módszer

Vizsgálatunkba 10 lelőhely összesen 14 mintája került be, melyek korszakonkénti bontását, az elemzésbe bevont egyének számával és a hivatkozásokkal az 1. táblázatban tüntettük fel. Összesen 4267 egyén adatai kerültek be a demográfiai elemzésbe. A szériák adatainak többsége kutatócsoportunk munkájából, kisebb részben irodalmi forrásokból származik.

A csontvázleletek nemének meghatározását ÉRY et al. (1963) szempontjai szerint végeztük. Itt a koponyán és a posztkraniális vázon megjelenő 23 nemi jelleg szolgált alapul. Az egyének elhalálási korának becslésénél a subadult (0–22 év) egyéneknél SCHOUR és

MASSLER (1941), JOHNSTON (1961), valamint STLOUKAL és HANÁKOVÁ (1978), a felnőttek esetében NEMESKÉRI et al. (1960), illetve ACSÁDI és NEMESKÉRI (1970), valamint SJØVOLD (1975) módszereit alkalmaztuk. Így, a gyermekeknél (infans I-II., 0–14 év) a fogazati státusz, a hosszúcsontok diafizishossza, a juvenisek (14–23 év) esetében a posztkraniális váz osszifikációs üteme, a felnőtteknél pedig az endokraniális obliteráció, a humerus és a femur proximális epifízisének belső szerkezeti állapota és a facies symphysialis fázisai játszottak szerepet az elhalálozási életkor becslésénél.

A halandósági táblákat ACSÁDI és NEMESKÉRI (1970) nyomán, a DEMOGRAF (HÜSE 1996) program segítségével készítettük el. A halandósági táblák paramétereiből azokat emeltük ki, amelyek leginkább alkalmasak a halandósági tendenciák követésére. Ezek a következők: a halandósági arány (d_x), a különböző életkorok halálozási arány értékei (d_{0-4} , d_{0-14} , d_{0-22}), a születéskor várható élettartam (e_x^0), a különböző korcsoportok várható élettartama (e_x^{0-4} , e_x^{0-14}), valamint a várható élettartam 20 és 35 éves kor közötti csökkenése ($e_x^{20} - e_x^{35}$). Megvizsgáltuk továbbá a nemek egymáshoz viszonyított arányát (sex ratio – SR) és a halandósági medián (x , amikor $l_x=50$, az az életkor, amikor a népesség 50%-a már elhalálozott, HÜSE 2003) változásait is.

1. táblázat A vizsgálatba bevont lelőhelyek összesített adatai
Table 1. The aggregate data of the examined sites

Lelőhely	Régészeti kor	Kód	Férfi	Nő	Subadut (0–22)	Összesen	Hivatkozás
Püspökladány-Eperjesvölgy	10. sz	Pue	77	55	99	231	Hüse 1996
Hajdúszoboszló-Árkoshalom	10. sz	Hsz	60	33	39	132	Hüse 2003
Szegvár-Oromdülő	10. sz	Szo	29	26	38	93	Hüse 1997
Ibáry-Esbóhalom	10. sz	Ibe	52	37	53	142	Hüse 2003
Hajdúdorog-Gyulás	10. sz	Hdg	16	12	28	56	János 2012
Sárrétudvari-Hízóföld	10. sz	Sah	87	63	101	251	Oláh 1984-85
Püspökladány-Eperjesvölgy	11. sz	Pue	113	106	152	371	Hüse 1996
Hajdúszoboszló-Árkoshalom	11. sz	Hsz	23	28	58	109	Hüse 2003
Szegvár-Oromdülő	11. sz	Szo	74	75	110	259	Hüse 1997
Ibáry-Esbóhalom	11. sz	Ibe	46	42	42	130	Hüse 2003
Hajdúdorog-Temetőhegy	11. sz	Hdt	166	206	240	612	Hüse 1996
Hajdúdorog-Kövecseshalom	11. sz	Hko	46	40	42	128	János 2012
Hajdúdorog-Katidülő	12-13. sz	Hdk	220	209	250	679	János 2012
Hajdúdorog-Szállásföld	12-13. sz	Hds	285	306	483	1074	János 2012
Összesen			1294	1238	1735	4267	

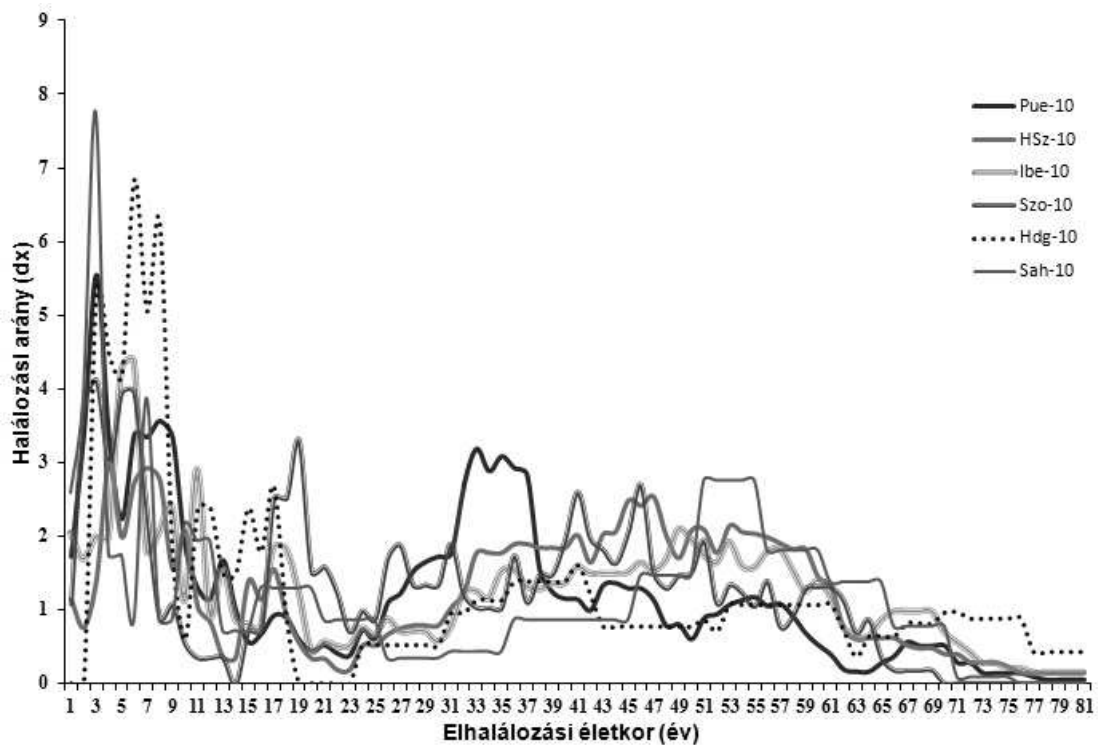
Eredmények és megvitatásuk

A 10. századi temetők, illetve temetőrészek esetében megállapítottuk, hogy az egyes demográfiai paraméterek igen nagy fluktuációt mutatnak (ez különösen a d_{0-14} , és az $l_{x=50}$, értékeinek esetében szembetűnő), nem állapítható meg egységes tiszántúli trend (2. táblázat). Ugyanez figyelhető meg a halandóság dinamikájában (d_x) is (1. ábra). A sex ratio (SR) paraméter mindegyik temetőnél nagyon alacsony szintet mutat, egy esetben értéke szignifikánsan az elméleti 100:100 arány alatt marad (Hsz: $\chi^2 = 7.8387$, $p = 0.005$, $df = 1$). A többi népességben az SR értéke közel szignifikáns. Az adatok viszonylagos nőhiányt jeleznek, mely erősíti azt az elméletet, hogy a honfoglaló népesség nőhiánnyal jött a Kárpát-medencébe (a teória korábban megdőlt, v.ö. ÉRY 1970, 1994). Ez az utóbbi feltételezés, azonban, csak akkor lehet helytálló, ha a fenti nyugvóhelyek valóban a honfoglalók – és nem pedig az itt élt alapnépesség – által használt temetők voltak. Az 10. századi népességek felnőtt halálozási arány (d_x) értékein alapuló páronkénti összehasonlító statisztika szerint a 15 mintapárból 11-nél szignifikáns különbséget kaptunk ($p < 0,05$), mely az itt élt etnikai csoportok heterogenitására, sokszínűségére utalhat a honfoglalás korában (3. táblázat).

2. táblázat A vizsgált tiszántúli 10–13. századi népességek főbb demográfiai paraméterei (kódok magyarázata az 1. táblázatban)

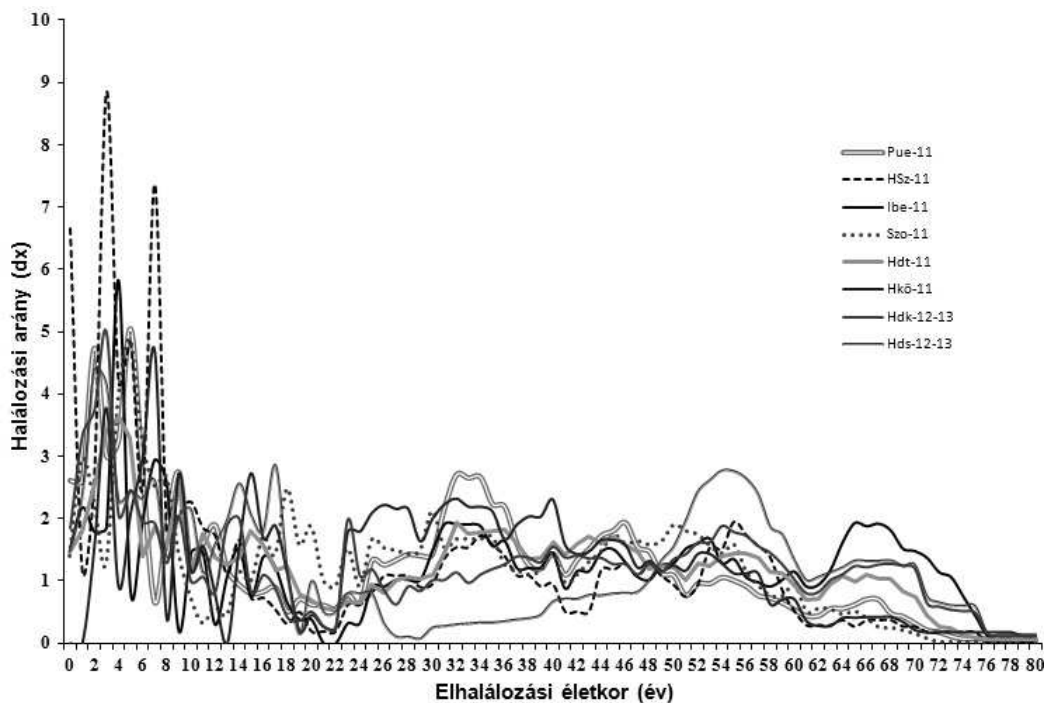
Table 2. The main demographic parameters of the examined populations (explanations for abbreviations are given in Table 1)

Demográfiai paraméter	Honfoglalás kor (10. sz.)						Árpád-kor (11–13. sz.)							
	Pue	Hsz	Ibe	Szo	Hdg	Sah	Pue	Hsz	Ibe	Szo	Hdt	Hkö	Hdk	Hds
SR	71,4	55	71,1	89,6	75	72	93,8	121,7	91,3	101,3	124	86	95	107
d_{0-14}	37,47	24,29	30,76	26,51	44,64	35,35	36,09	50,61	27,05	29,85	30,33	24,22	32,3	34,88
d_{0-22}	42,39	29,53	38,43	40,58	50	43,97	41,53	53,92	32,28	41,81	38,69	32,81	36,82	44,88
$l_{x=50}$	29	39	35	29	23	35	30	14	36	28	33	32	35	36
e_x^0	27,18	35,56	33,06	29,52	29,34	31,97	28,26	24,23	36,5	29,07	32,12	31,23	33,7	34,32
e_x^{0-4}	26,97	34,45	32,34	29,16	28,22	31,88	28,1	24,56	35,84	28,26	31,41	29,63	33,82	34,18
e_x^{0-14}	26,97	33,28	32,05	28,25	30,47	32,64	27,92	26,73	35,43	27,5	30,68	27,77	33,64	34,34
$e_x^{20} - e_x^{35}$	9,13	11,24	10,42	8,63	10,5	11,2	9,57	8,78	9,48	7,17	9,33	7,33	9,52	11,42
e_x^{35}	13,72	15,36	17,09	13,31	20,21	18,23	14,19	15,74	20,42	14,52	16,59	13,87	18,96	22,12



1. ábra A Tiszántúl hat honfoglalás kori (10. sz.) népességének halálzási görbéi. (Kódok magyarázata az 1. táblázatban)

Figure 1. Mortality curves of the six populations from the Tiszántúl region dated to the age of the Hungarian conquest (10th century) (explanations for abbreviations are given in Table 1)



2. ábra A Tiszántúl nyolc Árpád-kori (11–13. sz.) népességének halálzási görbéi. (Kódok magyarázata az 1. táblázatban)

Figure 2. Mortality curves of the eight populations from the Tiszántúl region dated to the Arpadian age (11th–13th century) (explanations for abbreviations are given in Table 1)

A 10. századi populációkhoz képest, az Árpád-kori szériák (főként a 11. században) jóval egységesebb, kiegyenlítettebb képet mutatnak (lásd még HÜSE 2003). Ez tükröződik a halálozási arány görbék dinamikájában (2. ábra). Stabilizálódik az SR értéke, és a születéskor várható élettartam (e_x) is valamelyest emelkedik (2. táblázat). A d_x értékeken alapuló összehasonlító statisztika (K–S teszt) 24 minta párból csak 13 esetben jelzett szignifikáns különbséget ($p < 0,05$) a temetők között, melyből 7-nél a két késő Árpád-kori (12–13. sz.) temető (Hajdúdorog–Katidülő és Hajdúdorog–Szállásföld) szerepelt a pár egyik tagjaként (3. táblázat). A két 12–13. századi népesség elkülönülése minden bizonnyal nem az eltérő eredettel, hanem a késő Árpád-kor javuló életszínvonalával magyarázható. Az Árpád-kor demográfiai paraméterei egy kiszámíthatóbb, letelepült életmód dominánssá válásáról tanúskodnak, szemben a 10. századi diverz népességgel. A honfoglalás korában egyes csoportok nomád/félnomád életmódúak voltak, míg a Kárpát-medencei alapnépesség minden bizonnyal letelepedett lehetett (v.ö. HÜSE 2003), mely a halandósági viszonyokban is tükröződhetett.

A kapott demográfiai mintázatot kialakító lehetséges tényezők közül kettőt említünk meg, melyeknek fontos szerepe lehetett a Tiszántúl népességtörténetében: a) a pogány-keresztény életmód- és paradigmaváltás, b) Szent István jelentős népességtelepítésekkel járó politikai törekvései. Ez utóbbiak következtében az – elsősorban a környezeti tényezők által alakított – etnikailag diverz, eltérő eredetű népségek, a 10. században még meglévő, területi és biológiai elkülönülése már nem, vagy csak nagyon nehezen ismerhető fel a 11–13. században (Árpád-kor).

3. táblázat A Tiszántúl legjelentősebb a) honfoglalás kori (10. század) és b) Árpád-kori (11–13. század) népességeinek páronkénti összehasonlítása halálozási arány (d_x) alapján. Szignifikáns különbségek ($p < 0,05$) vastagon szedve. (Kódok magyarázata az 1. táblázatban)

Table 3. Pairwise comparison of the 10th century (a) and the 11th–13th (b) century populations from the Tiszántúl region on the basis of mortality rate (d_x). Significant differences ($p < 0,05$) are marked with boldface type (explanations for abbreviations are given in Table 1)

Szériák (temetők)	Férfi+nő együtt		Szériák (temetők)	Férfi+nő együtt	
	D	p		D	p
Pue vs Hsz	0,31	0,005	Pue vs Hsz	0,155	0,454
Pue vs Szo	0,206	0,146	Pue vs Ibe	0,31	0,005
Pue vs Ibe	0,206	0,146	Pue vs Szo	0,189	0,222
Pue vs Hdg	0,275	0,019	Pue vs Hdt	0,205	0,146
Pue vs Sah	0,172	0,324	Pue vs Hkö	0,224	0,09
Hsz vs Szo	0,344	0,001	Pue vs Hdk	0,274	0,019
Hsz vs Ibe	0,275	0,019	Pue vs Hds	0,137	0,606
Hsz vs Hdg	0,465	<0,001	Hsz vs Ibe	0,362	<0,001
Hsz vs Sah	0,293	0,01	Hsz vs Szo	0,275	0,019
Szo vs Ibe	0,206	0,146	Hsz vs Hkö	0,327	0,002
Szo vs Hdg	0,396	<0,001	Hsz vs Hdt	0,275	0,019
Szo vs Sah	0,327	0,002	Hsz vs Hdk	0,344	0,001
Ibe vs Hdg	0,379	<0,001	Hsz vs Hds	0,137	0,606
Ibe vs Sah	0,258	0,033	Ibe vs Szo	0,224	0,093
Hdg vs Sah	0,275	0,019	Ibe vs Hkö	0,258	0,033
			Ibe vs Hdt	0,137	0,606
			Ibe vs Hdk	0,206	0,146
			Ibe vs Hds	0,448	<0,001
			Hkö vs Hdt	0,224	0,093
			Hkö vs Hdk	0,293	0,01
			Hkö vs Hds	0,275	0,019
			Hdt vs Hdk	0,121	0,765
			Hdt vs Hds	0,327	0,002
			Hdk vs Hds	0,379	<0,001

Köszönetnyilvánítás

János István jelen publikációt megalapozó kutatása a TÁMOP 4.2.4.A/1-11-1-2012-0001 azonosító számú Nemzeti Kiválóság Program – Hazai hallgatói, illetve kutatói személyi támogatást biztosító rendszer kidolgozása és működtetése országos program című kiemelt projekt keretében zajlott. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósul meg.

Irodalom

- ACSÁDI GY., NEMESKÉRI J. 1970: History of Human Life Span and Mortality. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- ÉRY K., KRALOVÁNSZKY A., NEMESKÉRI J. 1963: Történeti népességek rekonstrukciójának reprezentációja. *Anthropológiai Közlemények* 7: 41-90.
- ÉRY K. 1970: Anthropological studies on a tenth century population at Kál, Hungary. *Anthropologica Hungarica* 9: 9-62.
- ÉRY K. 1994: A Kárpát-medence embertani képe a honfoglalás korában. In: KOVÁCS L. (szerk.): Honfoglalás és régészet. Budapest, pp. 217-224.
- HÜSE L. 1996: Észak-Tiszántúl 10-12. századi népességének paleodemográfiai leírása Hajdúdorog-Temetőhegy és Püspökladány-Eperjesvölgy magyar temetőinek halandósági viszonyai alapján. Szakdolgozat. KLTE, Debrecen.
- HÜSE L. 1997: Szegvár-Oromdülő 10–11. századi temetőjének paleodemográfiai elemzése. *MFMÉ-Studia Archaeologica*. 3: 329-334.
- HÜSE L. 2003: A Tiszántúl honfoglalás és Árpád-kori népességének szociodemográfiája. PhD értekezés, kéuirat, DE, TTK, Debrecen.
- HÜSE L., SZATHMÁRY L. 1997: Demo-sociology of pagan and christian Hungarians in 10th–11th centuries. *Papers on Anthropology (University of Tartu)* 7: 130-136.
- JÁNOS I. 2012: Rekonstrukciós (paleodemográfiai és elemánszintű) vizsgálatok a Tiszántúl 10-13. századi népességein. PhD értekezés, kézirat, DE, TTK, Debrecen.
- JOHNSTON F.E. 1961: Sequence of Epiphyseal Union in a Prehistoric Kentucky Population from Indian Knoll. *Human Biology* 33: 66-81.
- LENKEY ZS., SZATHMÁRY L., CSÓRI ZS., JÁNOS I., CSOMA E., MEDVECZKY Z., HOLLÓ G. 2007: A Tiszántúl 8–13. századi népességeinek diverzitása. V. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium, Magyar Biológiai Társaság, Fővárosi Állat- és Növénykert, Budapest, Előadaskötet pp. 154-164.
- NEMESKÉRI J., HARSÁNYI L., ACSÁDI GY. 1960: Methoden zur Diagnose des Lebensalter von Skelettfunden. *Anthropologischer Anzeiger* 24: 70-95.
- OLÁH S. 1984-1985: Egy 10. századi minta paleodemográfiai vizsgálata. Móra Ferenc Múzeum Évkönyve 1984-1985(2): 641-650.
- SCHOUR J., MASSLER, M. 1941: The Development of the Human Dentition. *Journal of the American Dental Association* 28: 1153-1160.
- SJØVOLD T. 1975: Tables of the Combined Method for Determination of Age at Death Given by Nemeskéri, Harsányi and Acsádi. *Anthropológiai Közlemények* 19: 9-22.
- STLOUKAL M., HANÁKOVÁ H. 1978: Die Länge der Längenknöche altslawischer Bevölkerungen unter besonderer Berücksichtigung von Wachstumsfragen. *Homo* 29: 53-69.
- SZATHMÁRY L., GUBA ZS. 2002: Human adaptation in the 7th–11th century. *Acta Biologica Szegediensis* 46: 91-94.
- SZATHMÁRY L., GUBA ZS. 2004: A Tiszántúl késő avar kori (8. sz.) magyar honfoglalás kori (10. sz.) és Árpád-kori (11-13. sz.) népességeinek összefüggései. *Anthropológiai Közlemények* 45: 193-199.

PALAEODEMOGRAPHIC CHANGES IN THE TIZSÁNTÚL IN THE 10TH–13TH CENTURYI. JÁNOS¹, L. SZATHMÁRY²¹College of Nyíregyháza, Institute of Environmental Science, H-4400 Nyíregyháza, Sóstói út 31/B.²University of Debrecen, Department of Evolutionary Zoology and Human Biology, H-4032 Debrecen, Egyetem tér 1. e-mail: janosi2@zeus.nyf.hu**Keywords:** palaeodemography, Tiszántúl, the age of the Hungarian conquest, Arpadian age

Craniometrical and anatomical investigations discovered that the structure of the populations living in the Alföld region (Hungary) might be quite different between the age of the Hungarian conquest (10th century) and the Arpadian age (11th–13th century). This statement was presumed on the basis of skeletons derived from cemeteries dating from both the age of the Hungarian conquest and the Arpadian age. Considering the above mentioned thoughts, the basic aim of this study was to perform comparative palaeodemographic analysis on representative 10th and 11th–13th skeletal populations excavated from cemeteries in the Tiszántúl region. During the analysis, the samples were separated into two groups according to the archaeological periods (the age of the Hungarian conquest and the Arpadian age). It was observable that the 10th century populations showed great variation in the mortality parameters. Uniform characteristic could not be noticed in the Tiszántúl region. Contrarily, the Arpadian age populations, especially dating from the 11th century showed much more homogeneous demographic profile as compared with that of the cemeteries from the 10th century (the age of the Hungarian conquest). Among the 11th century populations, much lesser difference could be detected than that among the 10th century samples. It is quite feasible that the 10th century populations composed of various ethnic groups of different origin have settled in the Carpathian basin according to the natural environment. It presumably caused territorial isolation. However, in the 11th century, the differences between groups of people could not be detected clearly, possibly due to certain political intentions of King Saint Stephen which resulted in population homogenization in the Arpadian age.

HAZAI BÜKKÖSÖK KONZERVÁCIÓJA: SZÁLALÓ ÜZEMMÓD ÉS SZELEKTÍV VADRÁGÁS

KATONA Krisztián, HAJDU Márk, FARKAS Attila, SZEMETHY László

Szent István Egyetem, Vadvilág Megőrzési Intézet, 2100 Gödöllő, Páter k. u. 1.
e-mail: katonak@ns.vvt.gau.hu

Kulcsszavak: növényevő, patás, erdőgazdálkodás, cserjeszint, preferencia

Összefoglalás: A patás növényevők (pl. gímszarvas) szelektív rágása stabilizálhatja vagy destabilizálhatja az erdei életközösségeket, így befolyásolja a biodiverzitás változását. Viszont az élőhely állapota (főleg a cserjeszintben elérhető táplálékkínálat) is visszahat a növényevők populációs változásaira és táplálkozására. A változatos szerkezetű erdők ellenállóbbak lehetnek a növényevők nyomásával szemben is. Ezért azt vizsgáltuk, hogy egy szálaló rendszerben kezelt bükkösben, ami hazánkban még ritkaság, milyen hatása van a vegetációra a nagytestű növényevők rágásának. A pilisszentkereszti vizsgálati területen 2008-2011 között szezonálisan megszámláltuk a cserjeszintben a növényevők számára elérhető fásszárú fajok hajtásait és azt, hogy ezekből mennyit rágtak meg. Becsültük a cserjeszintben elérhető optimális táplálék biomassza mennyiségét és a bükkcsemeték sűrűségét és rágottságát is. A természetes bükkcsemete újulat sűrűsége igen magas volt, míg a rágottságuk elenyésző. A növényevők szelektáltak a magas kőrisre és a szederre, míg a bükköt rendszeresen elkerülték. A bükkerdőkben zajló természetes folyamatokra alapozott erdőgazdálkodás a biodiverzitás konzervációja mellett pénzügyileg is számos előnnyel járhat. A patások szelektív táplálkozása segíti megfékezni a bükk versenytárs fajait, így megtakarítva pl. az ápolási feladatok költségeit. A szelektív vadragás alapvető fontosságú a bükkerdők hosszútávú dinamikájának fenntartásában, és természetközeli erdőgazdálkodás mellett kihasználhatjuk előnyeit is.

Bevezetés

A patások (pl. szarvasfajok) szelektív rágásának hatása képes stabilizálni vagy destabilizálni is az erdei ökoszisztémát, valamint befolyásolni a biodiverzitást (GORDON és PRINS 2008). A szarvasfélék hatását az erdő biodiverzitására általában negatívnak tartják. A szarvaspopulációk túlzott hatása valóban képes negatívan befolyásolni a különböző növény- és állatfajok előfordulását (pl. ALLOMBERT et al. 2005a, 2005b), viszont egyes tanulmányok kimutatják, hogy a szarvasállomány sűrűségének korlátozása csökkentheti a helyi diverzitást (GREENWALD et al. 2008). Világos, hogy a növényevők állományai hatással vannak az erdei élőhely minőségére, a vegetáció összetételére és dinamikájára; ahogyan az élőhely minősége (különösen a cserjeszint kínálta növényi táplálék) is visszahat a nagytestű növényevő fajok populációdinamikájára és táplálkozási viselkedésére.

Közép-Európában az egykorú erdőállományokkal való gazdálkodás még mindig általános (DIACI 2006). Ez homogenizálja az erdei élőhelyeket, amik így érzékenyebbek lesznek más emberi és természetes hatásokkal szemben, mint amilyen a nagy növényevő vadfajok hatása is. Egy homogenizált, egykorú, zárt lombkoronaszinttel és ritka vagy eltávolított cserjeszinttel rendelkező erdőállományban a szarvasnak esélye sincs követni a számára elvben leginkább optimális táplálékválasztási viselkedést. Így várható, hogy változatos cserjeszint és elegyes telepítés vagy újulati foltok hiányában a főfafajok csemetéi fognak elsődlegesen rágáskárt szenvedni.

Magyarország erdősültsége 20,7%, aminek legnagyobb része (több mint 90%) vágásos üzemmódban kezelt. Erdőgazdálkodásunk egyik legfontosabb őshonos fafaja a bükk (*Fagus sylvatica*) (5,9%). A klímaváltozás hatásait elemző modellek előrejelzéseai számottevő egyezést mutatnak abban, hogy a bükk számára bioklimatikusan megfelelő területek aránya a

növekvő szárazság miatt drámaian csökkenni fog az elkövetkezendő évtizedekben Magyarországon (KATONA et al. 2013).

A szárazság-érzékeny őshonos fajok (mint pl. a bükk) által dominált erdők hosszútávú fenntarthatósága jelentős részben a gazdálkodás gyakorlatán múlik. A változatos, vágáskor nélküli erdei ökoszisztémák valószínűleg ellenállóbbak lesznek a klímaváltozás (MILAD et al. 2013) és a növényevők (KATONA et al. 2013) hatásaival szemben. Ezért mi egy természetes folyamatokra alapozott gazdálkodással kezelt szálaló bükkösben vizsgáltuk a patások szelektív rágásának hatását. Mindez egy ritka vizsgálati lehetőség és példa Magyarországon, ahol még mindig a vágásos üzemmód, az egykorú erdőkkel való gazdálkodási rendszer uralkodik.

Anyag és módszer

A vizsgálati terület a Pilis-hegységben, a Pilisi Parkerdő Zrt. Pilisszentkereszt-i Erdészeténél található. A szálalással és csoportos szálalóvágással kezelt erdőterület több mint 1500 ha-ján leginkább bükk állományokat találunk. A különbség az egykorú erdők és az általunk vizsgált bükkös között egyértelmű. A szálankénti fahasználat és a csoportos szálalóvágás keveréke kevésbé zárt lombkorona szintet eredményez. Ez az újulat erőteljesebb növekedését teszi lehetővé. A vizsgálati területen előforduló patás nagyvadfajok a gímszarvas (*Cervus elaphus*), a vaddisznó (*Sus scrofa*), az őz (*Capreolus capreolus*) és a muflon (*Ovis musimon*). A területen a patás fajok összesített terítéksűrűsége kb. 7 egyed / 100 ha. Ez más hazai területekhez viszonyítva nem mondható alacsony értéknek az Erdészetnél folyó intenzív vadállomány szabályozás ellenére sem.

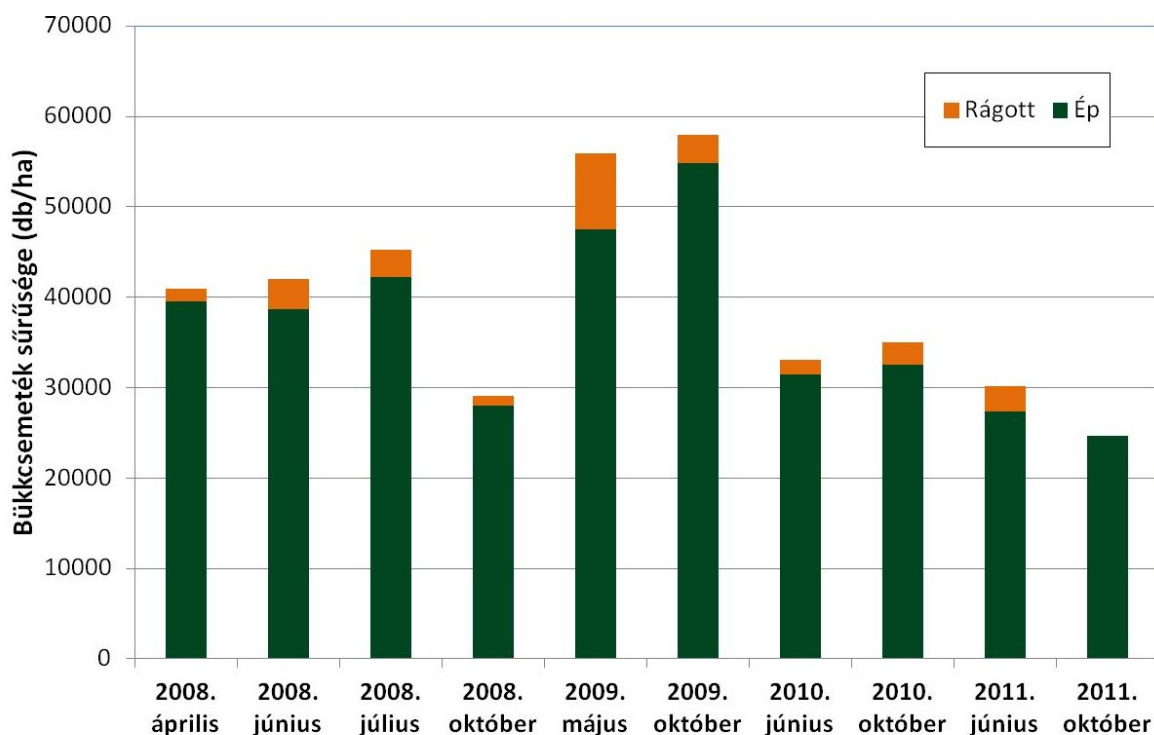
Szezonális vizsgálatainkat 2008 és 2011 között hajtottuk végre. A területen egy 1 km hosszú állandó mintavételi vonalat jelöltünk ki, melyen 10 méterenként találhatóak a mintavételi pontok, összesen 100 db. A mintavételi pontokon megszámloltuk a cserjeszintben az összes fásszárú faj által kínált, a növényevő nagyvadfajok számára elérhető hajtásvéget, valamint az abból lerágottakat is. Ezt vizsgáltuk négy magassági kategóriában a talajszinttől mérve: 0-50 cm, 50-100 cm, 100-150 cm és 150-200 cm. Ezekben az elérhető és a rágott hajtásvégek darabszámát egy 50 cm magas, 50 cm széles és 30 cm mély háromdimenziós térbeli egységben számoltuk meg. A négy mintavételi egység egymás felett helyezkedett el, így minden mintavételi ponton pontosan és megbízhatóan számolhattuk meg a hajtásokat 0-2 m között. A fásszárú növényeket faj szinten határoztuk meg, de néhány esetben csak nemzetség szinten kerültek feljegyzésre. Korábbi rágásvizsgálataink tapasztalatai alapján határoztuk meg, hogy mi számít egyetlen számolandó hajtásvégnek. Ezek szerint hajtásvég a hajtás utolsó elágazás utáni szakasza, mely 3 cm-nél hosszabb és a vegetációs időszakban levelet is hajt. A szeder (*Rubus* spp.) esetében az összetett levél volt a rágás alapegysége. Vizsgálatunkban a patások által okozott viszonylag friss (adott szezonhoz köthető) rágásokat jegyeztük fel. A rágott hajtásvégek rágási síkjában mért átmérővel növényfajonként, szezonálisan hajtásvégeket is gyűjtöttünk, melyeket lemértünk. Az átlagos hajtástömegek segítségével becsülni tudtuk a cserjeszint táplálékként kínált biomasszájának azon részét, mely optimális táplálékforrást jelent a nagytestű növényevőknek. Mindemellett minden alkalommal megmértük a bükk csemeték darabszámát a mintapontokon kijelölt 2×1 m-es kvadrátban, és megszámloltuk, hogy közülük mennyit rágtak meg a növényevő nagyvadak.

Eredmények

A természetes bükk újulat sűrűsége nagyon magas volt (30 és 60 ezer csemete/ha között), miközben a patások rágásának hatása a bükk csemetéken elhanyagolható volt (a csemeték 94%-a érintetlen maradt) (1. ábra).

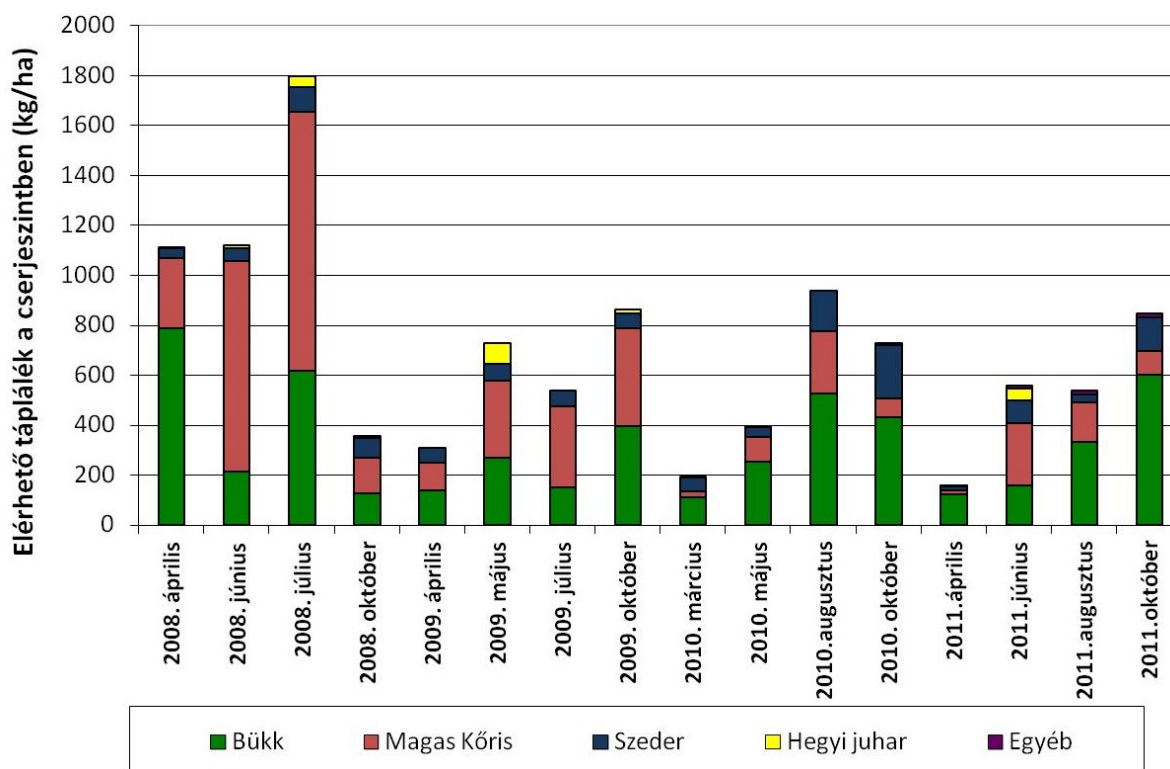
A cserjeszintben a bükk hajtások aránya sokkal magasabb volt a többi fajhoz képest (magas kőrös: *Fraxinus excelsior*, szeder, hegyi juhar: *Acer pseudoplatanus*, és néhány más ritkán előforduló faj). Ennek ellenére a biomassa-becsléseink alapján a magas kőrös kínálata legtöbb esetben felülmúlja a bükk biomasszáját (2. ábra). A cserjeszintben becsült teljes, táplálékként elérhető biomassa mennyisége szezonálisan 158 és 1800 kg/ha között mozgott. A cserjeszintben becsült biomassa kevesebb, mint 5%-át fogyasztották el általában a patások.

A cserjeszintben megfigyelhető vadragás nem egyenletesen oszlik meg a fajok között, hanem a rágás szelektív. A magas kőrös és a szeder rágottsága feltűnő, míg a bükköt elkerülték a patások. A cserjeszintből elfogyasztott biomasszában is leginkább a magas kőrös és időnként a szeder dominált (3. ábra).



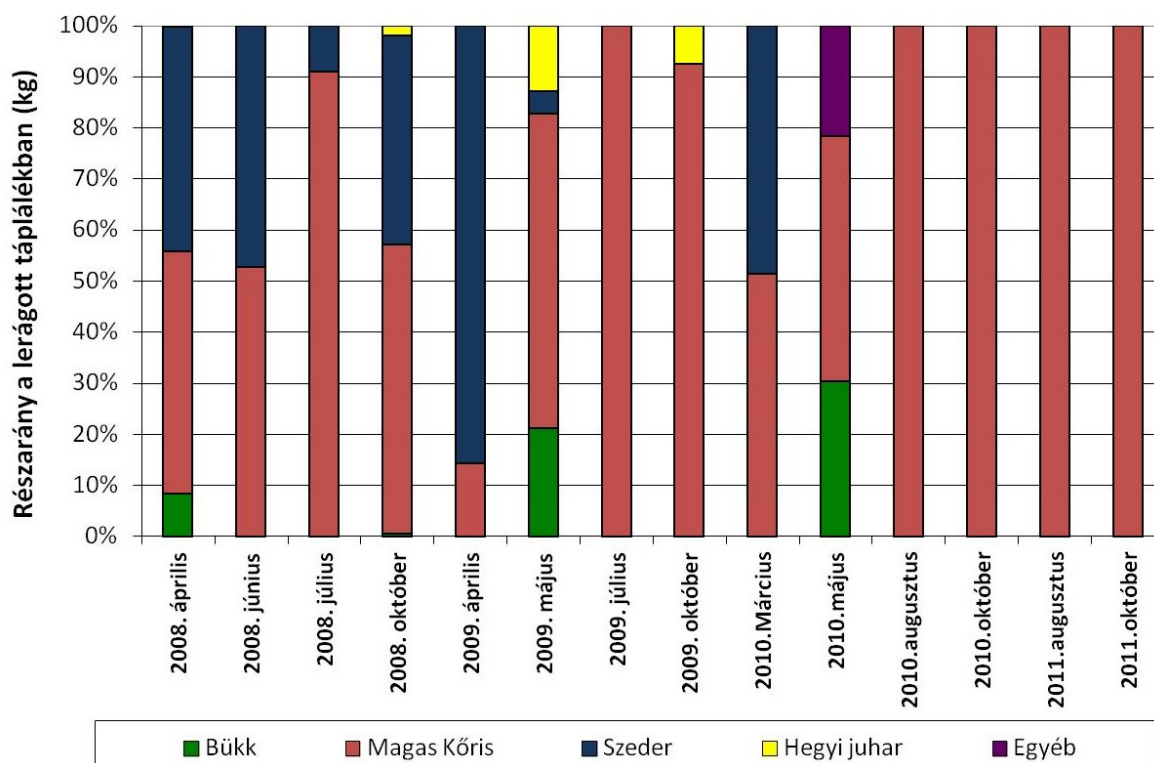
1. ábra A bükk újulat sűrűségének és rágottságának változása a vizsgálati területen.

Figure 1. Density of and browsing impact on beech saplings.



2. ábra A cserjeszintben elérhető táplálékinálat változása a vizsgálati területen.

Figure 2. Available food biomass of different woody species in the understory.



3. ábra A cserjeszintből elfogyasztott vadtaplálék összetételének változása.

Figure 3. Proportion of different woody species in the understory biomass removed by ungulate browsing.

Megvitatás

Az erdők biodiverzitásának megőrzése szempontjából a vegyeskorú erdőket eredményező szálaló üzemmód előnyei nyilvánvalóak a vágásos rendszerrel szemben. A vizsgálataink alapján a bükk erdőkben folytatott természetzerű gazdálkodás sok szempontból gazdaságosabb is lehet. A vadvédelmi kerítések, amik általánosan elterjedtek az egykorú állományok felújítási területei körül, felszámolása az egyik fő tényezője az erdőgazdálkodási kiadások csökkentésének. Egy másik fontos tényező a sűrű természetes bükk újulat, melyben a szarvas által okozott pusztulás igen alacsony. Ez ugyanis azt jelenti, hogy nem jelentkezik kiadás az állomány felújításakor (nincs csemeteültetés, pótlás). Végül az is nagyon fontos, hogy a vadrágás nem egyenletesen oszlik el a különböző fásszárú fajokon. Nagytestű növényevőink válogatnak a különböző növényi táplálékok között. A vizsgálati területen leginkább a magas kőriszt és a szedret érintette a rágás, míg a bükk levelét és hajtását alig fogyasztották. A patások e szelektív hatását egy olyan természetes segítő mechanizmusként értelmezhetjük, ami költségeket spórol az erdőgazdálkodás számára azzal, hogy visszaszorítja a bükkkel versengő fa- és cserjefajokat. A patások szelektív hatása tehát ökológiai és gazdasági értelemben is kulcsfontosságú lehet a bükkös erdők vegetációdinamikájában.

Köszönetnyilvánítás

A munkát a Pilisi Parkerdő Zrt támogatta. A publikációt a Kutató Kari Kiválósági Támogatás (17586-4/2013/TUDPOL) és a Bolyai János Kutatási Ösztöndíj (Katona K. részére) támogatta.

Irodalom

- ALLOMBERT S., GASTON A. J., MARTIN J-L. 2005a: A natural experiment on the impact of overabundant deer on songbird populations. *Biological Conservation* 126: 1-13.
- ALLOMBERT S., STOCKTON S., MARTIN J-L. 2005b: A natural experiment on the impact of overabundant deer on forest invertebrates. *Conservation Biology* 19(6): 1917-1929.
- DIACI J. (ed.) 2006: Nature-based forestry in Central Europe. Alternatives to industrial forestry and strict preservation. University of Ljubljana, Ljubljana.
- GORDON I. J., PRINS, H. H. T. (eds.) 2008: The ecology of browsing and grazing. *Ecological Studies* 195. Springer.
- GREENWALD K. R., PETIT L. J., WAITE T. A. 2008: Indirect effects of a keystone herbivore elevate local animal diversity. *Journal of Wildlife Management* 72(6): 1318-1321.
- KATONA K., KISS M., BLEIER N., SZÉKELY J., NYESTE M., KOVÁCS V., TERHES A., FODOR Á., OLAJOS T., RASZTOVITS E., SZEMETHY L. (2013): Ungulate browsing shapes climate change impacts on forest biodiversity in Hungary. *Biodiversity and Conservation* 22(5):1167-1180.
- MILAD M., SCHAICH H., KONOLD W. 2013: How is adaptation to climate change reflected in current practice of forest management and conservation? A case study from Germany. *Biodiversity and Conservation* 22(5):1181-1202.

PREFERENTIAL BROWSING IMPACT IN AN UNEVEN-AGED BEECH FOREST IN HUNGARY
K. KATONA, M. HAJDU, A. FARKAS, L. SZEMETHY

Szent István University, Institute for Wildlife Conservation
H-2100, Gödöllő, Páter K. street 1., HUNGARY
e-mail: katonak@ns.vvt.gau.hu

Keywords: large herbivore, ungulate, forest management, understory, preference

Selective browsing effects of ungulates, e.g. deer species, can both stabilize or destabilize forest ecosystems and influence biodiversity. However, deer impacts on forest biodiversity are generally considered to be negative. It is clear that herbivorous populations impact forest habitat quality, vegetation composition and dynamics, but also habitat quality (especially plant food supply in the understory) impacts the population dynamics and feeding behaviour of large herbivores. The total forest cover of Hungary is 20,7%; most of it (> 90%) is managed by clearcutting or uniform shelterwood method. One of the most important forest tree species for forest management is European beech (5,9%). The long-term sustainability of forests dominated by drought-sensitive native species, such as beech, highly depends on the management practices involved. Diverse uneven-aged forest ecosystems probably will be more resistant to climate change effects and herbivory impacts. We, therefore, investigated the ungulate browsing impact in an uneven-aged beech forest area, which is a rare example in Hungary still overdominated by even-aged forestry system.

The study area was in Pilis Mountains at Pilisszentkereszt Forestry, Hungary. There single-tree and group selection dominates the forested area of more than 1500 ha including mainly beech stands. Our seasonal investigations were carried out between 2008 and 2011. We counted the number of sprouts of all woody species available and accessible to large herbivores and the number of browsed ones in the understory layer. We estimated the density of beech saplings and the amount of optimal forage biomass provided in the understory.

Density of naturally growing beech saplings was very high (between 30000 and 60000 saplings per hectare), meanwhile browsing impact of ungulates on beech saplings was negligible (94% of saplings was unbrowsed). The proportion of beech sprouts was much larger than that of other woody species in the understory food supply. But calculating the forage biomass provided by different species, ash biomass exceeded beech biomass in several cases. The total estimated seasonal forage biomass in the understory during the study period was between 158 and 1800 kilograms per hectare. The estimated understory biomass consumed by ungulates was generally lower than 5%.

Considering the selection of ungulates among understory species browsing on European ash and blackberry were conspicuous, meanwhile beech was avoided. Proportion of beech in the understory biomass removed by ungulate browsing was negligible; mainly ash and sometimes blackberry dominated the consumption.

Besides biodiversity conservation close to nature management of beech forest can be profitable by several reasons. Lack of fences against large game species and dense natural regeneration of beech diminish the costs of forest management. The selective browsing of herbivores is a natural supporting mechanism of ungulates saving money to forest managers by retarding the competitor tree and shrub species of beech. Selective impact of ungulates should be essential in the long-term dynamics of both, managed and virgin beech forests.

ADATOK HONT VÁRMEGYE RÓZSA, GALAGONYA ÉS KÖRTE FLÓRÁJÁHOZ

KERÉNYI-NAGY Viktor¹, BAKAY László², BÖHM Éva Irén³

¹Nyugat-magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kar, Növénytani és Természetvédelmi Intézet, 9400 Sopron, Ady Endre u. 5.

²Katedra biotechniky parkových a krajinných úprav, Tulipánová 7, Nitra 94901 (Szlovákia)

³merzsan@gmail.com

e-mail: kenavil@gmail.com

Kulcsszavak: *Rosa*, *Crataegus*, *Pyrus*

Összefoglalás: A jelen publikáció néhány új *Rosa*, *Crataegus* és *Pyrus* adatot tartalmaz a Čebovce: Kő-hegy (Central Slovakia) területéről. A legfontosabb adatok: *Crataegus ovalis* Kit. (7. előfordulása Szlovákiában, cf. Baranec, 1986), *Rosa bohemica* H. Braun (első szlovákia előfordulása) és a *Pyrus* × *amphigenea* Domin ex Dostalek (új magyarországi előfordulás).

Bevezetés

Az egykori Hont vármegye xerotherm élőhelyei gazdag tárháza a különböző rózsafajoknak, míg a humidabb élőhelyeken ritka galagonyafajok tenyésznek. Korábbi kutatásaink (KERÉNYI-NAGY et al. 2011) folytatása képpen kerestük föl a Csáb melletti Kő-hegyet, mely kis kiterjedése ellenére jelentős természetvédelmi és florisztikai értékeket őriz.

Anyag és módszer

A határozáshoz körték esetében TERPÓ (1960), galagonyáknál BARANEC (1986), KERÉNYI-NAGY (2010) és vadrózsáknál KERÉNYI-NAGY (2012) határozókulcsait és leírásait használtuk. Az itt közölt növényekből herbáriumi mintát is gyűjtöttünk. Szögletes zárójelben [] közöljük a szlovák helységneveket.

Eredmények

Az alábbiakban közöljük azon florisztikailag és természetvédelmileg érdekes és jelentős taxonokat, melyeket 2013. július 28-án a Csáb [Čebovce] melletti Kő-hegyen tett terepbejárásunkkor gyűjtöttünk.

***Crataegus ovalis* KIT.**

A *Curvisepala* aggregátum ezen kárpát-medencei endemikus faja könnyen felismerhető áltermésének kocsány felőli oldalán található gumókról, hosszú csészeleveleiről, élesen fűrészkes leveleiről, fűrészkes pálhaleveleiről (1. ábra).

Lelőhelyei:

Szlovákia

Bártfa [Bardejov] (BARANEC 1986)

Csáb [Čebovce]: Kő-hegy – új lelőhely!

Liptóújvár [Liptovský Hrádok] (KITAIBEL 1804, BARANEC 1986) *locus classicus*

Mezőlaborc [Medzilaborce] (BARANEC 1986)

Osztornya [Osturňa] (BARANEC 1986)
 Svábfalva [Švábovce], Szepesztótfalu [Slovenská Ves] (BARANEC 1986)
 Szinyeújfalu [Chminianska Nová Ves] (BARANEC 1986)

Magyarország

Börzsöny: Kemence: Rakottyás-bérc (KERÉNYI-NAGY és NAGY 2011)

Budai-hegység: Makkosmária (KERÉNYI-NAGY 2010)

Crataegus monogyna Jacq. subsp. *nordica* Franco Az egybibés galagonya szőrös levélfonákú, kocsányú és vackú alfaja.

Crataegus laevigata (Poir.) DC. Az erdőkben közönséges.

Rosa bohemica H. Braun – A *R. agrestis* Savi kisleveles alfaja. Eredeti lelőhelye (*locus classicus*) a Zólyom megyei Zólyomnémeti [Nemce] (BRAUN 1885). DEGEN Árpád (1924) „Hont megye” területéről közli, pontosabb helymegjelölés nélkül, így ez az első pontos adatközlése a fajnak. Megtalálható még Csehországban (BRAUN 1885, KELLER 1900-1905) és Horvátországban (DEGEN 1924).

Rosa jundzillii BESSER var. *livescens* (Besser) R. Keller. Mintegy 2 m² kiterjedésű sarjtelep

Pyrus × amphigenea Domin ex Dostalek A vadkörte (*P. pyraster* (L.) Burgsd.) és a nemes körte (*P. communis* L.) hibridje, a terület flórájára új.

Köszönetnyilvánítás

Kutatásunkat a „VEGA 1/0246/13 Stratégie využitia vody xerofytnými drevinami a bylinami v urbanizovanom prostredí a krajine” program tette lehetővé.

Irodalom

- BARANEC T. 1986: Biosystematické štúdium rodu *Crataegus* L. na Slovensku. *Acta Dendrobiologica* 11: 1-118.
- BRAUN H. 1885: Beiträge Zur Kenntniss einiger Arten und Formen der Gattung *Rosa*. *Verhandlungen der zoologisch-botanischen Gesellschaft in Wien* 35: 61-135 et tab. 8-9.
- DEGEN Á. 1924: *Rosa* L. In: JÁVORKA S.: Magyar Flóra. Studium Kiadó, Budapest, pp. 538-590.
- KELLER R. 1900-1905: *Rosa*. In: ASCHERSON P., GRAEBNER P. (eds.): *Synopsis der Mitterleuropäischen Flora* 6(1) Verlag von Wilhelm Engelmann, Leipzig (Lipsee), pp. 32-384.
- KERÉNYI-NAGY V., BAKAY L., ELIÁS, P. 2011: Adatok Hont vármegye rózsafiórához. *Rose dates to Hont historical county. Údaje k výskytu druhov rodu Rosa v Hontianskej župe*. VII. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium 2011. október 13-14., Magyar Biológiai Társaság, Budapest, pp. 133-138.
- KERÉNYI-NAGY V. 2012: A Történelmi Magyarország területén élő őshonos, idegenhonos és kultúr-reliktum rózsák kismonográfiája. A small monograph of autochton, allochton and cultur-relict roses of the Historical Hungary. NYME Egyetemi Kiadó, Sopron.
- TERPÓ A. 1960: Magyarország vadkörte. *Pyri Hungariae*. Kertészeti és Szőlészeti Főiskola Évkönyve 22: 1-258.
- KERÉNYI-NAGY V. 2010: Piros áltermésű ritka galagonya fajok *Crataegus* spp. *Tilia* 15: 75-111.

ROSE, HAWTHORN AND PEAR DATAS TO HONT HISTORICAL COUNTY

V. KERÉNYI-NAGY V., L. BAKAY., É. I. BÓHM

¹University of West Hungary Faculty of Forestry, Botany and nature Conservation Institute
9400 Sopron, Ady Endre u. 5.

²Katedra biotechniky parkových a krajinných úprav, Tulipánová 7, Nitra 94901 (Szlovákia)

³merzsan@gmail.com

e-mail: kenavil@gmail.com

Keywords: *Rosa*, *Crataegus*, *Pyrus*

In this article we published some new *Rosa*, *Crataegus* and *Pyrus* datas from Čebovce: Kő-hegy (Central Slovakia). The most important findings were *Crataegus ovalis* Kit. (7th locality in Slovakia, cf. Baranec, 1986), *Rosa bohemica* H. Braun (1st locality in the county) and *Pyrus* × *amphigenea* Domin ex Dostalek. The research was supported by „VEGA 1/0246/13 Stratégie využitia vody xerofytnými drevinami a bylinami v urbanizovanom prostredí a krajine” project.



1. ábra *Crataegus ovalis* KIT. Budai-hegység, Makkosmária (fotó: KERÉNYI-NAGY)
Figure 1. *Crataegus ovalis* KIT. in Budai-Mauntains, Makkosmária (photo: KERÉNYI-NAGY)

TÉRBELI TALAJINFORMÁCIÓK KONVERZIÓJA ÉS REGIONALIZÁLÁSA ÉLŐHELY OSZTÁLYOK BECSLÉSÉHEZ

LABORCZI Annamária, BAKACSI Zsófia, SZABÓ József, PÁSZTOR László

MTA Agrártudományi Kutatóközpont Talajtani és Agrokémiai Intézet
Környezetinformatikai Osztály, 1022 Budapest, Herman Ottó út 15.
e-mail: laborczi@rissac.hu

Kulcsszavak: talajtan, térbeli talajinformáció, adat harmonizáció

Összefoglalás: A talajra vonatkozó térbeli információ igények nem minden esetben elégíthetők ki csupán a rendelkezésre álló adatok alapján. Közvetlen megfeleltetés híján csak bizonyos konverziók útján juthattunk a kérdéses helyszínekre vonatkozó megfelelő információhoz. Jelen munkánk során talajtani adatainkat egy élőhely-tipizálási kutatás számára alakítottuk át. Az első lépés az adott talaj kategóriák összehangolása a Digitális Kreybig Talajinformációs Rendszerrel (DKTIR). A kidolgozott megfeleltetési sablon szerint a gyakorlati megvalósítást egyrészt a DKTIR talajfolt szintű tulajdonságok területi leképezésével, másrészt a talajszelvény adatbázis térbeli kiterjesztésével (indikátor krigelés), majd ezek területi megoszlását számolva végeztük. Adott pontban leginkább valószínűsíthető kategóriát a legnagyobb területi aránnyal előforduló talajokra adtuk meg. Eredményként mintegy 3500 pontra elkészült a leginkább valószínűsíthető kategória (szik, homok, lösz, lúp, erdő-, öntés talaj) térkép, amely további kutatás egyik építőköve a kiemelt jelentőségű élőhelyek országos trendelemzésében.

Bevezetés

A talajra vonatkozó térbeli információk figyelembe vételére egyre növekvő mértékben mind hazai, mind nemzetközi szinten egyre sokrétűbb igény mutatkozik (PÁSZTOR et al. 2012) Az új mintavételezések magas költségei miatt egyre nagyobb szerepet kap a rendelkezésre álló információk mind alaposabb kiaknázása, noha a korábbi térképezések, felvételezések által szolgáltatott és az aktuálisan megkívánt információk nem minden esetben fedik egymást. A térképezések célja, illetve az annak idején elvégzett munka eredményeképpen született adatok direkt módon nem feltétlenül alkalmazhatók egy aktuálisan talajtani információkat igénylő problémakör kapcsán (SZABÓ et al. 2005).

Az MTA ATK TAKI Környezetinformatikai Osztály munkatársai is egyre több térbeli talajinformáció igénytel találkozhatnak, azonban a legtöbb esetben nem állnak rendelkezésre az adott feladatra azonnal felhasználható térképek. Ilyenkor elengedhetetlen a hozzáférhető – talajtani és egyéb környezeti – információk birtokában a talajtérkép újragondolása, és megfelelő talajtérkép, térbeli talajinformációs rendszer szerkesztése.

A természettudományok keretein belül az egyes tudományágak közötti kommunikáció mindig nagy kihívást jelent a kutatásban. Ezúttal az MTA Ökológiai Kutatóközpont Ökológiai és Botanikai Intézet (MTA ÖK ÖBI) munkatársai fordultak hozzánk ökológiai kutatáshoz szükséges térbeli talajtani információ igénytel.

Az MTA ÖK ÖBI részéről a végső cél Natura 2000 és egyéb kiemelt jelentőségű élőhelyek országos trendelemzése lesz. Random kijelölt kb. 5000 lokalitásban vizsgálják a jelenleg megtalálható élőhely típusokat, és retrospektív úton vezetnek végig az élőhely meglétét a múlt adott szakaszaira 150, illetve lehetőség szerint 240 évre visszamenőleg, történeti térképsorok segítségével. Olyan lokalitásokban, ahol az élőhely 50 vagy 100 éven belül semmisült meg, a pusztulás tényén kívül megbecsülik, hogy milyen típusú élőhely pusztult el az adott területen. Egyrészt ehhez van szükség talajadatokra. Másrészt, mivel nagyon sok helyszín van szó, nem kivitelezhető mindenhol a mai állapot terepi felmérése vagy ellenőrzése. Magyarország Élőhelyeinek Térképi Adatbázisában (MÉTA) csak 35 hektáros hatszögre vonatkozóan állnak rendelkezésre információk (MOLNÁR et al. 2007, LABORCZI et

al. 2008), jelen kutatásban pedig egy ponton kell becsülni az élőhely típusokat - ehhez járul hozzá többek között az általunk kidolgozott módszer.

Jelen dolgozatban értelmezett talaj "típusok" nem egyeznek meg a klasszikus értelemben vett, talajtanban használt típusokkal, inkább ökológiai megközelítésű kategóriák, melyekbe a talajok egyes diagnosztikai tulajdonság-kombinációk szerint sorolhatóak be. A kategóriákat az ökológusokkal kölcsönös egyeztetés során alakítottuk ki, úgy, hogy a *növények előfordulása szempontjából meghatározóak, és talajtani szempontból is elkülöníthetők legyenek*. Mivel közvetlenül nem lehetett megfeleltetni az igényt a rendelkezésünkre álló talajinformációval, ezért csak bizonyos konverziók útján juthattunk a kérdéses helyszínekre vonatkozó megfelelő információhoz.

Jelen dolgozatban egy konkrét (az MTA ÖK ÖBI által megfogalmazott) talajinformáció-igény kielégítése érdekében elvégzett folyamatot mutatunk be, annak megfogalmazásától a megfeleltetés kidolgozási folyamatán és az adatok konverzióján keresztül az eredménytérképekig.

Anyag és módszer

Munkánk során célul tűztük ki csaknem 4000 helyszínen (MÉTA hatszög középpontok) besorolását az adott pontban leginkább valószínűsíthető, illetve második legvalószínűbb talaj kategóriába az alábbiak közül: szik (erősen, gyengén, közepesen szikes), homok (futó vagy humuszos homok), lösz, lúp, erdőtalaj, öntés talaj. Az első lépés a rendelkezésre álló talajtani információk és ezen kategóriák elméleti megfeleltetésének kidolgozása volt.

Kiindulási adatbázisunk a Digitális Kreybig Talajinformációs Rendszer (DKTIR), amely a mindmáig egyetlen, az országot teljes egészében lefedő 1:25.000-es méretarányú Kreybig-féle Átnézetes Talajismereti Térképsorozat térinformatikai adaptációja és reambulációja alapján létrejövő, a mai kor követelményeit kielégítő, korszerű, dinamikus térinformatikai rendszer (SZABÓ et al. 2005). A talajfolt szinten kidolgozott fizikai és kémiai tulajdonságok mellett a talajszelvény adatbázisban egyéb – terepi és laboratóriumi – vizsgálati eredmények is rendelkezésre állnak. Az ökológusokkal való többszörös egyeztetés után az élőhelyi szempontú talaj kategóriák és a DKTIR között megfeleltetést dolgoztunk ki. A Kreybig-féle térképezés során nem felvételezett, érdemi talajinformációt nem tartalmazó pontokat (időszakosan vízállásos, vízjárta területek; erdők; tavak, nádasok, folyóvizek települések) kizártuk, ezek kieső pontok lettek.

A megfeleltetés során lehetőség szerint a DKTIR talajszelvény- és folttérképi adatbázisból is dolgoztunk (1. táblázat). A döntés a talajfoltokra vonatkozó információ esetében viszonylag egyszerűnek bizonyult. A talajszelvények esetében áttételesebben tudtunk következtetni a kategóriákra, amit a következőkben részletesebben is kifejtünk:

Lösz kategória („felső szint löszös”): azon szelvényeket soroltuk ide, melyekben a h=1 (felszíni szint) leírásában „lösz” kifejezés szerepel, és Magyarország Földtani Térképe (1:200.000, MFGI 2013) leírása alapján is lösz fordul elő.

Lúp2 kategória („lápi jelleg helyi szinten”): a h=1 (felszíni szint) leírásában „tőzeg” vagy „kotu” kifejezés szerepel.

Erdőtalaj kategória („hy alapján becsült agyagtartalom”): a hy alapján a Filep-Ferencz-féle összefüggéssel becsült agyagtartalom (FILEP és FERENCZ 1999) h₂/h₁ szintekre vonatkozó aránya alapján válogattuk le a valószínűsíthetően agyagbemosódásos szelvényeket.

Az elemzésből kizártuk azokat a szelvényeket:

- amelyekben a h_y érték elérte vagy meghaladta a 8,5-öt, mert ez a h_y érték (117 tőzegezes/kotus szint laboratóriumi adata alapján) már a szerves talajsziintekre volt jellemző vagy,
- amelyek szikes talajfoltra estek, mert a szikes talajszelvényekre is jellemző a textúra differenciáció vagy.
- amelyek terepi pozíciójából inkább öntés jellegre lehet következtetni („éralja”, „sík, lapos”, „mélyedés”).

Öntés kategória („öntés bélyeg alapján”): A h_y alapján becsült FAO textúra osztályok (coarse, medium, mediumfine, fine, very fine) szelvénybeli megjelenése alapján közelítettük a pontokban az öntés jelleg előfordulását (FAO 1995). Azt feltételezve, hogy az öntés jelleg a különböző textúrájú talajsziintek együttes szelvénybeli megjelenésében nyilvánul meg, leválogattuk azokat a szelvényeket melyekben a felszíni (h_1) és az alatta fekvő (h_2) szint textúrája különbözött.

Azoknál a szelvényeknél valószínűsítettük az „öntés” bélyeg megjelenését, amelyek terepi pozíciójából is öntés jellegre lehet következtetni („éralja”, „sík, lapos”, „mélyedés”).

A megfeleltetés elméleti kidolgozása után annak gyakorlati megvalósítására kerestünk megoldást. A rendelkezésre álló talajinformációk térbeli felbontásából adódó pontatlanság miatt a pontra lekérdezésnél lényegesen informatívabbnak tartottuk a pont 50 m sugarú környezetében történő vizsgálatot. Ezekre a körterületekre kérdeztük le a DKTIR folt adatbázis fizikai és kémiai tulajdonságainak területi megoszlását. Kieső pontnak tekintettük, ha a kör területének 12%-át meghaladta az időszakosan vízálló, vízjárta területek, erdők, tavak, nádasok, folyóvizek, illetve települések területének összege. E pontok kizárása után maradt végleges állományra (3504 db pont), szolgáltatunk talajtani információt. Az 1. táblázatnak megfelelően (DKTIR adattípus: folt) minden területi objektumhoz hozzákapcsoltuk az egyes DKTIR kategóriákhoz tartozó élőhelyi talajtípust.

Az erdőtalaj, az öntés talaj, a lúp és lösz élőhelyi talajtípushoz továbbá a DKTIR talajszelvény adatbázis területi kiterjesztésére volt szükség, amit indikátor krigeléssel valósítottunk meg. Az interpolált térképekre vonatkozóan szintén elvégeztük a pontok körüli 50 m sugarú körben a területi lekérdezést (1. táblázat DKTIR adattípus: szelvény).

Az indikátor krigelés egy nem-paraméteres, geostatistikai interpolációs eljárás, amelynek eredménye azt mondja meg, hogy egy interpolációs tér pontjaiban az indikátor érték mekkora valószínűséggel következhet be (ISAACS és SRIVASTAVA 1989, MARINONI 2003). Nem csupán bináris, hanem általában tetszőleges kategóriaváltozók regionalizálására hatékonyan használható interpolációs módszer. Ilyenkor kategóriánként van szükség az indikátor krigelési eljárás elvégzésére; a végeredmény pedig az egyes kategóriákra kapott eredmények közül maximum likelihood döntéssel származtatható. Mindezen tulajdonságai folytán a fent felsorolt esetekben a talajszelvényekre elérhető vagy származtatott információk térbeli kiterjesztésének megoldásához ideális eszköz.

A lúp és a lösz típusra így kétféleképpen is kaptunk eredményt, hiszen a folt adatbázisból már származtattunk rá adatot. A lösz típushoz a két érték közül a nagyobbikat tekintettük mérvadónak, a lúp típusnál megkülönböztetve hagytuk a folt adatbázis szerinti nagyobb területű lúpokot és a talajszelvény adatok alapján a helyi előfordulású lápi jellegű talajokat (láp1, láp2 nevű kategóriák).

Ily módon minden egyes típushoz tartozott már egy területi érték, ezeket átszámoltuk az 50 m sugarú körök területi százalékára. Végül meg kellett állapítanunk, hogy a százalékos értékek közül melyik a legnagyobb, és ez melyik típusnak az értéke: ez lett az adott pontban

legnagyobb valószínűséggel előforduló kategória. Lehetőség szerint a második legnagyobb értéket, és valószínűségi típust is megadtuk.

A megfeleltetéshez szükséges konverziókat, lekérdezéseket és a térkép szerkesztését ESRI környezetben, ArcGIS 10.1 szoftver segítségével végeztük, Spatial Analyst kiterjesztéssel.

1.táblázat Az élőhelyi talajtípusok és a Digitális Kreybig Talajinformációs Rendszer (DKTIR) közötti megfeleltetés

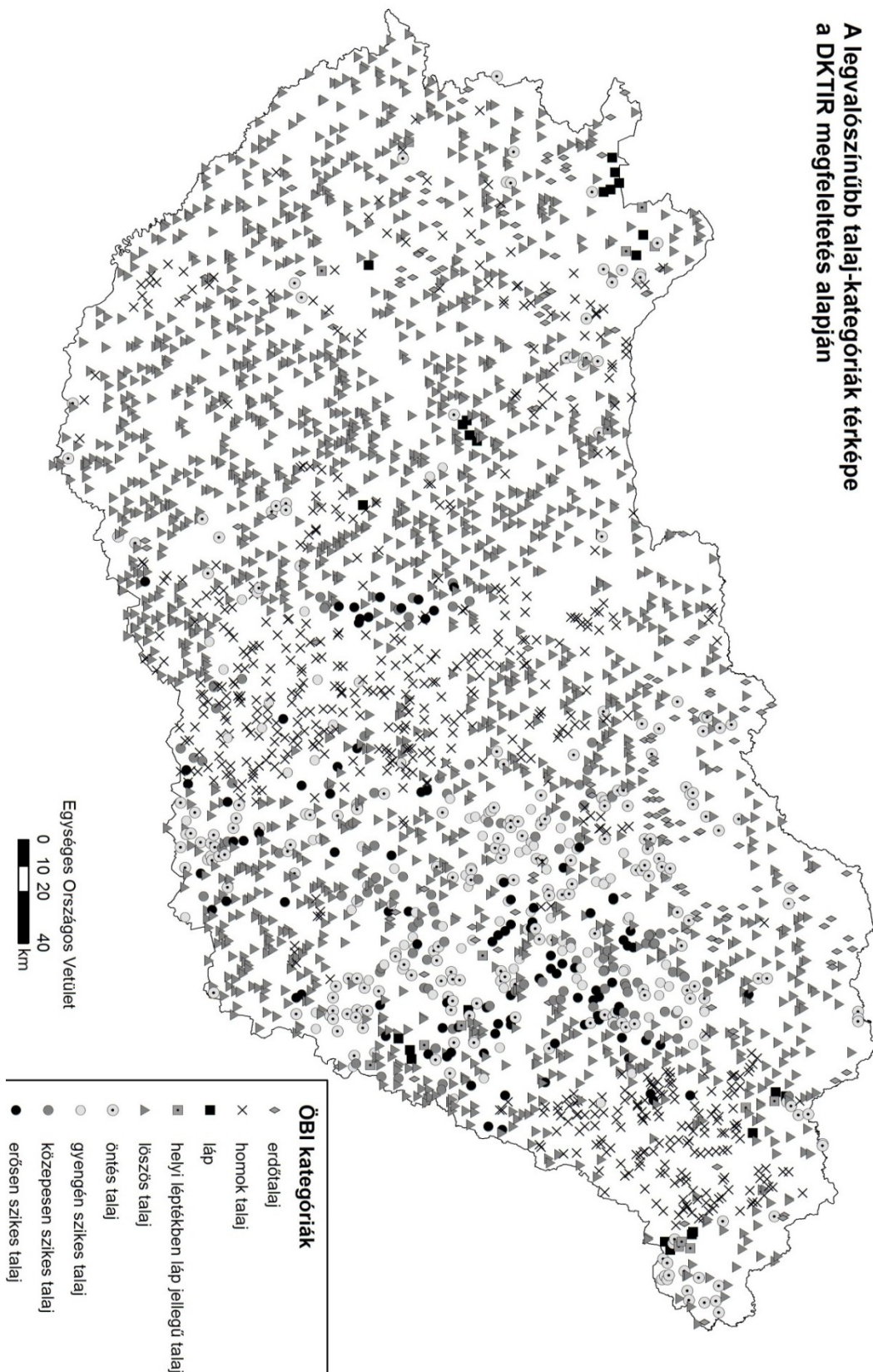
Table 1. Matching the categories of the Institute for Ecology and Botany and the Digital Kreybig Soil Information System (DKSIS)

élőhelyi talajtípusok	DKTIR adattípusa	DKTIR folt tulajdonsága	DKTIR kategória
szik1 (gyengén szikes)	Folt	kémiai	Szántóföldi művelésre alkalmas szikes talajok. Feltalajuk általában savanyú, mésszel többnyire javíthatók. A termőréteg vastagsága 50 cm vagy több.
szik2 (közepesen szikes)	Folt	kémiai	Szántóföldi művelésre kevésbé vagy feltételesen alkalmas szikes talajok. Mésszel feltételesen javíthatók. Termőréteg 30-50 cm.
szik3 (erősen szikes)	Folt	kémia	Szántóföldi művelésre alkalmatlan szikes talajok, mésszel nem javíthatók
homok	Folt	fizikai	Igen nagy vízvezetőképességű, gyengén víztartó talajok
		kémiai	Futóhomok (kémiailag nem jellemezhető)
lössz	Folt	fizikai	Jó víztartó és vízvezetőképességű talajok
	szelvény		„felső szint löszös”
láp1	folt	fizikai	Tőzeges talajok
láp2	szelvény		„lápi jelleg helyi szinten”
erdőtálat	szelvény		„hy alapján becsült agyagtartalom” szerint
öntés	szelvény		„öntés bélyeg alapján”

Eredmények és megvitatásuk

A fent ismertetett módon indikátor krigelés segítségével területi valószínűségi megoszlást készítettünk az erdőtalaj, az öntés talaj, a láp és lösz kategóriákra. Ez alapján elkészült a pontokra leginkább valószínűsíthető kategória térkép (1. ábra). A 3504 db pont közül 158 db-ra kevesebb mint 10% valószínűséget számoltunk, ezek a térképen nem szerepelnek.

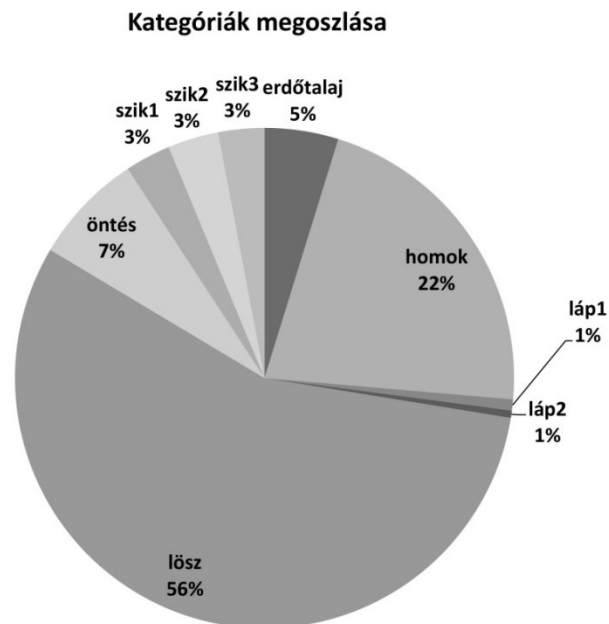
A legvalószínűbb talaj-kategóriák térképe a DKTIR megfeleltetés alapján



1. ábra A legvalószínűbb talaj kategóriák térképe a DKTIR megfeleltetés alapján
 Figure 1. The most probable soil categories according to the DKSIS matching

A legvalószínűbb talaj kategóriába sorolt helyszínek előfordulásának százalékos megoszlása a 2. ábrán látható. A diagram értelmezéséhez meg kell említeni, hogy a Kreybig-

féle térképezés során nem felvételezett, érdemi talajinformációt nem tartalmazó pontokat, így az erdőket is kizártuk, ezzel magyarázható az erdőtalaj kategória viszonylag alacsony, 5%-os aránya.



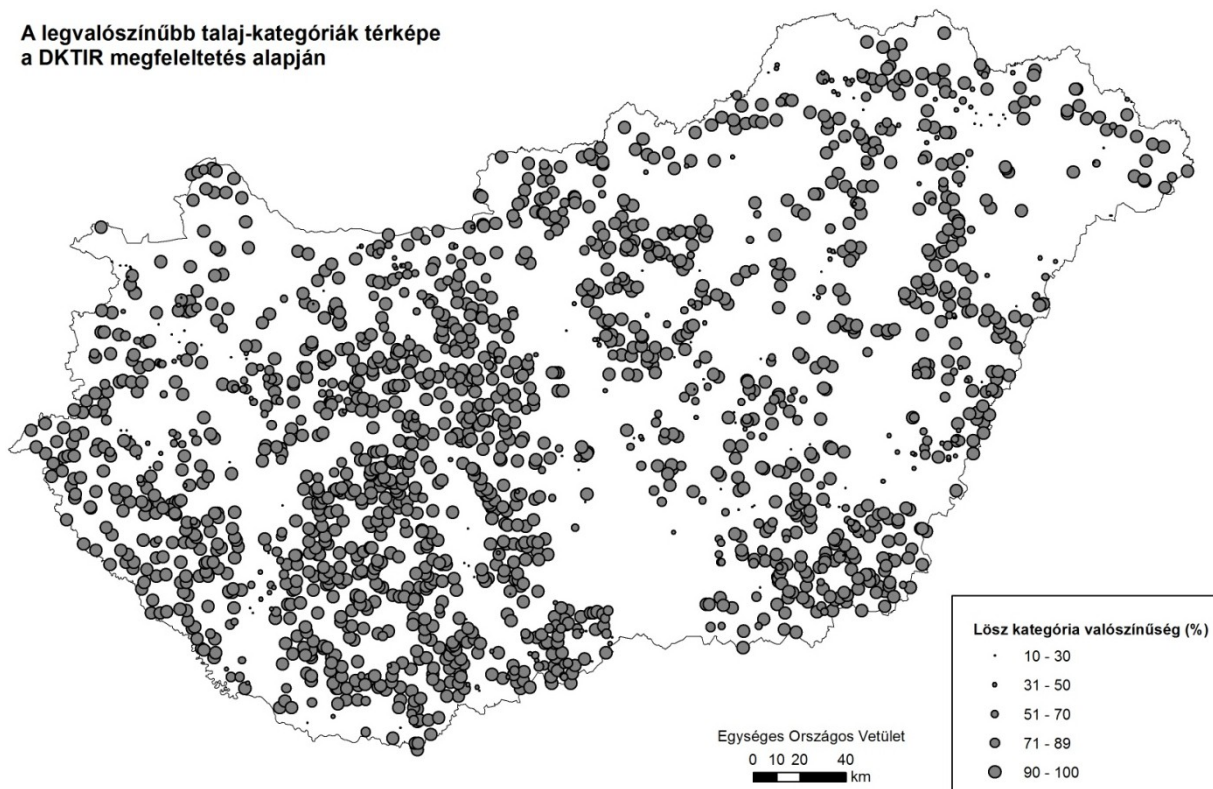
2. ábra A legvalószínűbb talaj kategóriába sorolt helyszínek előfordulásának százalékos megoszlása
 Figure 2. Occurrence percentage of the most probable soil categories

Jelenleg nem áll rendelkezésre olyan georeferált talajtani adatbázis, amellyel a pontadatok validálása megtörténhet. A jövőben új felvételezésen alapuló validálást tervezünk mintaterületi szinten, mivel országos léptékű munkára reális lehetőséget jelenleg nem látunk.

Az alábbiakban közöljük az eredmények kategóriánkénti térképeit. A lösz besorolás bizonyult a leggyakoribb kategóriának 1874 darabbal (3. ábra), majd a homok (722 db, 4. ábra), az öntés (241 db, 5. ábra), az erdő- (160 db, 6. ábra), a közepesen szikes (110 db, 7. ábra), erősen szikes (100 db, 8. ábra), gyengén szikes (99 db, 9. ábra), a lép (24 db, 10. ábra), végül a legkevesebb a helyi lápos jellegű (16 db, 11. ábra) talajok.

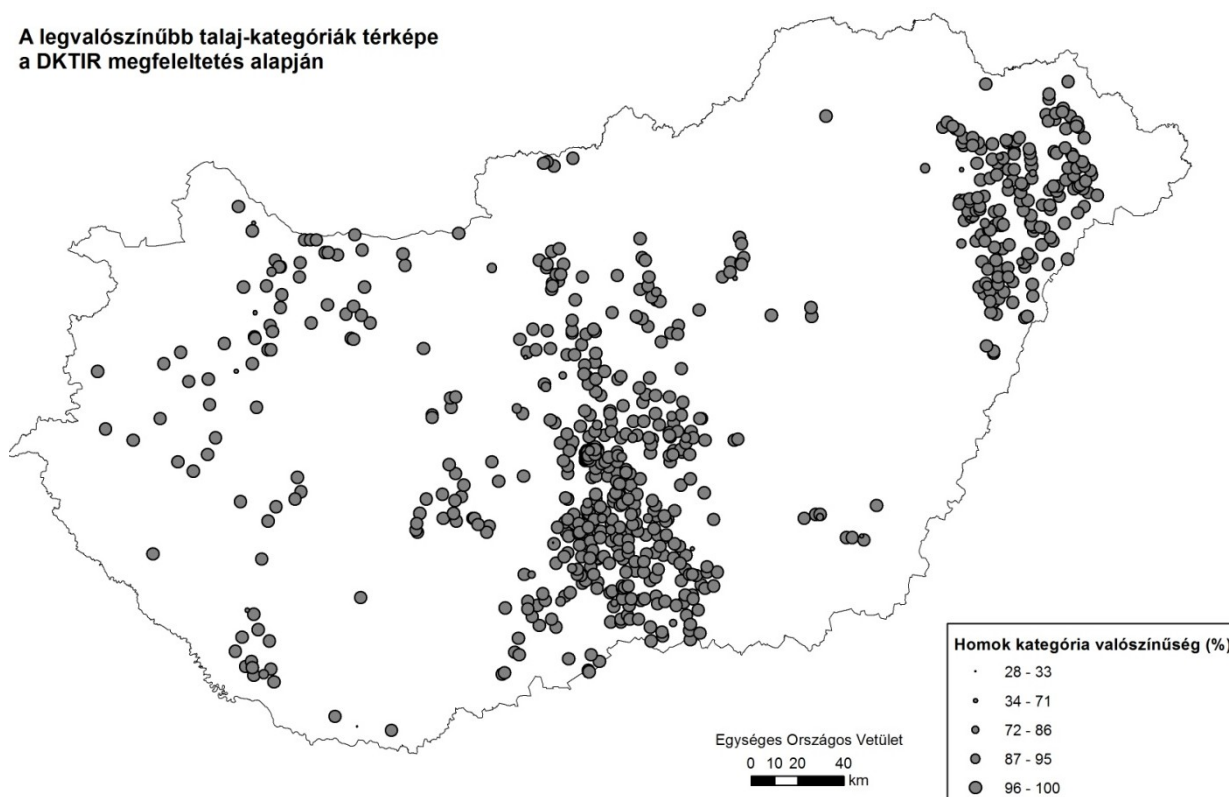
Munkánk során kidolgozott térbeli információk a bevezetés fejezetben ismertett ökológiai kutatás bemenő adatát képezik, kiemelt jelentőségű élőhelyek országos trendelemzése céljából.

A legvalószínűbb talaj-kategóriák térképe a DKTIR megfeleltetés alapján



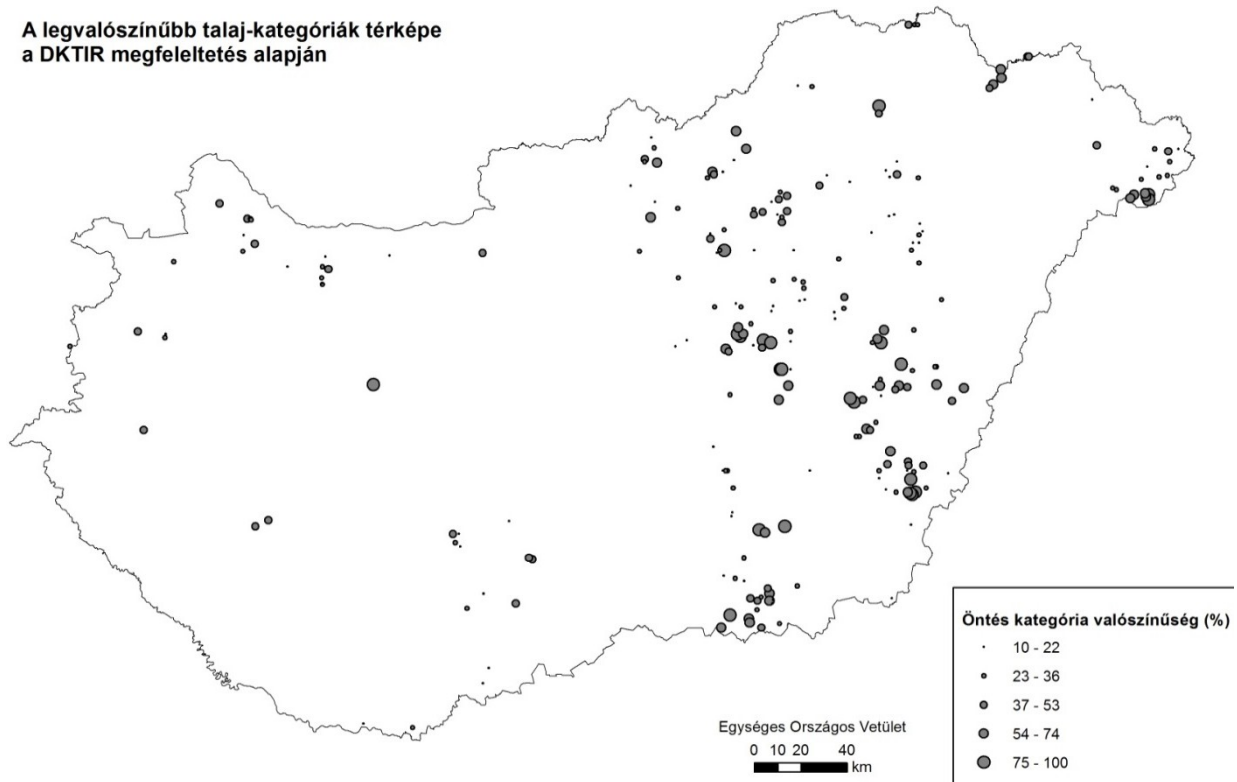
3. ábra Löss kategória valószínűségi megoszlása
 Figure 3. Distribution of probability of the 'loess' category

A legvalószínűbb talaj-kategóriák térképe a DKTIR megfeleltetés alapján



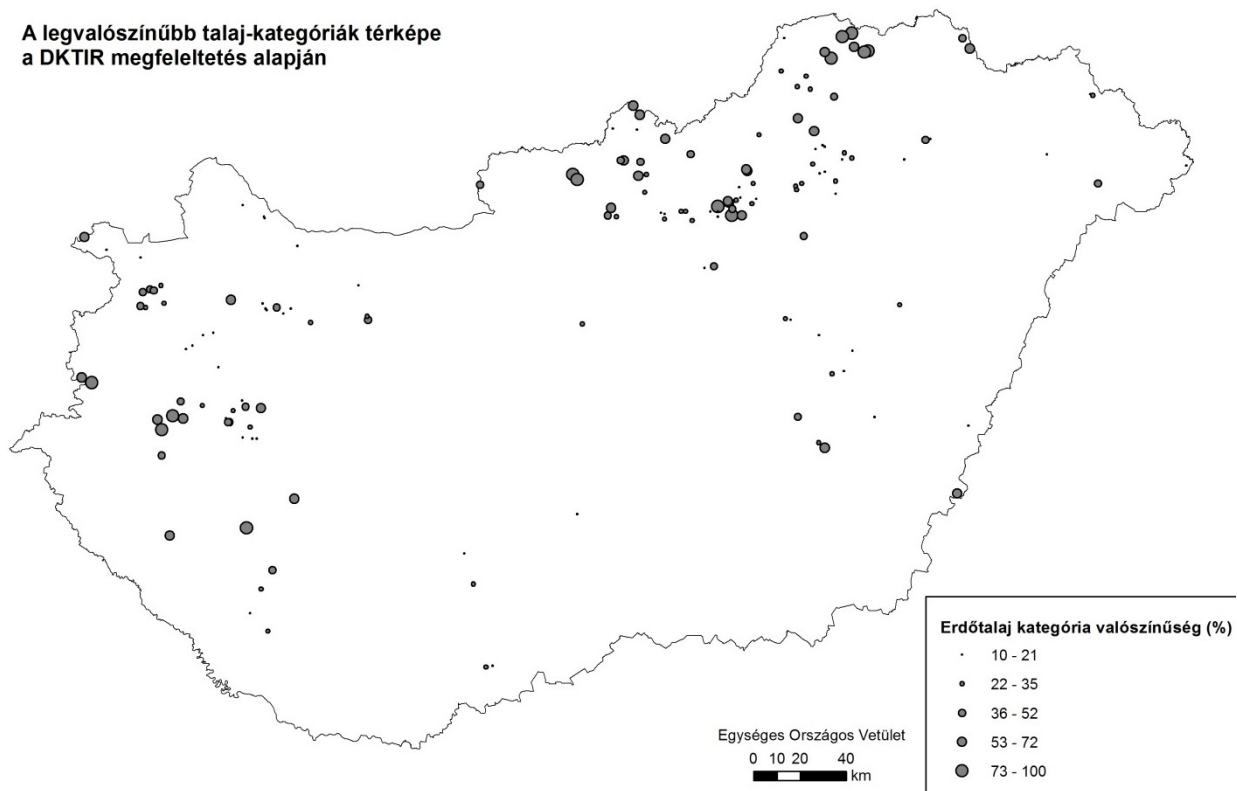
4. ábra Homok kategória valószínűségi megoszlása
 Figure 4. Distribution of probability of the 'sand' category

A legvalószínűbb talaj-kategóriák térképe
a DKTIR megfeleltetés alapján



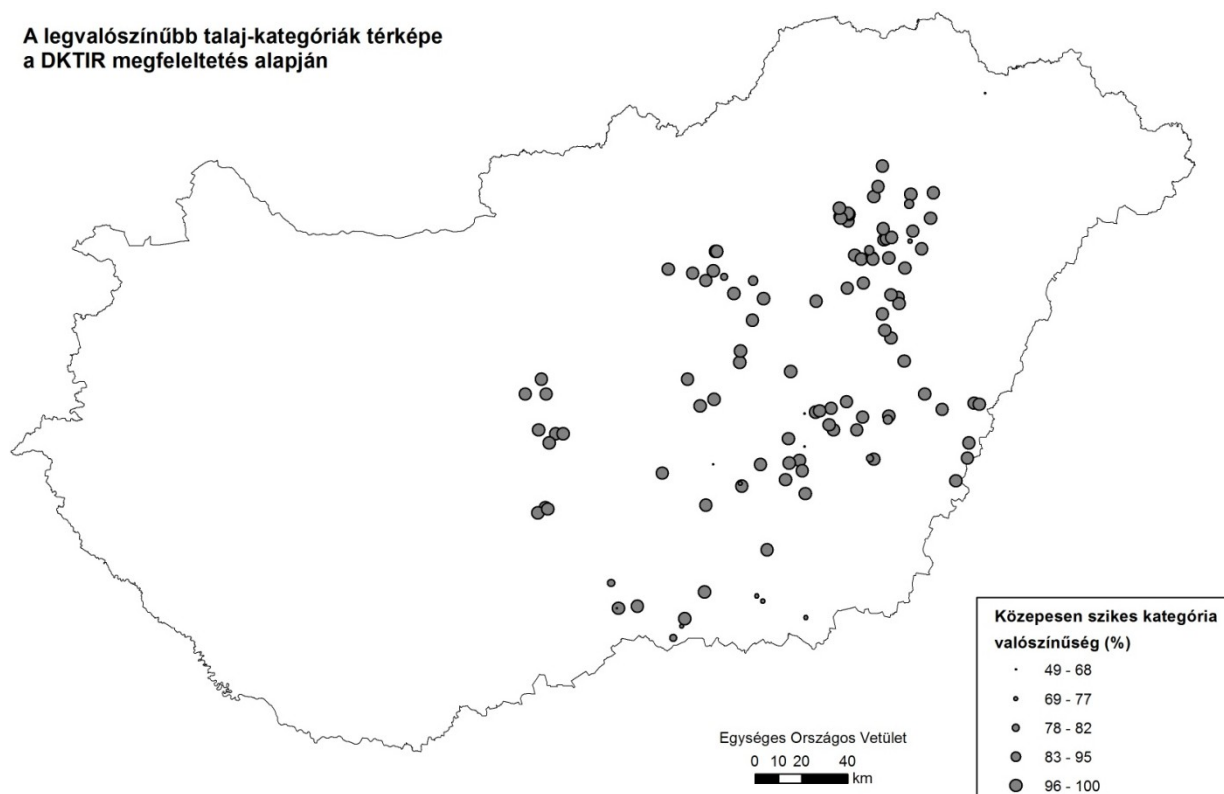
5. ábra Öntés kategória valószínűségi megoszlása
Figure 5. Distribution of probability of the 'alluvial' category

A legvalószínűbb talaj-kategóriák térképe
a DKTIR megfeleltetés alapján



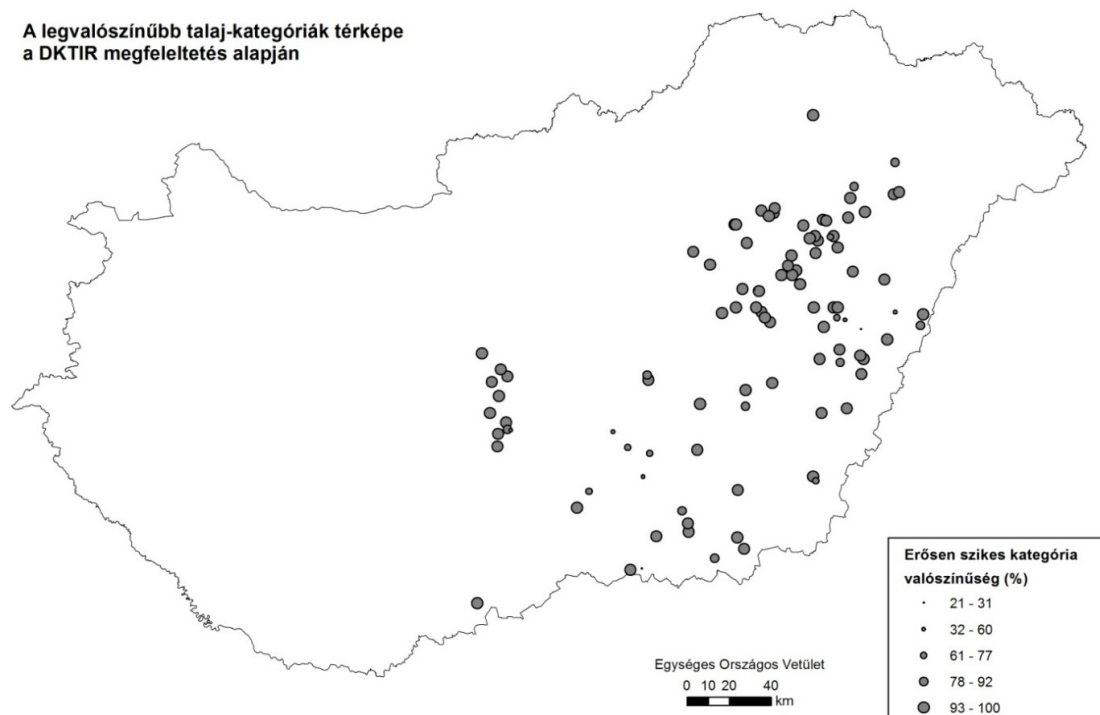
6. ábra Erdőtalaj kategória valószínűségi megoszlása
Figure 6. Distribution of probability of the 'forest' category

A legvalószínűbb talaj-kategóriák térképe
a DKTIR megfeleltetés alapján



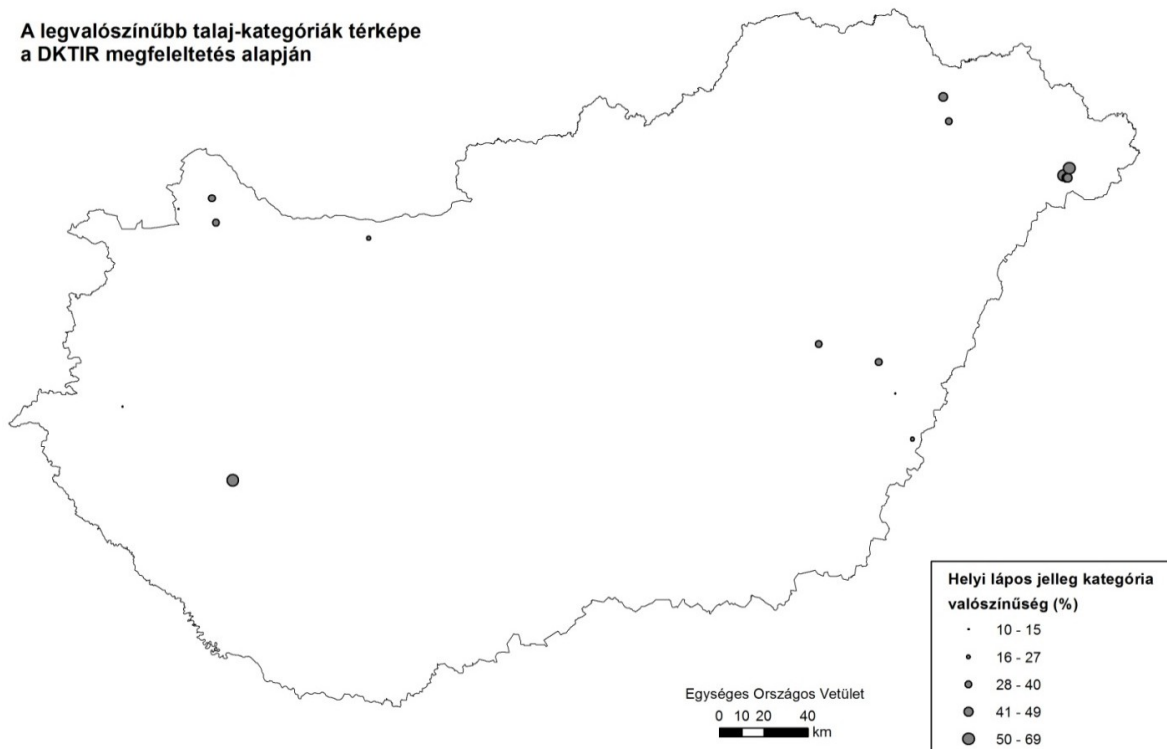
7. ábra Közepesen szikes kategória valószínűségi megoszlása
Figure 7. Distribution of probability of the 'moderately saline' category

A legvalószínűbb talaj-kategóriák térképe
a DKTIR megfeleltetés alapján



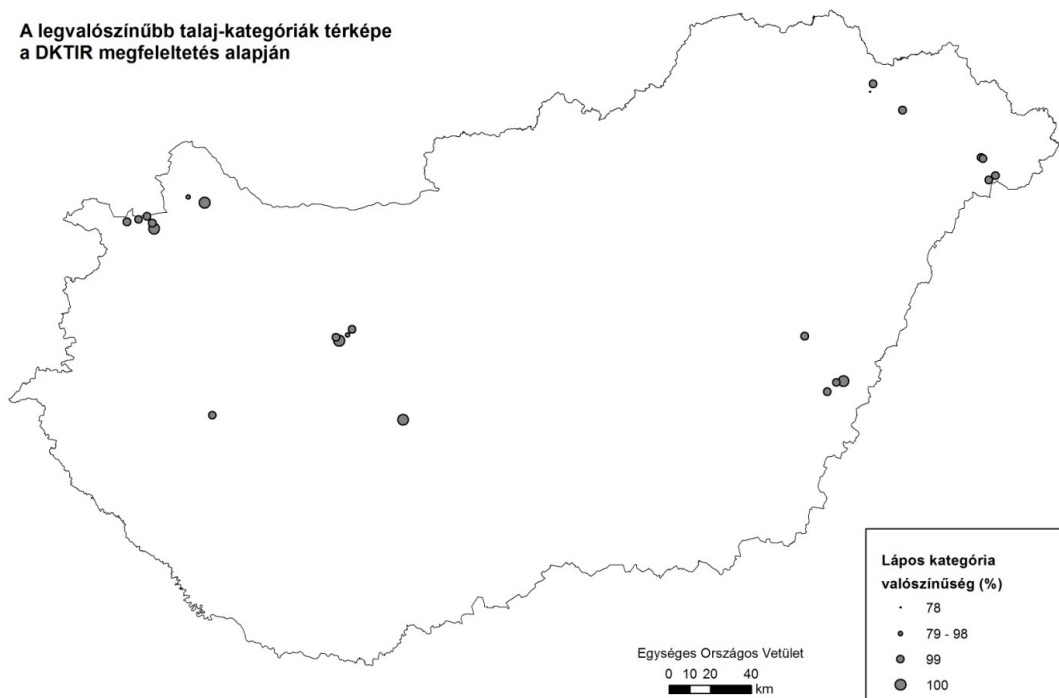
8. ábra Erősen szikes kategória valószínűségi megoszlása
Figure 8. Distribution of probability of the 'highly saline' category

A legvalószínűbb talaj-kategóriák térképe
a DKTIR megfeleltetés alapján



9.ábra Helyi lápos jellegű kategória valószínűségi megoszlása
Figure 9. Distribution of probability of the 'locally peaty' category

A legvalószínűbb talaj-kategóriák térképe
a DKTIR megfeleltetés alapján



10.ábra Lápos kategória valószínűségi megoszlása
Figure 10. Distribution of probability of the 'peaty' category

Köszönetnyilvánítás

A kutatást a K105167 sz. OTKA pályázat, a Bolyai Kutatási Ösztöndíj Program, valamint az MTA ÖK „A fenntartható természetvédelem megalapozása magyarországi Natura 2000 területeken”, című, Svájci-Magyar Együttműködési Programja (projekt száma: SH/4/8) támogatta.

Irodalom

- FAO 1995: Digital soil map of the world and derived soil properties. Version 3.5. FAO, Rome, Italy.
- FILEP GY., FERENCZ G. 1999: Javaslat a magyarországi talajok szemcseösszetétel szerinti osztályozásának pontosítására. *Agrokémia és Talajtan* 48 (3-4): 305-320.
- ISAAKS E. H., SRIVASTAVA R. M. 1989: An introduction to applied geostatistics. Oxford Univ. Press, New York, Oxford.
- LABORCZI A., PÁSZTOR L., SZABÓ J., BAKACSI ZS., DOMBOS M. 2008: Pedological Support of the Landscape-Ecological Mapping of Hungary. *Cereal Research Communications (Suppl.)* 36: 503-506.
- MARIONI O. 2003: Improving geological models using a combined ordinary-indicator-kriging approach. *Engineering Geology* 69: 37-45.
- MFGI 2013: Magyarország 1:200 000 méretarányú földtani térképe. Magyar Földtani és Geofizikai Intézet <http://loczy.mfgi.hu/atlasz200/>
- MOLNÁR ZS., S. BARTHA, T. SEREGÉLYES, E. ILLYÉS, Z. BOTTA-DUKÁT, G. TÍMÁR, F. HORVÁTH, A. RÉVÉSZ, A. KUN, J. BÖLÖNI, M. BIRÓ, L. BODONCZI, Á. J. DEÁK, P. FOGARASI, A. HORVÁTH, I. ISÉPY, L. KARAS, F. KECSKÉS, CS. MOLNÁR, A. ORTMANN-NÉ AJKAI, SZ. RÉV 2007: A grid-based, satellite-image supported multi-attributed vegetation mapping method (MÉTA), *Folia Geobotanica* 42: 225-247.
- PÁSZTOR L., SZABÓ J., BAKACSI ZS., LABORCZI A. 2013: Elaboration and applications of spatial soil information systems and digital soil mapping at Research Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry of the Hungarian Academy of Sciences. *Geocarto International* 28(1): 13-27.
- SZABÓ J., PÁSZTOR L., BAKACSI ZS. 2005: Egy országos, átnézetes, térbeli talajinformációs rendszer kiépítésének igénye, lehetőségei és lépései. *Agrokémia és Talajtan* 54 (1-2): 41-58.

CONVERSION AND REGIONALIZATION OF SPATIAL SOIL INFORMATION TO
ESTIMATE ECOLOGICAL HABITAT CLASSES

A. LABORCZI, ZS. BAKACSI, J. SZABÓ, L. PÁSZTOR

Institute for Soil Sciences and Agricultural Chemistry, Centre for Agricultural Research, Hungarian Academy of Sciences; Department of Environmental Informatics
H-1022 Budapest, Herman Ottó út 15.
e-mail: laborczi@rissac.hu

Keywords: soil, spatial soil information, data harmonization

Demands on soil information rarely can be fulfilled directly by available data. In our present work the available soil information have been harmonized with required data to ecological-related research. The harmonization could not be achieved directly, therefore some conversions had to be made to get the proper information to more than 3000 spots. The first step was to elaborate the method of matching between the Digital Kreybig Soil Information System (DKSIS) and the required categories. The practical implementation according to this model was on the one hand spatial query for polygon data of DKSIS. On the other hand we derived maps by indicator kriging from soil profile data, and the spatial query has been executed to these maps. More than 3000 spots have been classified into the most probable categories (saline, sand, loess, peaty, forest, alluvial) according to the maximum proportion of the calculated area values. The newly elaborated results will be a basis of further nationwide ecological researches.

PLANT COMMUNITIES OF *CAREX DIVISA* HUDS. IN SLOVAKIA: PAST AND PRESENT

Zuzana MELEČKOVÁ¹, Daniel DÍTĚ¹, Pavol ELIÁŠ JR.²

¹Institute of Botany, Slovak Academy of Sciences, Dúbravská cesta 9, 845 23, Bratislava, Slovakia

²Department of Botany, Slovak University of Agriculture, Tr. A. Hlinku 2, 949 76 Nitra, Slovakia
e-mail: zuzana.meleckova@savba.sk

Keywords: *Carex divisa*, halophytes, saline meadows, phytosociology, Podunajská nížina Lowland

Summary: Occurrence of *Carex divisa* is very rare in Slovakia, it is known only from the warmest areas of the Podunajská nížina Lowland, where is the northern limit of its distribution range. The species was historically documented in three associations of the *Juncion gerardii* alliance: *Scorzonero parviflorae-Juncetum gerardii*, *Agrostio-Caricetum distantis* and *Caricetum divisae*. The species at the present occurs in altered ruderalised vegetation developed on drained and damaged, formerly saline habitats. Therefore, currently sampled vegetation with the occurrence of the species cannot be clearly attributed to any particular association. We have found very scatter, depleted fragments of *Agrostio-Caricetum distantis* and *Caricetum divisae* associations, but we have not confirmed *C. divisa* in the association of *Scorzonero parviflorae-Juncetum gerardii* since the association has vanished in Slovakia.

Introduction

Carex divisa Huds. is a meridionale-west- Eurasian element with subcontinental character of distribution (HOLUB and GRULICH 1999). The species has its centre of distribution range in the Mediterranean region from the Iberian Peninsula to Asia Minor, including the North African coast. In Europe, the occurrence of *C. divisa* extends north along the Atlantic coast in Belgium, the Netherlands and the British Isles, in Central Europe it is known in Austria, Slovakia and Hungary, and it extends to the east to the Black Sea Region (Romania, Bulgaria and Crimea). Furthermore, the species occupies area of the Middle East and extends also into the Caucasus (CASPER and KRAUSCH 1980, SCHULZE-MOTEL 1980, EGOROVA 1999). As alien it was found in North America and New Zealand (BALL and REZNICEK 2002).

In central Europe, at the northern limit of its distribution range, *Carex divisa* grows on poorly drained swampy pastures and wet saline meadows, but it is also typical to human-influenced habitats in ditches or along drainage canals. Habitats are usually flooded in the spring and dried in the summer. It requires dense, clay loam to sandy loam, always at least slightly salty soils adequately supplied with silt and nitrogen (DOSTÁL 1989, HOLUB and GRULICH 1999).

In Slovakia, *Carex divisa* was always known as a rare sedge species; it has been widespread only in the warmest areas of the Podunajská nížina Lowland (the Slovak part of Kisalföld). Since several historical sites disappeared (HOLUB and GRULICH 1999), it is evaluated as critically endangered and protected by law (FERÁKOVÁ et al. 2001). There were published only a small amount of phytosociological relevés of *Carex divisa* vegetation from Slovakia in the literature. The only available relevés were published by VICHEREK (1973) in his hitherto most comprehensive work on the salt steppes and meadows of the former Czechoslovakia. The author reported *C. divisa* within the alliance of *Juncion gerardii*

Wendelberger 1943 belonging to the class *Scorzonera-Juncetea gerardii* (VICHEREK 1973) GOLUB et al. 2001.

Juncion gerardii alliance associates halophytic and sub-halophytic plant communities occurring in warm lowland areas, which include several species of wet grasslands and pastures (BORHIDI 2003). Stands are usually consist of two- to three layers, plants with hemicryptophytic living form, as tufted grasses and other creeping or rhizomatous herbs dominate (ŠUMBEROVÁ et al. 2007). They are closely related to plant communities of brackish water marshes, especially to the association of *Astero pannonici-Bolboschoenetum compacti* Hejný et Vicherek ex Ořahel'ová et Valachovič 2001 (OŘAHELOVÁ et al. 2001) and also to low-lying alluvial meadows of the *Deschampsion cespitosae* Horvatić 1930 alliance (syn. *Agrostion albae* Soó 1933) developed on moderate alkaline soils. According to VICHEREK (1962, 1965) it is also related to halophytic vegetation of alliances of *Puccinellion limosae* and *Festucion pseudovinae*. Distribution range of the *Juncion gerardii* alliance is associated to areas with significant influence of continental climate, it extends from the middle part of the river Ural (GOLUB et al. 2003), throughout Ukraine (DUBYNA et al. 2007), Bulgaria (ELIÁŠ et al. 2013), Romania (POP 2002, SANDA et al. 2008) and Hungary (MOLNÁR and BORHIDI 2003), to the northwest in Austria (WENDELBERGER 1943, 1950, MUCINA 1993) and South Moravia (VICHEREK 1962, 1973, ŠUMBEROVÁ et al. 2007). The alliance includes several associations (Wendelberger 1943, SLAVNIĆ 1948, VICHEREK 1973, MUCINA 1993, MOLNÁR and BORHIDI 2003); three of them have been documented in Slovakia: *Scorzonero parviflorae-Juncetum gerardii* Wendelberger 1943 *Agrostio-Caricetum distantis* Soó 1939 and *Caricetum divisae* SLAVNIĆ 1948. Occurrence of *Carex divisa* was historically reported in all this communities (VICHEREK 1973).

In this paper we present the results of our survey of existing vegetation residues of *Carex divisa* in Slovakia and their coenological evaluation comparing with published data.

Materials and methods

The research was conducted during 2007-2013 in the phytogeographical region of the Podunajská nížina Lowland. The phytosociological relevés were sampled according to the Zürich-Montpellier approach using the adapted nine-grade Braun-Blanquet's scale (BARKMAN et al. 1964). Nomenclature of flowering plants follows MARHOLD and HINDÁK (1998) and the names of syntaxa follow ŠUMBEROVÁ et al. (2007), communities not included in above mentioned reference are published with author abbreviations. The map was designed by program ArcGis 9.2, coordinates of localities were obtained during field research using GPS equipment. Phytogeographical divisions of FUTÁK (1980) are also used.

Results and discussion

During the field survey in the years 2007-2013 we have found *Carex divisa* in a few remaining residual fragments of saline habitats in the surroundings of villages Búč, Pribeta, Tvrdošovce, Jatov, and Močenok (Figure 1.). *Carex divisa* stands are significantly altered in most cases, enriched by several ruderal or mesophilic species, deprived of the most characteristic, especially halophytic species (Table 1.).

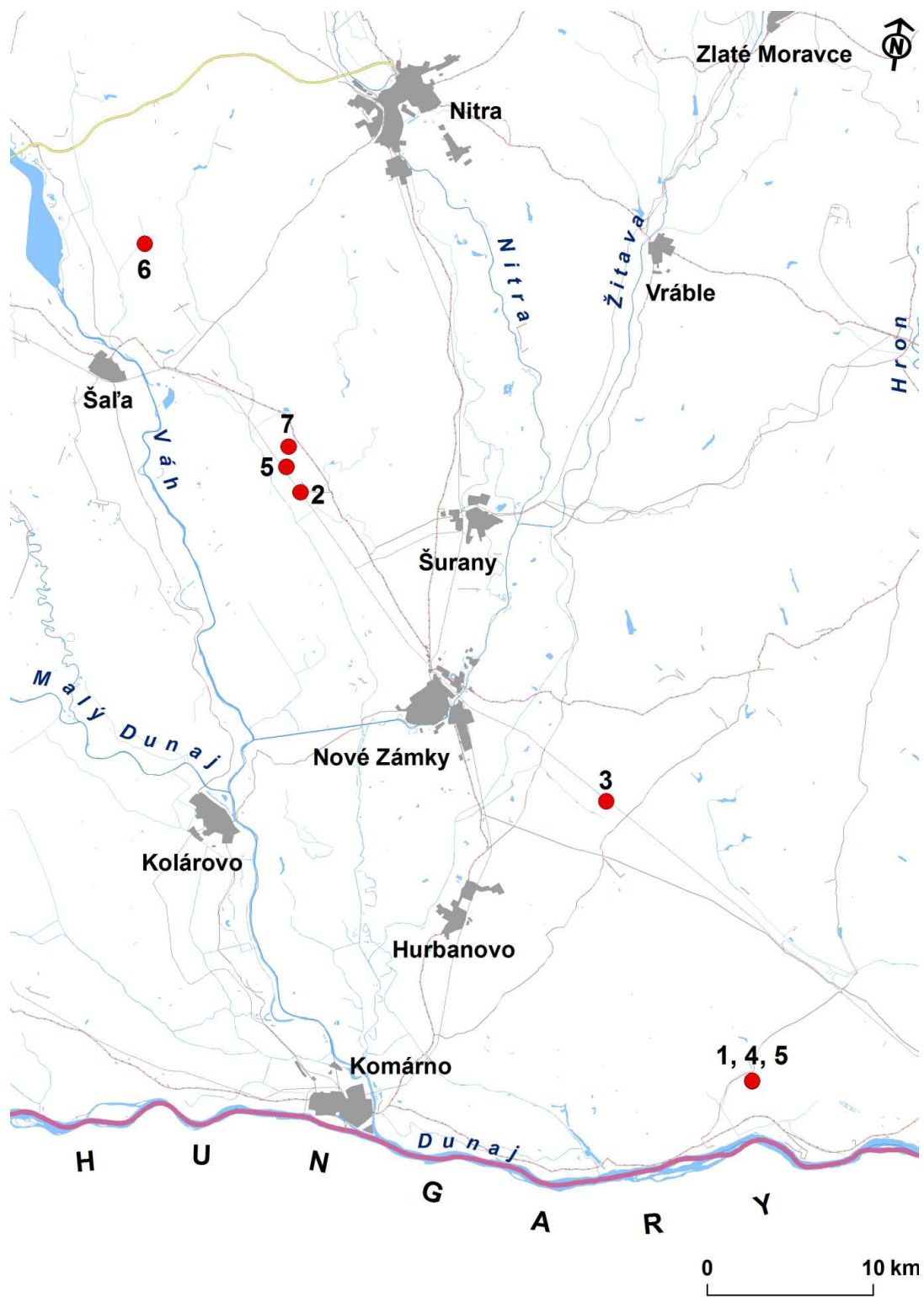


Figure 1. Distribution map of *Carex divisa* in Slovakia
1. Ábra A *Carex divisa* elterjedése Szlovákiában

Table 1. Synoptic table of communities with the occurrence of *Carex divisa* from Slovakia
 1. táblázat A szlovákiai *Carex divisa* előfordulások összefoglaló cönológiai táblázata

Number of relevé	1	2	3	4	5	6	7	8
Area of relevé m ²	16	16	16	16	16	16	16	16
cover E ₁	70	98	80	70	90	70	70	70
cover E ₀	0	0	0	3	5	0	2	0
<i>Potentilla anserina</i>	1	+	.	.	1	.	+	.
<i>Pastinaca sativa</i>	+	.	+	+	.	+	.	+
<i>Carex divisa</i>	4	b	b	3	b	a	b	b
<i>Phalaris arundinacea</i>	1	.	a
<i>Agrostis stolonifera</i>	.	4	.	.	1	.	a	.
<i>Cynodon dactylon</i>	.	+	.	.	.	+	.	+
<i>Inula britannica</i>	.	.	a	1	.	.	1	.
<i>Potentilla reptans</i>	.	.	a	.	a	.	.	1
<i>Carex distans</i>	.	.	.	b	3	+	+	+
<i>Cirsium arvense</i>	.	.	.	+	.	.	r	1
<i>Drepanocladus aduncus</i>	.	.	.	1	a	.	1	.
<i>Ranunculus repens</i>	a	1	.	+
<i>Althaea officinalis</i>	.	.	.	+	.	+	1	.
<i>Poa angustifolia</i>	1	b	b
<i>Elytrigia repens</i>	.	+	.	.	.	1	1	1
<i>Convolvulus arvensis</i>	+	.	+
<i>Daucus carota</i>	+	.	+
<i>Carduus acanthoides</i>	+	+	.
<i>Carex praecox</i>	+	1	.
<i>Galium verum</i>	a	.	+
<i>Carex hirta</i>	1	.	.	.	1	.	.	.
<i>Juncus compressus</i>	.	1	a	.
<i>Alopecurus pratensis</i>	.	.	1	+
<i>Lathyrus tuberosus</i>	.	.	+	1
<i>Eleocharis uniglumis</i>	.	.	1	.	1	.	.	.
<i>Festuca arundinacea</i>	.	.	.	1	.	.	.	1
<i>Trifolium pratense</i>	1	.	1	.
<i>Carex vulpina</i>	1	+	.	.
<i>Achillea millefolium</i>	.	.	.	+	.	.	.	a
<i>Rumex crispus</i>	+	r

Localities of relevés No:

1. Búč, road ditch south from the village, 18°26'41.3''; 47°47'49.0'', 106 m a. s. l., 15. 5. 2011. 2. Tvrdošovce, temporary flooded former football field, 18°02'28.1''; 48°05'36.4'', 112 m a. s. l., 12. 9. 2011. 3. Pribeta, Mikuláš farmstead, ditch along rails, 18°02'28.1''; 47°56'28.0'', 113 m a. s. l., 15. 5. 2013. 4., 5., Búč, Búčske slanisko Nature Reserve, shallow mowed depression in eastern part of the site, 18°26'41.2''; 47°47'49.2'', 106 m a. s. l., 15. 5. 2011. 6. Tvrdošovce, Panské lúky site, left bank of the drainage channel, 18°01'40.0''; 48°06'23.8'', 113 m a. s. l., 20. 5. 2012. 7. Močenok, Siky farmstead, periodically flooded edge of saline pastures, 17°53'51.4''; 48°13'12.7'', 115 m a. s. l., 10. 6. 2013. 8. Jatov, abandoned remnants of saline meadows SW from the village, 18°01'41.5''; 48°07'03.4'', 118 m a. s. l., 15. 5. 2012.

Species recorded in one relevé only:

Mentha aquatica **1** (1), *Lycopus europaeus* **2a** (1), *Ranunculus sardous* + (1), *Bolboschoenus maritimus* agg. + (2), *Atriplex prostrata* **r** (2), *Typha latifolia* + (2), *Juncus articulatus* **1** (2), *Phragmites australis* **1** (3), *Poa pratensis* **2a** (3), *Carex tomentosa* **2b** (3), *Taraxacum* sect. *Palustria* **1** (4), *Carex riparia* **2a** (4), *Ranunculus acris* + (4), *Poa trivialis* **1** (5), *Plantago major* subsp. *winteri* **1** (5), *Apium repens* + (5), *Sonchus arvensis* **2b** (6), *Asparagus officinalis* **r** (6), *Cardaria draba* + (6), *Dactylis glomerata* + (6), *Lotus tenuis* **1** (7), *Trifolium repens* + (7), *Carex melanostachya* **1** (7), *Epilobium tetragonum* + (8), *Taraxacum* sect. *Ruderalia* **r** (8), *Jacea pratensis* **2a** (8), *Calamagrostis epigejos* + (8), *Senecio jacobaea* + (8), *Linaria vulgaris* + (8), *Tetragonolobus maritimus* **1** (8), *Knautia arvensis* + (8), *Euphorbia esula* + (8), *Festuca rupicola* + (8), *Plantago lanceolata* **r** (8), *Arrhenatherum elatius* + (8), *Festuca pseudovina* + (8), *Myosotis ramosissima* + (8), *Odontites vernus* + (8), *Lotus corniculatus* **r** (8), *Rhinanthus minor* + (8).

South from the village Búč in a road ditch, we have found coenologically ambivalent stands with high abundance of *Carex divisa* (50-75%), which is typical for the *Caricetum divisae* association (Table 1, relevé 1). However, there is a lack of the most characteristic species of the association. Similarly, relevés 4 and 5 (see Table 1.) sampled in the Búčske slanisko Nature Reserve represent altered vegetation of *Caricetum divisae* directed now rather to depleted vegetation of *Agrostio-Caricetum distantis* association. *C. divisa* stands are here developed in shallow, occasionally flooded large depression in drained and desalinized habitat on sandy soil. The vegetation although represent the richest known population of the species in Slovakia.

Regarding other existing locations (Pribeta, Tvrdošovce, Jatov, Močenok), the vegetation consists of a mixture of species of mesophilic grasslands (e.g. *Carex praecox*, *Daucus carota*, *Festuca arundinacea*), species tolerant to low salt content in the soil (e.g. *Althea officinalis*, *Cynodon dactylon*, *Pastinaca sativa*, *Potentilla anserina*) and ruderal taxa as *Cirsium arvense*, *Carduus acanthoides* and *Elymus repens*. This vegetation among the similar wet meadows is relatively species-poor, includes 10 to 25 species per relevé. The exception is relevé 8 (Table 1), where we sampled *C. divisa* in a last year ploughed fragment of saline habitat, surrounded by intensive farmland. On the size of 16 m², 35 species of vascular plants were recorded; mesic grassland species were in a large proportion, but with minimal coverage. The common feature of each remaining occurrence is the fact that all recorded localities were largely extended saline habitats in the past, which today remained only in scattered fragments. Except *C. divisa*, only few other species (mainly subhalophytes) indicates the reduced soil salinity.

VICHEREK (1973) published 10 relevés of *Caricetum divisae* from the surrounding of villages of Búč and Mužla. *C. divisa* reaches here high abundance (50–) 75 – 100%. In addition, he recorded a very rare occurrence of the species with low cover in the *Scorzonero parviflorae-Juncetum gerardii* association north from Štúrovo near settlements of Kamenný Most and Diva. VICHEREK (l. c.) also published a single relevé with the presence of the species with low cover in the phytosociological table of the association of *Agrostio-Caricetum distantis* in saline wet meadows from the same region near the village of Kamenín. Compared with the published relevés from Slovakia in the past (see VICHEREK 1973), currently we have not recorded typical vegetation of *C. divisa* clearly allocable to any of the associations of the *Juncion gerardii* alliance.

Several authors (OSVAČILOVÁ and SVOBODOVÁ 1961, VICHEREK, 1973) reports the association of *Scorzonera parviflorae-Juncetum gerardii* from more sites between settlements of Komárno and Štúrovo (Kamenín, Kamenný Most, Diva, Gbelce, Kravany nad Dunajom, Hájske and Močenok), now these occurrences have disappeared (ELIÁŠ jun., DÍTĚ and MELEČKOVÁ ined.). The most extensive areas of this vegetation are north of Štúrovo, which were published later as well (SVOBODOVÁ and ŘEHOŘEK 1988, without relevés), but recently it was not confirmed. Similarly, we have neither confirmed the occurrence of *Carex divisa* in this area together with other species of this association such as *Scorzonera parviflora* or *Triglochin maritima*. Therefore, we believe that the association is extinct in Slovakia. The closest stands are relatively still preserved in a small area of Töltéstava near the city of Győr (SCHMIDT 2007) where the vegetation with typical species can be considered as *Scorzonera parviflorae-Juncetum gerardii* (DÍTĚ and MELEČKOVÁ 2012 ined.).

Concerning other association of *Juncion gerardii* with the presence of *Carex divisa*, *Agrostio-Caricetum distantis* still preserves stands relatively alike to *Caricetum divisae*. This community is in fact very heterogeneous (SLAVNÍČ 1948, MUCINA 1993) due to the wide ecological variability such water regime, nutrients and salinity; seven subassociations were described within its distribution range (BOZÓ 1993), while in Slovakia there were distinguished two (VICHEREK 1973). Currently recorded stands near the village of Búč (relevés 4 and 5) represent only depleted remnants and cannot be regarded as typical vegetation of this association.

Lower from the northern distribution limit, in the rest of Pannonian Lowland, *Carex divisa* dominated vegetation occupies habitats with stagnating water as micro-depressions in wet saline meadows (BAGI and MOLNÁR 2011), secondary occurs even in poorly drained ditches of warm lowland areas. In Hungary the species is also rare (KIRÁLY et al. 2009). Apart from the Kisalföld, it is known from the lower Maros river (DRĂGULESCU 1995), it is still surviving in Örsöd, part of Budapest (MELEČKOVÁ and CSATHÓ 2011, unpubl.) and it is known from the upper Bácska (CSATHÓ et al. 2012 ined.), while recently, the most typical stand was reported from Hódmezővásárhely in *Caricetum divisae* association (JAKAB 2005, DÍTĚ et al. 2012 ined.). Most of these stands are threatened by the expansion of *Phragmites australis*.

Conclusions

A limiting factor in the development of the *Carex divisa* community is a significant impact of anthropo-zoological activities (FEHÉR 2007), especially grazing and partly mowing in addition to undisturbed water regime. Due to the absence of traditional farming together with drainage, the *Caricetum divisae* in Slovakia is more uncharacteristic than in Hungary. We did not find any typical vegetation of this association in the recent, only fragments were sampled which under the persistence of negative effects are going to degrade and disappear. However, populations of the species are not endangered by extinction, since this sedge tolerates more radical disturbances such as shallow ploughing.

Acknowledgements

We thank to Vít Grulich (Brno, the Czech Republic) for assistance in the field and to Dušan Senko (Bratislava, Slovakia) for preparation of the map. The research was supported by project VEGA No. 2/0003/12.

References

- BAGI I., MOLNÁR ZS. 2011: F4 – Üde mézpzásitos szikfokok. In: BÖLÖNI, J., MOLNÁR, ZS., KUN, A. (eds.): Magyarország élőhelyei: vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNER 2011. MTA ÖBKI, Vácraót.
- BALL P. W., REZNICEK A. A. 2002: *Carex* L. In: Flora of North America Editorial Committee, (eds.), Flora of North America North of Mexico. Volume 23, Magnoliophyta: Commelinidae (in part): Cyperaceae. Oxford University Press, New York.
- BARKMANN J. J., DOING H., SEGAL S. 1964: Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. Acta Bot. Neerl. 13: 394-419.
- BORHIDI A. 2003: Magyarország növénytársulásai. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- BOZÓ CS. 1993: Az *Agrostio-Caricetum distantis* asszociáció cönológiája Szívós-szék és Szappan-szék UNESCO bioszféra-rezervátum magterületeken. OKDK díjazott dolgozat, Szeged.
- CASPER S. J., KRAUSCH H. D. 1980: Pteridophyta und Anthophyta, 1. Teil. In: Ettl H., Gerloff J., Heynig H. (eds.): Süßwasserflora von Mitteleuropa Vol. 23, Stuttgart and New York.
- DRĂGULESCU C. 1995: The flora and vegetation of the Mures (Maros) valley. Tiscia. Monograph Series 1: 47-111.
- DUBYNA D. V., DZIUBA T. P., NEUHÄUSLOVÁ Z., SOLOMAKHA V. A., TYSHCHENKO O. V., SHELYAG-SOSONKO YU. R. 2007: Halophytic vegetation. Classes Bolboschoenetea maritimi, Festuco- Puccinellietea, Molinio-Juncetea, Crypsietea aculeatae, Thero-Salicornietea strictae, Salicornietea fruticosae, Juncetea maritimi. M. G. Kholodny Institute of Botany, NAS of Ukraine, Kyiv.
- EGOROVA T. V. 1999: Sedges (*Carex* L.) of Russia and Adjacent States within the Limits of the Former USSR. St. Petersburg and St. Louis.
- ELIÁŠ P. JR., SOPOTLIEVA D., DÍTĚ D., HÁJKOVÁ P., APOSTOLOVA I., SENKO D., MELEČKOVÁ Z., HÁJEK M., 2012: Vegetation diversity of salt-rich grasslands in South-East Europe. Appl. Veg. Sci., 16(3): 521-537.
- FEHÉR S. 2007: Origin and development of the salt steppes and marshes in SW Slovakia. Flora Pannonica 5: 67-93.
- FERÁKOVÁ V., MAGLOCKÝ Š., MARHOLD K. 2001: Červený zoznam papraďorastov a semenných rastlín. In: BALÁŽ D., MARHOLD K., URBAN P. (eds.): Červený zoznam rastlín a živočíchov Slovenska. Ochr. Prír., Banksá Bystrica, Supplement 20: 44-76.
- GOLUB V. B., KARPOV D. N., LYSENKO T. M., BAZHANOVA N. B. 2003: Conspectus of communities of the class *Scorzonero-Juncetea gerardii* Golub et al. 2001 on the territory of the Commonwealth of Independent States and Mongolia. Samarskaja Luka. 13: 88-140.
- HOLUB J., GRULICH V. 1999: *Carex divisa* Huds. In: ČEŘOVSKÝ, J. et al. (eds.): Červená kniha ohrozených a vzácných druhov rastlín a živočíchov SR a ČR Vol 5. Vyššie rastliny. Príroda, Bratislava.
- JAKAB G., 2005: Adatok a Dél-Tiszántúl flórájának ismeretéhez II. Flora Pannonica 3: 91-119.
- KIRÁLY G. (szerk.) 2009: Új Magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvalfő.
- MARHOLD K., HINDÁK F. (eds.) 1998: Zoznam nižších a vyšších rastlín Slovenska. Veda, Bratislava.
- MOLNÁR ZS., BORHIDI A. 2003: Hungarian alkali vegetation: Origins, landscape history, syntaxonomy, conservation. Phytocoenologia 33: 377-408.
- MUCINA L. 1993: *Puccinellio-Salicornietea*. In: MUCINA L., GRABHERR G., ELLMAUER T. (eds): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil 1. Anthropogene. Vegetation. Fischer, Stuttgart and New York.
- OSVAČILOVÁ V., SVOBODOVÁ Z. 1961: Floristicko-fytcenologický výskum Nitrianskeho kraja. Záverečná správa. Vysoká škola poľnohospodárska, Nitra.
- OŤAHELOVÁ H., HRIVNÁK R., VALACHOVIČ M. 2001: *Phragmito-Magnocaricetea*. In: VALACHOVIČ M. (ed.): Rastlinné spoločenstvá Slovenska 3. Vegetácia mokradí. Veda, Bratislava.
- POP I. 2002: Vegetatia soluriar saraturoase den Romania. Contributii Botanice 35(2): 287-332.
- SANDA V., ÖLLERER K., BURESCU P. 2008: Fitocenozele din România. Sintaxonomie, structură, dinamică și evoluție. Editura Ars Docendi, București.
- SCHMIDT D. 2007: A Győr környéki szikesek növényzete. Flora Pannonica 5: 95-104.
- SCHULZE-MOTEL W. (ed.) 1980: Ordnung *Cyperales*. In: CONERT H., HAMANN U., SCHULZE-MOTEL W., WAGENITZ G. (eds.): Gustav Hegi Illustrierte Flora von Mitteleuropa 2(1). Paul Parey, Berlin-Hamburg.
- SLAVNÍČ Ž. 1948: Slatinska vegetacija Vojvodine. Arh. Poljopr. Nauke Tehn. 4: 55-76.
- SVOBODOVÁ Z., ŘEHOŘEK V. 1988: Zborník odborných prác V. západoslovenského TOP-u, zv. IV. Kamenín.
- ŠUMBEROVÁ K., NOVÁK J., SÁDLO J. 2007: Slaniskové trávníky (*Festuco-Puccinellietea*). In: CHYTRÝ M. (ed.): Vegetace ČR 1. Academia, Praha.

- VICHEREK J. 1962: Rostlinní společenstva jihomoravské halofytné vegetace. Publ. Fac. Sci. Univ. J. E. Purkyně, Brno 430: 65-96.
- VICHEREK J. 1965: Fytcenologická charakteristika subhalofytních lúčních společenstev panónské oblasti ČSSR. Publ. Fac. Sci. Univ. J. E. Purkyně, Brno 463: 233-248.
- VICHEREK J. 1973: Die Pflanzengesellschaften der Halophyten und Subhalophytenvegetation der Tschechoslowakei. Vegetace ČSSR, ser. A, Praha 5: 79-90.
- WENDELBERGER G. 1943: Die Salzpflanzengesellschaften des Neusiedler Sees. Wiener Bot. Z. 3: 124-144.
- WENDELBERGER G. 1950: Zur Soziologie der kontinentalen Halophytenvegetation Mitteleuropas. Abh. Akad. Wiss. Wien, Math.-Nat. Kl. 108: 1-180 + Tab.

CSÁTÉSSÁSOS ÁLLOMÁNYOK SZLOVÁKIÁBAN

Z. MELEČKOVÁ¹, D. DÍTĚ¹, P. ELIÁŠ JR.²

¹Institute of Botany, Slovak Academy of Sciences, Dúbravská cesta 9, 845 23, Bratislava, Slovakia

²Department of Botany, Slovak University of Agriculture, Tr. A. Hlinku 2, 949 76 Nitra, Slovakia

e-mail: zuzana.meleckova@savba.sk

Kulcsszavak: *Carex divisa*, sótűrő növények, szíkes rétek, növénytársulástan, Kisalföld

Összefoglaló: A csátés sást (*Carex divisa*) Szlovákiában ritka fajként tartjuk számon, csak a legmelegebb alföldi területekről ismert, areája északi határa a Kisalföld mentén húzódik. A faj három jellegzetes sziki szittyós (*Juncion gerardii*) társulásban fordul elő: *Scorzonero parviflorae-Juncetum gerardii*, *Agrostio-Caricetum distantis* és *Caricetum divisae* asszociációk. A csátés sás állományképe mára megváltozott, a lecsapolt, korábban szíkes élőhelyeken gyomosodó kevésbé jellegzetes növényzet alakult ki. Ezért egyetlen mai ismert állománya sem tulajdonítható cönológiailag az adott asszociációk valamelyikének. Szórványosan *Agrostio-Caricetum distantis* és *Caricetum divisae* asszociációkban sikerült a fajt dokumentálni, viszont a *Scorzonero parviflorae-Juncetum gerardii* asszociációban nem, ez a társulás már Szlovákiában eltűnt.

STARCH HYDROLYSES AND LACCASE ACTIVITY OF HEAT TOLERANT MUSHROOM ISOLATE

Moustafa E. SHALABY¹, Nagwa M. EL-KHATEEB¹, Mária ÓBERT², Katalin POSTA²

¹Agricultural Botany Department, Agriculture Microbiology Group, Faculty of Agriculture, Kafrelsheikh University, Egypt

²Microbiology and Environmental Toxicology Group, Plant Protection Institute, Szent István University, 2100 Gödöllő, Hungary¹
e-mail: moustafashalaby@yahoo.com

Keywords: *Pleurotus ostreatus*, starch hydrolysis, laccase, heat tolerant

Abstract: 34 isolates of oyster mushroom recovered from different regions of Egypt were screened on the bases of their growth rate at different temperatures. Only five isolates were able to growth intensively at 35 °C and isolate P1 together with P2 showed the highest growth rate. According to morphological and cultural characteristics of two tested mushroom isolates both belonged to *Pleurotus ostreatus* species. Besides measuring their growth rates under wide range of temperatures (18°C, 28°C, 35°C and 40°C) the ability of starch hydrolyses was also tested. Isolate P1 showed almost same hydrolysis rates, however there was a steady increase in hydrolyses of starch by isolate P2 which began to decline over 35°C. Some mushrooms produce not only hydrolytic but also oxidative enzymes, such as laccase. After 15 days of growing isolate P2 showed high laccase activity at 35°C suggesting that this heat tolerant isolate could be a good candidate for various industrial applications or mushroom producers in Egypt.

Introduction

Mushroom cultivation is one of the most important agribusiness, because some species are produced as human food and able to recycle for animal foodstuff. Oyster mushrooms have excellent taste and high-content of proteins, carbohydrates, vitamins and minerals moreover produce various secondary metabolites of medical interest. White-rot mushroom could prevent and reduce several diseases, including high blood pressure, cholesterols (AGRAWAL et al. 2010) breast and prostate cancer (JEDINAK and SLIVA 2008). There are more than 5000 mushroom varieties belonging to the class of the Basidiomycetes and *Pleurotus* genus is spreading all around the world gathering several species. *Pleurotus ostreatus* is the second most cultivated edible mushroom worldwide after *Agaricus bisporus*. However, often missing heat-tolerant mushroom isolates and many mushroom producers suffered from it in Egypt (GULER et al. 2006).

Nutritional and medicinal characteristics of *Pleurotus ostreatus* depend on the growth substrate. In nature, this fungus grows on dead wood, but it can be artificially cultivated on agricultural wastes. FASIDI and KADIRI (1993) reported successful growth of mushrooms on lignocellulose wastes and rapeseed meal may also find use as an inexpensive and efficient substrate for white-rot fungi (ZUCHOWSKI et al. 2013). The degradation of agricultural wastes involves some enzyme complexes made up of oxidative and hydrolytic enzymes. Moreover, applications of their oxidative enzyme, laccase in biotechnology include textile dye or stain bleaching, paper-pulp bleaching, synthetic dye decolorization (ANNUNZIATINI et al. 2005).

The mycoremediation of pollutants such as petroleum, polycyclic aromatic is also achieved by the lignolytic enzyme complex of *Pleurotus* species (PALMERI et al. 1997, TELLEZ-TELLEZ et al. 2013).

The objectives of this study were to isolate heat-tolerant oyster mushrooms, estimate their capacity of degrading starch and lignin which could be important factors in oyster mushroom spawn production in Egypt.

Materials and methods

Sources of materials

Samples of oyster mushroom varieties were collected from different areas of Egypt. Under aseptic conditions, samples of mushroom fruiting bodies were washed then wiped with alcohol (70%) and washed with sterile water several times. Small pieces of the core part of caps were separated, transferred on Potato dextrose agar plates (Duchefa Biochemie, Netherlands), and incubated at 28°C for 7 days. The culture transfer was conducted many times until obtaining the pure isolates. The clean fungal isolates were pre-cultured on potato dextrose agar (PDA) then new PDA plates were inoculated by 5 mm discs of 7 days old pure mycelia of isolates of *P. ostreatus*. Three replicates of each isolates were incubated separately at 18°C and 35°C temperatures for 10 days.

The *P. ostreatus* isolate P1 was originated from the collection of Agricultural Microbiology Department, at Agricultural Research Center, in Giza, Egypt.

Estimation the growth rates and the hydrolyses of starch by *P. ostreatus* isolates at different temperatures

Potato starch peptone agar (PPA) plates were prepared containing 0.5% soluble starch (Difco, USA) 0.1% of peptone and 1.5% of agar. PPA plates were inoculated separately by a 5mm disc of 7 days old pure mycelium of *P. ostreatus* and incubated at different temperatures (18, 28, 35 and 40°C) for 15 days.

Visualization of starch hydrolyses was done by flooding 1% iodine solution on PPA plates, 7 days after inoculation to produce deep blue colored starch-iodine complex. Hydrolysis rate of starch was calculated at different temperatures (18, 28, 35 and 40°C) measuring the clean hydrolyses zone (mm). Each treatment had five replicates.

Culture conditions and assay for laccase activity

Laccase activity was estimated by cultivating isolate P2 in a complex broth [30 g of glucose, 15 g of tryptone, 7.5 g of yeast extract, 30 mg of $\text{CuSO}_4 \cdot 5 \text{H}_2\text{O}$, and 40 mg of lignin-sulfonic acid (pH: 5.6) in one liter (HUBLIK and SCHINNERA 2000)] then incubated at 35°C in a rotary shaker (150 rpm). After 20 days of growth the culture was separated from the mycelium by filtration using Whatman No.1 filter paper. The culture filtrate was used directly for enzyme activity determination.

Laccase activity was measured by the oxidation of 2,2'-azino-bis (3-ethylbenzthiazoline-6- sulphonate) (ABTS) (Sigma, St. Louis, MO, USA) at 35°C according to BUSHWELL et al. (1996). The reaction mixture (1 ml) contained 600 μl fungal extract, 300 μl 0.1 M sodium acetate buffer (pH 5.0) and 100 μl 1 mM ABTS solution. The oxidation was followed via the increase of the absorbance at 420 nm. One unit of enzyme activity was defined as the amount of enzyme able to oxidize 1 μmol of ABTS per minute.

Statistical analysis

Data were subjected to statistical analysis of variance by ANOVA test in SPSS, 11 software statistical packages. The effects of experimental factors were evaluated by the analysis of variance (ANOVA), and comparisons between means were carried out using Tukey HSD test at the significance level of $P < 0.05$.

Results and discussion

Of the 34 isolates recovered from different places of Egypt, only five were able to growth intensively at 35 °C (data not show). On the basis of its highest growth rate, isolate P2 was selected for the study of starch hydrolyses, laccase production and together with isolate P1 for their morphological characterization. According to the morphological classification system of oyster mushrooms (SHARDA 1989, DUNG 2003), both tested isolates were found to be belonged to *Pleurotaceae ostreatus*.

To evaluate their efficacy, growth rates of both *P. ostreatus* isolates were compared under wide range of temperatures (18, 28, 35 and 40°C) on potato starch peptone agar plates. However mycelia developments of both isolates started one day after inoculation on PGA, applying starch as nutrient, the mycelium growth of P1 and P2 isolates could be recognized only after 24 h of inoculation (Figure 1). The mycelium developments of both isolates were the same at 18°C. However, increasing the incubation temperature there was only a small decrease in the growth rate of P1 isolates. The relationship between developments of mycelia at different incubation-temperatures showed that 28°C was the most suitable temperature for mycelium growth of P₁ and 35°C was the best for P2 isolate. As well as isolate P2 had a great ability to grow even at the highest tested temperature (40°C) where the growth of isolate P1 was stopped. These results are in agreement with the results of FRITSCH (1981) and ISIK (1996) who reported that 28-30°C were suitable temperatures for mushroom mycelium development. On the other hand SONG (1975) reported that 39°C was the optimum temperature for *A. bitorquis* and showed that the growth of mycelia declined under 15°C and over 40°C.

There are various reports on starch degrading microorganisms from different sources and respective amylase activity (DOODNATH et al. 2000, KATHIRESAN et al. 2006, NWAGU and OKOLO 2011, ALARIYA et al. 2013). Temperature is an important factor of amylase production and these two pure isolates performed significantly different ability of starch degradation at different incubation temperatures (Figure 2). There was a steady increase in hydrolyses of potato starch caused by isolate P2 which began to decline over 35°C. Figure 2. illustrates slow and almost same hydrolysis rates of isolate P1. Consequently, potato starch was slowly degraded during the incubation period, indicating lower hydrolysis activities. The highest activity was found at 35°C by P2 strain, double more than the activity of isolate P1. However starch degradation of both isolates was decreased at 40°C, the difference was increased from two to four times, indicating high-temperature resistant isolate, P₂.

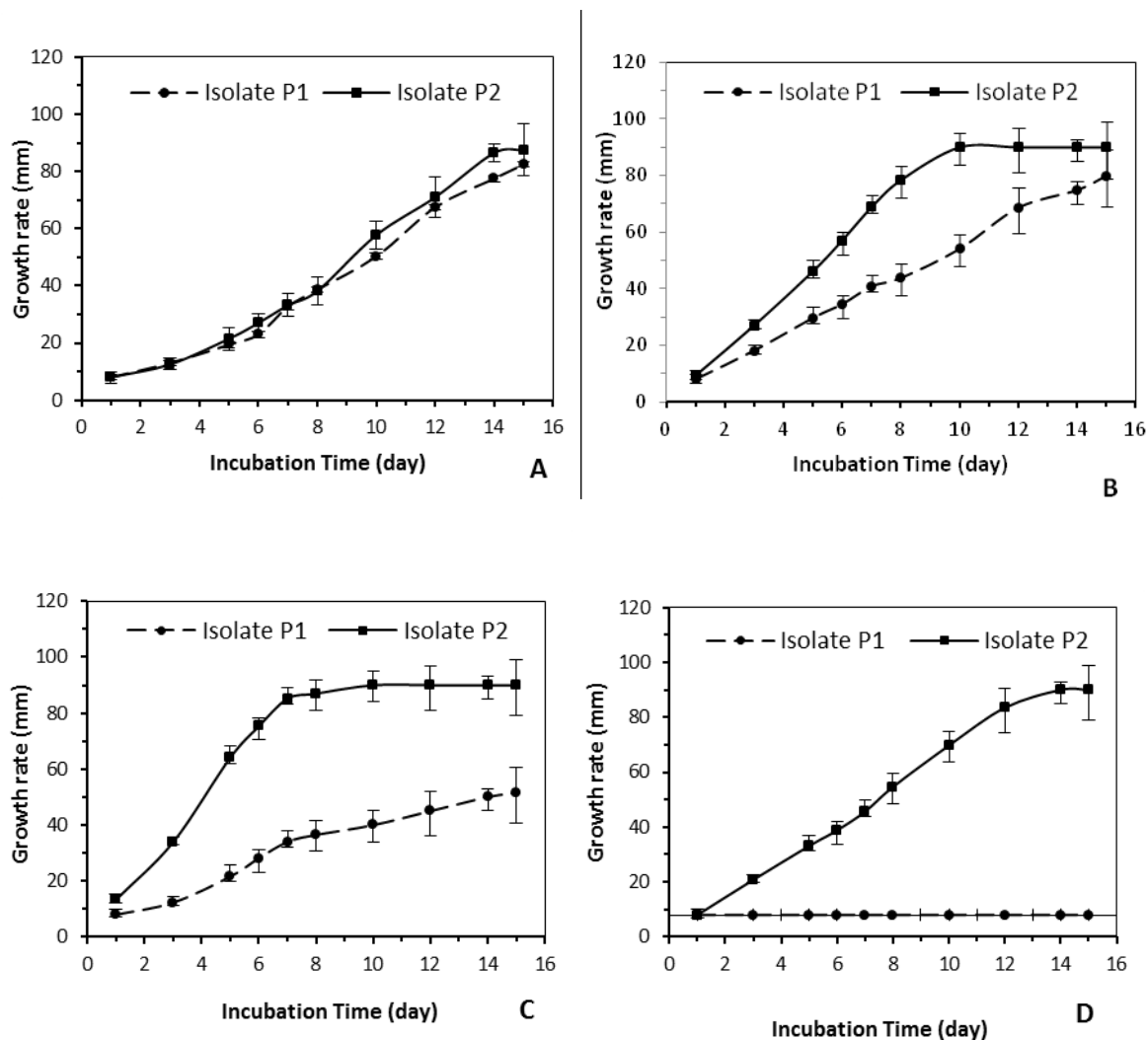


Figure 1. Growth of two isolates of *Pleurotus ostreatus* (P1 and P2) at 18°C (A), 28°C (B), 35°C (C) and 40°C (D)

1. ábra A két *Pleurotus ostreatus* (P1 és P2) növekedése különböző hőmérsékleten (18°C (A), 28°C (B), 35°C (C), 40°C (D))

Mushrooms as saprophytic fungi are producing not only hydrolytic but also oxidative enzyme complexes. Moreover ELSAYED et al. (2012) showed that soluble starch was the best inducer for their laccase formation. Interestingly, the specific activity of laccase was increased with increasing soluble starch concentration up to 15 g/l, which was the best concentration of soluble starch for laccase formation.

Many investigators reported different incubation periods for optimum production of laccase. SIVAKUMAR et al. (2010) estimated that maximum laccase production at the 7th and 10th day of incubation in case of *Lentinus edodes* and *Ganoderma sp*, respectively. Oppositely, CAVALAZZI et al. (2005) found maximum laccase activity with *Lentinula edodes* after 30 days of incubation. According to CAVALAZZI et al. (2005) our result showed high laccase activity only after 15 days of growing (Figure 3). The lignolytic enzyme system of white rot fungi, although may be present in the primary phase of growth, usually is triggered in response to N or C depletion, attaining its maximum in the idiophase when the mycelial dry weight is decreasing (KAAL et al. 1995, ELSAYED et al. 2012).

Our results show that *P. ostreatus* isolate P2 has great potential to transform easy degradable agro-industrial wastes at higher temperature.

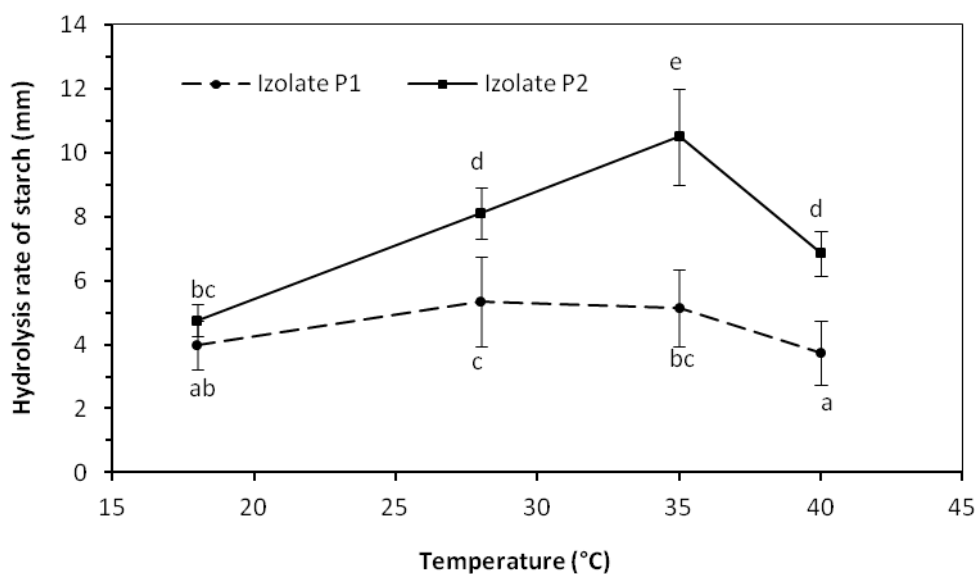


Figure 2 Hydrolysis of potato starch by both isolates (P1 and P2) of *Pleurotus ostreatus* at different temperatures

1. ábra A két *Pleurotus ostreatus* (P1 és P2) keményítő bontó képessége különböző hőmérsékleten

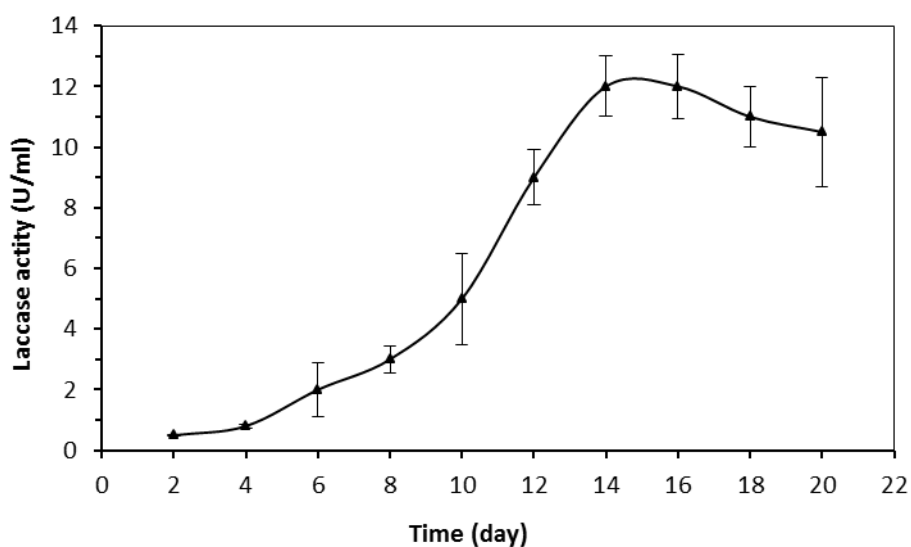


Figure 3 Effect of incubation time on laccase activity of *Pleurotus ostreatus* isolate P2 at 35 °C .

3. ábra Az indukációs idő hatása a *Pleurotus ostreatus* (P2) laktáz aktivitására 35 °C -on

Acknowledgement

Authors from Egypt are grateful to Szent Istvan University and to Balassi Institute (Hungarian Scholarship Board Office) for the facilities that enabled them to accomplish this work.

References

- AGRAWAL R. P., CHORPA A., LAVEKAR G. S., PADHI M. M., SRIKANTH N., OTA S., JAIN S. 2010: Effect of oyster mushroom on glycemia, lipid profile and quality of life in type 2 diabetic patients. *Australian Journal of Medic Herbalism* 22(2): 50-54.
- ANNUNZIATINI C., BAIOTTO P., GERINI, M. F., LANZALUNGA O., SJÖGREN B. 2005: Aryl substituted N-hydroxyphthalimides as mediators in the laccase-catalyzed oxidation of lignin model compounds and delignification of wood pulp. *Journal of Molecular Catalysis B: Enzym* 32: 89-96.
- ALARIYA S. S., SETHI S., GUPTA S., GUPTA B. L. 2013: Amylase activity of a starch degrading bacteria isolated from soil. *Archives of Applied Science Research* 5 (1): 15-24.
- BUSWELL J. A., CAI Y. J., CHANG S. T., PEBERDY J. F., FU S. Y., YU H. S. 1996: Lignocellulolytic enzyme profiles of edible mushroom fungi. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 12: 537-542.
- CAVALLAZZI J. R. P., KASUYA C. M., SOARES M. A. 2005: Screening of inducers for laccase production by *Lentinula edodes* in liquid medium. *Brazilian Journal of Microbiology* 36: 383-387.
- DOODNATH V., BACCOUS-TAYLOR G. S. H., BADRIE N., MELLOWES W. A. 2000: Production of alpha amylase from *Bacillus subtilis*: Effects of enzyme hydrolysis on starches. *West Indian Journal of Engineering* 23(1): 36-41.
- DUNG L. B. 2003: Mushrooms in Tay Nguyen (in Vietnamese). Ha Noi: Science and Technique.
- ELSHAFEI A. M., HASSAN M. M., HAROUN, B. M., ELSAYED M. A., OTHMAN A. M. 2012. Optimization of laccase production from *Penicillium martensii* NRC345. *Advances in Life Sciences* 2(1): 31-37.
- FASIDI I. O., KADIRI M. 1993: Use of agricultural wastes for the cultivation of *Lentinus subnudus* in Nigeria. *Revista de Biologia Tropical* 41: 411-415.
- FRITSCHÉ G. 1981: Some remarks on the breeding maintenance of strains and spawn of *Agaricus bisporus* and *Agaricus bitorquis* Mushroom Science XI, 367-385. Proceedings of the Eleventh International Scientific Congress on the Cultivation of Edible Fungi, Australia.
- GULER P., ERGENE A., TAN S. 2006: Production of high temperature-resistant strains of *Agaricus bitorquis*. *African Journal of Biotechnology* 5(8): 615-619.
- HUBLIK G., SCHINNERA F. 2000: Characterization and immobilization of the laccase from *Pleurotus ostreatus* and its use for the continuous elimination of phenolic pollutants. *Enzyme and Microbial Technology* 27: 330-336.
- ISIK S. E. 1996: Kültür mantarının ekolojik istekleri, Türkiye 5. Yemeklik Mantar Kongresi. Yalova. pp. 14-24.
- JEDINAK A., SLIVA D. 2008: *Pleurotus ostreatus* inhibits proliferation of human breast and colon cancer cells through p53-dependent as well as p53-independent pathway. *International Journal of Oncology* 33: 1307-1313.
- KAAL E. E. J., FIELD J. A. 1995: Joyce TW. Increasing ligninolytic enzyme activities in several white-rot basidiomycetes by nitrogen-sufficient media. *Bioresource Technology* 53: 133-139.
- KATHIRESAN K., MANIVANNAN S. 2006: α -Amylase production by *Penicillium fellutanum* isolated from mangrove rhizosphere soil. *African Journal of Biotechnology* 5: 829-832.
- NWAGU T. N., OKOLO B. N. 2011: Extracellular amylase production of a the thermotolerant *Fusarium* sp. isolated from Eastern Nigerian soil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 54(4): 649-658.
- PALMIERI G., GIARDINA P., BIANCO C., SCALONIA A., CAPASSO A., SANNIA G. 1997: A Novel White Laccase from *Pleurotus ostreatus*. *Jornal of Biological Chemistry* 272: 31301-31307.
- SHARDA O. P. 1989: Textbook of Fungi. 5th edn. New Delhi: Tata McGraw-Hill.
- SIVAKUMAR R., RAJENDRAN R., BALAKUMAR C., TAMILVENDAN M. 2010: Isolation, screening and optimization of production medium for thermostable laccase production from *Ganoderma* sp. *International Journal of Engineering Science and Technology* 2(12): 7133-7141.
- SONG S. F. 1975: Studies on *Agaricus bitorquis*, The preparation and amount of spawn needed for spawning, *Taiwan Agriculture Quarterly* 11(2):130- 137.
- TÉLLEZ-TÉLLEZ M., DÍAZ-GODÍNEZ G., AGUILAR M. B., SÁNCHEZ C., FERNÁNDEZ F. 2012: Description of a laccase gene from *Pleurotus ostreatus* expressed under submerged fermentation conditions. *Bioresources* 7(2): 2038-2050.
- ZUCHOWSKI J., PECIO L., JASZEK M., STOCHMAL A. 2013: Solid-State Fermentation of Rapeseed Meal with the White-Rot Fungi *Trametes versicolor* and *Pleurotus ostreatus*. *Applied Biochemistry and Biotechnology* Sep 11.

HŐTOLERÁNS GOMBA IZOLÁTUMOK KEMÉNYÍTŐ HIDROLÍZISÉNEK ÉS LAKKÁZ
AKTIVITÁSÁNAK VIZSGÁLATA

M. E. SHALABY¹, N. M. EL-KHATEEB¹, M. ÓBERT², K. POSTA²

¹Agrár Növénytani Intézet, Mikrobiológiai Csoport, Kafrelsheikh Egyetem, Egyiptom

²Mikrobiológiai és Környezet Toxikológiai Csoport, Növényvédelmi Intézet, Szent István Egyetem, 2100

Gödöllő, Magyarország

e-mail: moustafashalaby@yahoo.com

Kulcsszavak: *Pleurotus ostreatus*, keményítő hidrolízis, lakkáz, hő toleráns

Összefoglaló: Egyiptom különböző régióiból izolált 34 db gomba növekedési rátáját vizsgáltuk különböző hőmérsékleten. Az izolátumok közül öt mutatott intenzív növekedést 35 °C-on, ezek közül is kiemelkedett a P1 és P2 izolátumok növekedési intenzitása. A telepek morfológiai és mikroszkópikus sajátosságai alapján mind a két izolátumot *Pleurotus ostreatus*-ként azonosítottuk.

A gombák növekedése mellett a keményítő bontó képességük mértékének meghatározására is sor került, igen széles hőmérsékleti tartományban (18 °C, 28 °C, 35 °C és 40 °C). Az eltérő hőmérsékleteken a P1-es izolátum keményítő bontó képessége nem mutatott jelentős eltérést, ezzel szemben a P2-es jelű laskagomba keményítő hidrolízisének intenzitása a hőmérséklet növekedésével nőtt, és csak 35 °C fölött csökkent drasztikusan. A hőtoleráns P2 izolátum lakkáz aktivitásának mérését is elvégeztük a növekedés különböző fázisaiban. A 15 napos tenyészet mutatott legmagasabb lakkáz aktivitást 35 °C-on, mely eredmény alapján igen kedvező lehet termesztésük az egyiptomi klímaviszonyok között, illetve ipari célú felhasználásuk is nagy perspektívát mutat.

A LÉBÉNYI TÖLGY-ERDŐ TÁJTÖRTÉNETI KUTATÁSA

SELMECI Marianna¹, HÖHN Mária², SALÁTA Dénes¹

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

² Budapesti Corvinus Egyetem, Kertészettudományi Kar, Növényteni Tanszék
1118 Budapest, Ménesi út 44.
e-mail: selmecim@gmail.com

Kulcsszavak: tájtörténet, erdőhasználat-történet, Lébény, Győri-medence, maradványerdő

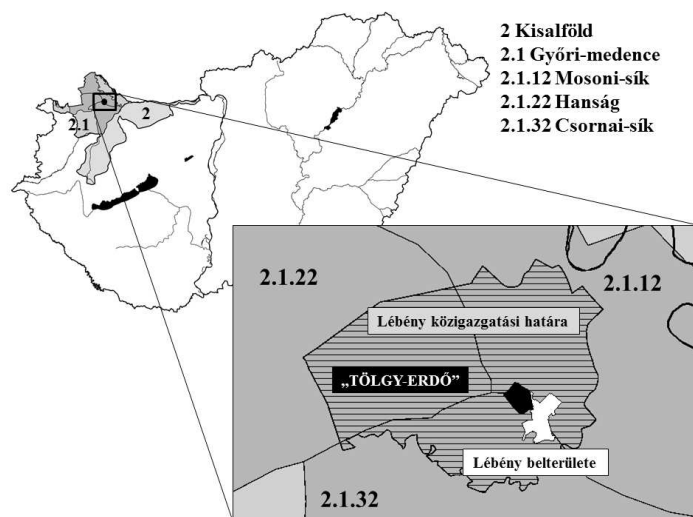
Összefoglalás: A Hanság keleti peremén fekvő, természetvédelmi oltalom alatt álló lébényi Tölgy-erdő mind természeti, mind kultúrtörténeti értékekben gazdag terület. Két veszélyeztetett élőhely található területén: az alföldi gyertyános-tölgyes (*Circaeo-Carpinetum*) és a szigetközi tölgy-köris-szil ligeterdő (*Pimpinello majoris-Ulmetum*). Tanulmányunk célja a Tölgy-erdő tájtörténetének feltárása és erdőhasználatának rekonstruálása. Irodalmi forrásokat, levéltári dokumentumokat és a helybéli lakosok adatközléseit feldolgozva kronologikusan rendszereztük az erdő használatának történetét és a terület időbeli változásait. A kapott eredményeket történeti térképek és légifotók segítségével támasztottuk alá, amely munkából kiemelendő az erdészeti üzemtervek összevetése az archív légifotó anyaggal. Az erdő állapotának jelentős változása 1952 után indult meg, majd az 1970-es években ez a folyamat felgyorsult. Irodalmi és saját adatok alapján elkészítésre került a terület fajlistája, amely 108 tételt tartalmaz. A területen azonosított 6 élőhelytípust, a növényzet mai állapotát élőhelytérképen ábrázoltuk. Megállapítottuk, hogy a leginkább természetközeli, bolygatatlan élőhelyek az erdő nyugati, északnyugati részén találhatóak.

Bevezetés

Hazánk erdeinek túlnyomó része gazdasági faültetvény, ahol a természeti értékek kevésbé vannak jelen, szemben a még megmaradt természetes vagy természetközeli erdőkkel, amelyeket kiemelt figyelem illet. Ezen erdők megkülönböztetése és kutatása fontos, mert degradált állapotukban is több természeti értéket őriznek, mint a legértékesebb telepített erdeink (MOLNÁR 1996) – nem is beszélve a természetes vagy természetközeli állapotú erdők biológiai és ökológiai jelentőségéről, illetve táj-, gazdálkodás-, erdőhasználat-történeti és a helyi lakosság életében betöltött kulturális értékeiről. A természettudományos kutatások kiegészítéseként szükséges a vizsgált táj vagy táji elem és a benne élő ember kölcsönös kapcsolatának minél szélesebb körű és minél régebbre visszanyúló vizsgálata. Munkánk céljából tűztük ki a lébényi Tölgy-erdő táj- és használat-történetének feltárását, amelynek alapjai elsősorban monografikus írások, archív írott és térképi források, archív légifotók, valamint helybéli adatközlőktől gyűjtött adatok. Célunk továbbá munkánkkal hozzájárulni a már meglévő és a jövőbeli természettudományos kutatások eredményeinek megfelelő értékeléséhez, valamint alapot szolgáltatni a terület védelmét célzó tevékenységek tervezéséhez.

Anyag és módszer

Kutatásunk helyszíne a Hanság keleti peremén, Lébény nagyközség közvetlen közelében fekvő 109,78 hektáros Tölgy-erdő, amely nagy valószínűség szerint a posztglaciális bükk I. kor növényzetének elemeit is hordozó magasártéri helyzetű hordalékkúp-síkságon kialakult erdők maradványa (BOLLA ex verb.). Lébény a Kisalföld medencéjének nyugati oldalán található a Mosoni-sík, a Hanság és a Csornai-sík kistájak találkozásánál (MAROSI és SOMOGYI 1990, DÖVÉNYI 2010) (1. ábra).



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

Figure 1. Location of the research area (based on MAROSI és SOMOGYI 1990 and Basic National Geoinformation Database of Hungary database in Quantum GIS 1.8.0 software)

A Tölgy-erdő a Fertő-Hanság Nemzeti Park részét képezi, területén két Európa-szerte kiemelten veszélyeztetett élőhely található: az alföldi gyertyános-tölgyes (*Circaeo-Carpinetum* Borhidi 2003 em. Kevey 2008) és a szigetközi tölgy-köris-szil ligeterdő (*Pimpinello majoris-Ulmetum* Kevey in Borhidi és Kevey 1996) (TAKÁCS in MOLNÁR 2010). Az erdő 1999 óta védett, 2007 óta a Natura 2000 hálózat tagja. Területének 1/3-án az Észak-Hansági Erdészet gazdálkodik, a fennmaradó részt 211 tulajdonos birtokolja osztatlan közös tulajdonként.

A terület használat-történetének rekonstruálása céljából összegyűjtésre kerültek az erdővel kapcsolatos irodalmi források. Lébény történetét KISZELI (2008), THULLNER (2001) és GIMES (1972) dolgozta fel részletesen érintve ezáltal a Tölgy-erdő történetét, míg a területet birtokló Wenckheim családról HANKÓ (2000) publikált. A terület használatának megértéséhez PETERCSÁK (2005) és CSÖRE (1997) munkái nyújtottak segítséget, míg BÉL (1985) és VON THIELE (1833) leírásai érdekes részletekkel szolgáltak a vizsgált erdőről.

Felhasználásra kerültek a fennmaradt levéltári iratok (1606-tól), amelyek közül kiemelendők a Győr-Moson-Sopron Megye Győri Levéltára Mosonmagyaróvári Részlegének archív dokumentumai, úgy mint a Magyaróvári járás Főszolgabírájának iratai (MJ. FŐSZOLG. 1922/6205, MJ. FŐSZOLG. 1931/602), Moson vármegye Nemesi Közgyűlésének

jegyzőkönyvei (MVM. KGY. JKV. 1812/390), Moson vármegye Közigazgatási Bizottság Erdészeti Albizottság iratai (MVM. KÖZIG. B. ERD. 1891/154, MVM. KÖZIG. B. ERD. 1900/58), Moson vármegyei úrbéri iratok levéltári gyűjteménye (MVM. Ú. 1773., MVM. Ú. 1781., MVM. Ú. 1793.).

Vizuális források közül felhasználásra kerültek a HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtárában található Első katonai felmérés VII/11 szelvény, 1784, MA 1:28800; Második katonai felmérés XXV/48 szelvény, é.n., MA 1:28800; Harmadik katonai felmérés 4959/1 szelvény, 1880 és 4859/3 szelvény, 1872, MA 1:25000; topográfiai térképek (Magyarország topográfiai térképei a Második Világháború időszakából, 4959/NY és 4859/NY szelvény, 1941-1944); valamint archív légifotók (L-33-11-D-a/1952, L-33-11-D-b/1967, L-33-11-D-c/1983). Célunk volt az erdészeti üzemtervek minél régebbre visszamenő felkutatása (1964-2011) és összevetése a légifotók által rögzített állapotokkal. Az üzemterveket az Állami Erdészeti Szolgálat győri Erdőfelügyeleti és Hatósági Osztálya bocsátotta rendelkezésünkre. Ezek jegyzéke a következő:

Osztatlan közös tulajdonban lévő területek:

- Aktuális üzemterv: 2002-2011,
- Lenin MGTSZ Lébénymiklós erdőállomány-gazdálkodási terve 1990-1999,
- A lébénymiklósi Lenin MGTSZ erdőgazdasági üzemterve 1980-1989,
- Győr-Moson-Sopron megye Mosonmagyaróvári járás. A lébényi Lenin MTSZ erdejének üzemterve 1968-1978.

Állami tulajdonban lévő területek:

- Aktuális üzemterv: 2005-2014,
- Kisalföldi Erdő Rt. Észak-Hansági Erdészet (0104) erdőállomány-gazdálkodási terve 1996-2005,
- KEFAG Észak-Hansági Erdészet erdőállomány-gazdálkodási terve 1986-2000,
- KAFAG Észak-Hansági Erdészet Jánossomorja, Lébénymiklós erdőgazdasági üzemterve 1980-1989,
- Üzemtervi részlet 1968,
- Magánosok erdeje a Kisalföldi Állami Erdőgazdaság által bérbe véve 1964 (üzemtervi részlet).

A Tölgy-erdő XX. századi történetének mélyebb feltárása érdekében szóbeli adatgyűjtésre is sor került, amelynek során félig kötött interjúk (KVALE 2005) készültek a helyi lakosokkal. A felkeresett tíz személy mindegyike valamilyen módon kapcsolatban állt az erdővel (helyiek, tulajdonosok, erdészek), közülük jelen tanulmányban Novics Angéla (NOVICS ex verb.), Bolla Sándor (BOLLA ex verb.) és Selmecsi Lajos (SELMECI ex verb.) közléseiből idézünk.

A tájtörténeti kutatás az eddig felsorolt forráscsoportok vizsgálatán alapult, amelyek időbeli alkalmazhatóságát az 1. táblázat foglalja össze.

1. táblázat Különböző forráscsoportok rendelkezésre állása a lébényi Tölgy-erdő tájhasználat- és tájtörténeti vizsgálata során.

Table 1. Availability of different source groups during the land use and landscape history research of the Tölgy-erdő in Lébény

	XVII. század	XVIII. század	XIX. század	XX. század	XXI. század
1. Levéltári iratok, egyéb írásos források					
2. Történeti térképek					
3. Helyi lakosok tudása					
4. Erdészeti üzemtervek					
5. Légifotók					

2009-2011 között terepi bejárásaink során az élőhelyekről az állapotok rögzítése céljából, illetve az esetleges jövőbeli kutatásokhoz fotódokumentáció készült. Irodalmi források (ZÓLYOMI 1934, 1937, BOLLA 1996, KEVEY 2004 és TAKÁCS in MOLNÁR 2010) felhasználásával és saját adatokat gyűjtöttünk az erdő növényzetéről, összeállítottuk a terület részletes fajlistáját – növénynevek SIMON (2008) nómenklatúráját követik – majd a terepi adatok feldolgozásával Á-NÉR (BÖLÖNI et al. 2007) kategóriák alapján elkészítettük az erdő aktuális élőhelytérképét.

Eredmények és megvitatásuk

Lébény rövid története

Többszöri ásatások eredményei alapján kiderült, hogy a község már az őskorban is lakott volt. Az ember nyomai az újabb kőkortól a bronz- és vaskoron keresztül megtalálhatók a környéken. A kelták lakóházainak maradványaiból és a római kori *Quadrata* nevű településből is gazdag leletanyag került elő. A vidéket később hunok, keleti gótok, longobárdok, majd avarok lakták (CSONTOS 2005).

A községre vonatkozó első okleveles adat 1199-ből származik, a híres lébényi római katolikus templom pedig 1208-ban már biztosan állt, ekkor erősítette meg II. Endre birtokaiban az apátságot. A tatárjárás idején a falut kifosztották és felégették, a vidéken csak a templom és a kolostor menekült meg, ahol a falubeliek menedékre találhattak. Az 1300-as évek eseményeiről az oklevelek és a krónikások jóformán semmit sem mondanak. A későbbi török hadjáratok pusztításai Lébényben is a lakosság számának csökkenését eredményezték (KISZELI 2008).

1564-ben Várkonyi Amadé 2000 forintért vette meg feleségének Gyulaffi Zsófiának Lébényt, Mecsért és Szentmiklóst, majd beleolvasztotta óvári uradalmába. 1634 körül Zichy Pál volt veszprémi és nagyvázsonyi várkapitány vásárolta meg a lébény-szentmiklói uradalmat. A török hadjáratok idején 1683-ban a kolostort ismét feldúlták. Az ezt követő idők történéseit, 1688-1851 között, a község krónikás könyvében jegyezték fel, amit jelenleg a mosonmagyaróvári Hansági Múzeumban őriznek. 1711-ben tűzvész pusztított a községben. Az 1700-as évek végén a község mezővárossá alakult és mintegy száz éven át az is maradt, majd a napóleoni háborúk alatt 1809-ben francia megszállás alá került a község (GIMES 1972, HANKÓ 2000).

A XIX. század elején az apátsági birtok kárpótlás címén a Zichy család tulajdonába került. 1841-ben újra tűzvész pusztított a faluban. 1845-ben a lébénymiklósi uradalmat báró Sina János dúsgazdag bankár vette meg, 1885-ben pedig gróf Wenckheim Frigyes tulajdonába került az uradalom. Az 1890-es években 420 ház volt a községben, a lakosok száma pedig 2800 fölött volt. A két világháború között a lébényi parasztságot a 2600 holdas Wenckheim birtok sanyargatta. A birtokot a földreform során 480 család között osztották szét. Az utolsó tulajdonos gróf Wenckheim Pál halála után (1945) további örökösökről adat nincs (KISZELI 2008).

A Tölgy-erdő története

Időszámításunk kezdetén

Egy régi monda szerint az erdő a török időkből származik, amikor a Bécs ellen vonuló sereg a falu közelében pihent meg (1683): Mivel IV. Mehmed pasa nagyon megkedvelte a tájat, a mai erdőterület közepén megállt és azt mondta egy íjásának: „– Röptsd el nyiladat az ég négy tája felé, és ahol a nyíl vesszők földet érnek, ott legyen a tábor széle. Ültessétek be tölgyecsemetékkel, és ássatok köré mély sáncot, mert ez a táj igen kedves nekem!” (THULLNER 2001).

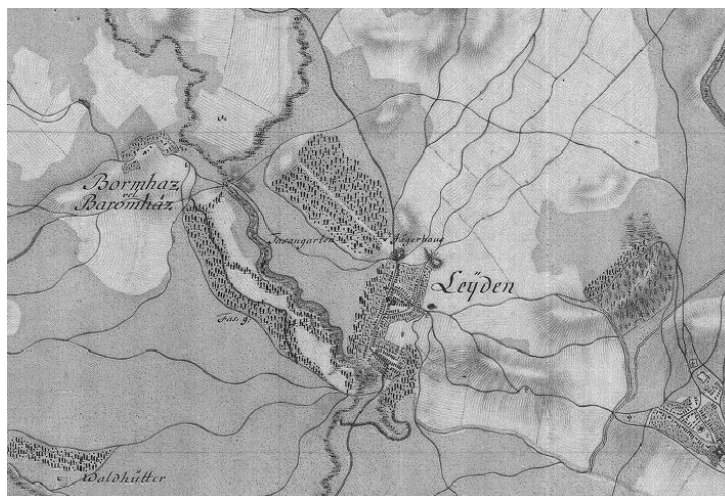
A monda természetesen nem igaz, mivel az erdő már sokkal régebb óta létezik. Az i.e. V. évezredtől különböző népek (vonaldíszes kultúra, lengyeli kultúra, késő vaskori kelták) telepedtek le a Hanság északkeleti peremének kiemelkedő szárazulatain (KISZELI 2008). Bár ilyen korai időkből nem találtunk adatokat a konkrét területről, mégis feltételezhető, hogy a jórészt vízzel borított mocsárvidék belsejében a dombháton fás területek voltak. Ekkor épült a római hadiút, amelynek nyomvonala megegyezik a mai Lébényt és Tárnokrétit összekötő út nyomvonalával. Elgondolkodtató az a kérdés, hogy az út miért éppen a Tölgy-erdő közvetlen közelében, és annak mentén húzódik? Egy erdőt átszelő út megépítése sokkal több energiába került volna, ezért valószínűsíthető, hogy a Tölgy-erdő már akkor is a mai határaival létezhetett, ezért követte annak vonalát a római hadiút.

A XVII. századtól 1784-ig

Tájhasználat kérdésében, az első forrás 1606-ból származik, amiből megtudjuk, hogy Bormász (régén Boromház, Baromház, ma Lébény külterületeként Bormászpuszta) benépesítése érdekében a letelepedni szándékozó jobbágyok jelentős kedvezményeket kaptak. A betelepülők számára – „*kinek háza után való erdejében épületre való fa nem találtatik*” – a szükséges famennyiséget a saját erdejéből biztosította a lébényi apátság (KISZELI 2008). A forrás alapján feltételezhető, hogy a lébényi jobbágyok a jobbágytelekhez tartozó kijelölt tulajdonuk mellett (telek, szántó, rét) saját erdőrésszel is rendelkeztek, amit szabadon használhattak, annak ellenére, hogy a legelő és az erdő általában közös használatú tulajdon volt ebben az időben.

Európában már a középkortól kezdve találkozunk vadaskertekkel, Magyarországon fénykoruk az 1700-as évekre, a Rákóczi-szabadságharc utáni időkre tehető, ugyanis ekkor kezdtek kialakulni a nagybirtokok. Idővel a vadaskertek jellege, rendeltetése is változott: előtérbe kerültek a vadászati, vadgazdálkodási célok a gyönyörködtetéssel ellentétben. Az apróvadfajok közül különösen alkalmasnak bizonyult a fácán a zárt területen való tartásra, tenyésztésre, ezért nem véletlen, hogy Zichy Károly is a fácános kert létesítése mellett döntött (CSÖRE 1997). Bél Mátyás 1735-1742 között megjelent munkájában már leírja a lébényi fácánost, beszámol arról, hogy az erdőt körbekerítették, a madaraknak megfelelő fészkelő helyeket biztosítottak, tehát tudatos, szervezett fácántenyésztés folyt a területen (BÉL 1985). A

„Fasanengarten”, azaz fácánoskert kifejezés az első katonai felmérés térképén (1784) is olvasható (2. ábra).



2. ábra A vizsgált terület az első katonai felmérés térképén (HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtár, VII/11 szelvény, 1784, MA 1:28800)

Figure 2. The research area on the map of the first military survey (Maps of MD Military History Institute and Museum, Hungary, sheet VII/11, 1784, scale 1:28800)

Moson megye vadaskertjeinek rangsorában a lébényit akkor a második helyen említették (BÉL 1985). Egy 1833-as országleírásban Lébénynél ismét megtalálható a 'Fasanerie' kifejezés (VON THIELE 1833), tehát majdnem 100 évig biztosan folyt a tenyésztés a Tölgy-erdőben.

A jelentősen megnövekedett jobbágyterhek miatt Mária Terézia idején 1765 és 1766 között több jobbágyfelkelés bontakozott ki a Dunántúlon. Miután a jobbágykérdés rendezését a magyar rendi országgyűlés elutasította, a királynő e kérdést rendeleti úton szabályozta (ORTUTAY 1982). A rendelet gyakorlati megvalósítására Lébényben csak 1773-ban került sor.

Az erdőhasználat kérdésében nézetkülönbségek keletkeztek a jobbágyok és az uradalom között, ami később hosszan elhúzódó urbáriális pert eredményezett. 1781-ben az uraság kivágatta a jobbágyok számára kimért apró parcellákat: „... hogy 28 Háznak az Erdőben nyilassai voltak, és azokat azon Házokhoz az Gazdák mindenkoron szabadon birták, de az elmúlt 1780dik esztendőben azon nyilassaikat az Méltóságos Uraság maga számára ki vágatott.” (MVM. Ú. 1781.).

Az úrbéri per

Az országos tendenciákkal egyezően Lébényben is megfigyelhető, hogy a földesúr a saját kezelésében lévő birtok nagyságát a jobbágyi használatban lévő területek rovására próbálta növelni. A vita egyik sarkalatos eleme a „Fácános-erdő” (Tölgy-erdő). Az erdő tulajdonosa még mindig az uradalom, de az urbáriumba az erdő nem került be, habár az erdőhasználatot eddig is a jobbágytelekhez tartozónak tekintették, tehát szokásjog alapján megillette volna őket a használati jog. „... kegyessége szerént méltóztatnék alázatos kérésünket tekintetbe venni, és a határunkban lévő Erdőben szükségünkre lévő faizást kegyelmessen meg engedni...”. Tekintélyes mennyiségű iratanyag részeként ilyen tartalommal maradt fenn a lébényi parasztok Zichy Ferenchez, a falu földesurához intézett kérelmének és a püspök-földesúr 1782 februárjában kelt válaszának 1786. december 3-án készült, egybeszerkesztett másolata (KISZELI 2008).

Az ügyben 11 tanú vallott Lébényből, Bormászról és Barátföldről. A kérdések indirekt módon tartalmazzák a falu állításait. Tóth János 79 éves győri lakos vallomásában olvasható, hogy az erdő bekerítése előtt annak széle vizenyős, bokros lehetett, ami később beerdősödött. „... ez előtt, mint 62 esztendővel...Lébényi Fácános Erdő...szélei csöpötés volt, és csak a közepe táján voltak magasabb fák, az bekerítés után pedig kezdett a szélein nagyobbra épülni...” Majd említést tesz kuruc háborúkról is, amikor elbeszélések szerint az erdő jelentős károkat szenvedhetett.

Mivel az erdő nem volt ház, telek szerint kimérve, a falubeliek közösen használhatták azt, körülárkolták; feltehetően ennek nyomai láthatók mind a mai napig az erdő nyugati oldalán. A területet nyiladékokkal osztották fel és maguk között állapodtak meg a használatáról. Az árkot minden évben Szent György napkor (ápr. 24. – a tavasz kezdete) felújították, ki-ki a maga részénél. A lopások elkerülése végett erdőört neveztek ki maguk közül. Később a földesúr akaratára évente egyszer mehettek csak be az erdőbe, a földesúr által kijelölt napokon, fát kitermelni. Az egyház erdeje a Szent Antal kápolna mögötti részen volt, ami a mai sportpálya helyén lehetett, az ehhez tartozó árkot a jobbágyok a kötelező ingyen munka (robot) keretében végezték el. Az erdőör szolgálataiért szénát, kukorica-termesztésére alkalmas földet, fakitermeléskor egy akó bort és ételmet kapott a helybéliektől, illetve az erdőben lehetősége volt a kaszálásra (MVM. Ú. 1773.).

A földesúr válaszában engedélyezte jobbágyainak a tűzifa és a rözse gyűjtését, de csak a sűrűn álló és épületfának alkalmatlan törzsek kivágásával.

A századfordulótól a jobbágyfelszabadításig

A XVIII. század második felében kibontakozó mezőgazdasági árutermelés következményeképpen, a földesurak minden lehetséges módon növelni próbálták a saját kezelésükben lévő földterület nagyságát, ezzel együtt a jobbágyi terhek is súlyosbodtak. Több mint fél évszázadon át folytatódtak a viták a lébényi jobbágyok gazdasági érdekeit képviselő község és a település földesurai, a Zichy grófok között (KISZELI 2008).

1792-ben a jobbágytelkek megcsonkítása miatt a lébényiek levelet írtak Zichy Károlynak. Miután sérelmeik orvoslást nem nyertek, a vármegye főispánjához fordultak egy panaszos levéllel, aminek hatodik pontja tanúskodik a jobbágyi erdőhasználat korlátozásáról:

„Hatodszor: az M. Uraság azon Erdőnket, amely ennek előtte száz Esztendőkkel is a régi 74 ház helekre és 32 zsellérekre föl osztva volt, és mind az tűzellő, mind pedig az épületre való faizásban az Helység beliek által használtatott, mint egy 6 Esztendő előtt az helységtől el foglalván, annak birtokába való visszahelyezéséért könyörögtünk.” A második bekezdés szerint, ez idő alatt a földesúr jelentős favágásokat végzett, ezért az erdő megritkult (MVM. Ú. 1793).

1812-ben újra vita támadt az erdő dolgában. A megyegyűlés szerint a jobbágyoknak adózniuk kellett volna a fahasználat után. A problémát kiváltó ok az volt, hogy a tulajdonos Zichy-család adómentes, illetve a jobbágyok sem akarnak fizetni, mondván ők csak a terület használói. A végső döntés értelmében a falu közösen volt köteles fizetni az adót az évi felhasznált (~ 21 öl) famennyiség után (MVM. KGY. JKV. 1812/390).

Az 1848. évi áprilisi törvények kimondták a jobbágyfelszabadítást és az úrbéri viszonyok megszűntetését, de a végrehajtásra a háborús idők miatt nem kerülhetett sor. Az elmaradt kérdések rendezésére az 1853-ban kibocsátott úrbéri pátens vállalkozott, ami kimondta az úrbéri kapcsolatokból származó jogok, járandóságok és kötelezettségek megszűnését. Az úrbéres földek állami kárpótlással a parasztok tulajdonába mentek át. Azokat a földeket, amik a Mária Terézia-féle úrbéri összeírásokban nem szerepeltek, a parasztoknak saját erőből kellett megváltaniuk, ha akarták. A jobbágy és a földesúr által közösen használt

erdőből viszont annyit kaptak, amennyiből a korábban is kitermelt mennyiségű fához jutottak, de az erdők nagy részét általában a földesúr sajátította ki (PETERCSÁK 2005).

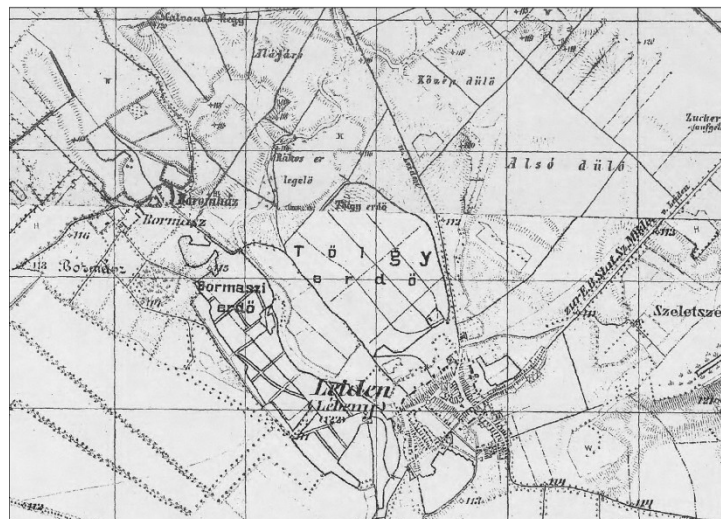
A Tölgy-erdő esetében nincs forrás arról, hogy hogyan kapta meg a község az erdőt.

A korábbi katonai felmérések alapján megállapítható, hogy az erdő kiterjedése szinte nem változott a XVIII. század vége óta (2., 3. és 4. ábra).



3. ábra A vizsgált terület a második katonai felmérés térképén (HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtár XXV/48 szelvény, év nélkül, MA 1:28800)

Figure 3. The research area on the map of the second military survey (Maps of MD Military History Institute and Museum, Hungary, sheet XXV/48, without year, scale 1:28800)



4. ábra A vizsgált terület a harmadik katonai felmérés térképén (HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtár, 4959/1 szelvény, 1880 és 4859/3 szelvény, 1872, MA 1:25000)

Figure 4. The research area on the map of the third military survey (Maps of MD Military History Institute and Museum, Hungary, sheet 4959/1, 1880 and sheet 4859/3, 1872, scale 1:25000)

Lébény mezőváros erdőkezelési szabályrendelete

1872-ben szabályok születtek az erdő műveléséről és oltalmáról, aminek folytatása három évvel később jelent meg. Az első résszel kapcsolatban információnk nincs. A rendelet egy közel 100 hektár területű erdőre vonatkozott, ami feltehetően a Tölgy-erdő volt. *„Községünk határában jelenleg meglevő 224. hold 859. □ ölü erdő terület fenn tartandó; ennél fogva az erdei területnek önkényű kiirtása, megrontása és egyéb felhasználása különös hatósági engedelem nélkül keményen tiltatik.”* (MJ. FÖSZOLG 1875).

A szabályzat részletesen kitér minden fontos erdőgazdálkodási tevékenységre az erdő ültetésén, felújításán át az erdő használatáig és az erdőőr feladatáig. Kimondja, hogy a legfontosabb cél a fatermelés – mert minden évben termeltek ki fát –, de a terület fenntartását és megőrzését is szigorúan veszi.

A kitermelt erdőrészeket két éven belül újra kellett telepíteni és az ápolásáról gondoskodni kellett. Az elvégzett feladatokat a község elöljárójának be kellett jelenteni. Fát vágni csak a téli hónapokban lehetett, a vágásforduló 42 év volt. Száraz fa és ágak gyűjtésére a helyiek a téli hónapokban voltak jogosultak, de csak írásbeli engedély után. Ünnepeles alkalmakkor lombot és zöldfa ágakat szedhettek az erdőőr jelenlétében, aki figyelte, hogy csak az erdő tisztítását szolgáló gallyakat gyűjtsék össze. A szabályrendelet értelmében az erdei legeltetés, a kaszálás és a sarlózás is tiltott volt.

Az erdőőrt minden évben az erdőbirtokosok választották a régi szokások szerint. Ebből következtethetünk arra, hogy a jobbágyfelszabadítás után a Tölgy-erdő is magánkézbe került. Az erdőőr kötelezettségeit a rendelet második fele tartalmazza, ugyancsak meglehetősen részletesen. A sorok között kiolvasható, hogy az erdő védelmére fokozottan figyeltek, a nyilvános útról nem térhettek le, ha favágáson kaptak valakit, azt azonnal letartóztatták, a szabályok bármiféle megszegését pedig a község elöljáróinak jelentették. Kiegészítésként az erdő tarvágását törvényhatósági engedélyhez kötötték, illetve a sikertelen erdőfelújítások utáni pótlást kötelezővé tették (MJ. FÖSZOLG. 1875).

A XIX. század vége és a XX. század

1891-ben Lébény község erdejére rendszeres gazdasági üzemterv elfogadását kezdeményezték, illetve a jóváhagyásig ideiglenes tervet állapítottak meg, amiben meghatározták az évenkénti rendszeresen kihasználható vágásterület nagyságát (MVM. KÖZIG. B. ERD. 1891/154.).

1900-ban az evangélikus egyház erdeje 0,5 kataszteri hold, amit az üzemtervi kezelés alól felmentettek, mivel *„... területe oly csekély, hogy üzemtervi kezelésre egyáltalában nem alkalmas”*. Így lehetővé vált, hogy szabadon vág hassanak fát az egyházi épületek körül lévő kerítések és gazdasági épületek javítása céljából (MVM. KÖZIG. B. ERD. 1900/58).

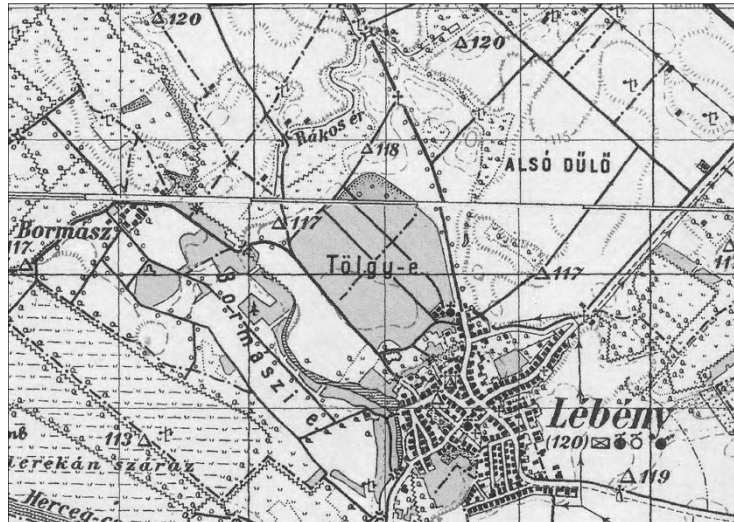
1922-ben Lébényben is megalakul a Leventeegyesület, aminek célja volt *„az ifjúságot a hagyományos magyar katonai erényekben való nevelés útján, a haza védelmének magasabb feladatára testben és lélekben előkészíteni”* (MJ. FÖSZOLG. 1922/6205). A mai sportpálya, az erdő és a lakóházak által bezárt területen alakították ki a leventék gyakorlóterét.

„... itt szemközt vót egy épület, ott vótak asztalok, ilyen srégen, és arra fekütek rá a leventék és úgy löttek ide ennek a magas dombnak, ... és ott előtte vót egy jó mély árok, abba bujtak azok a leventék, akik leóvasták azt hogy, hogyan taláták el a céltáblákat. Aztán akkoriba még minden házná, két-két levente állt, hogy akkor nem mehettünk föl az erdőbe, mikor gyakorótak. Ez azt hiszem egy héten eccer vót” (NOVICS ex verb.). A lötér a II. világháború után megszűnt, a területet azóta feltöltötték.

1923-ban a Wenckheim-féle lébényi uradalom birtokainak összekötésére szolgáló keskeny nyomközű vasutat építettek. Az államvasutak lébényi állomásához közlekedő

kisvasút az erdő északnyugati felével párhuzamosan haladt. A vasút megépítéséhez szükséges töltés a mai napig látható az erdő szélétől befelé 1-2 méterre. A gőzüzemű gazdasági kisvasút 1936-ig üzemelt (KISZELI 2008).

1931 februárjában a község csere útján megszerezte a római katolikus egyház erdőrészét, aminek helyén sportpályát hozott létre (MJ. FŐSZOLG. 1931/602). A sportpálya létesítésével kb. 1,3 hektár erdőt vágtak (irtottak) ki, a kialakított létesítmények láthatóak a II. világháború időszakából (1941-1944) származó topográfiai térképen (5. ábra).



5. ábra A vizsgált terület a Második Világháború időszakában készült topográfiai térképen (HM Hadtörténelmi Intézet és Múzeum Térképtár, 4959/NY és 4859/NY szelvény, 1941-1944, MA 1:50000)

Figure 5. The research area on the maps in the period of the World War II. (Maps of MD Military History Institute and Museum, Hungary, 4959/NY és 4859/NY szelvény, 1941-1944, scale 1:50000)

Az 1952-ben készült légifotón (HM Hadtörténelmi Intézet és Múzeum Térképtár, légifotó, L-33-11-D-a, 1952) az erdő faállomány-borítottsága homogénnek, összefüggőnek mondható, mindazonáltal ÉK-DNY irányban viszont különböző szélességű sávokként jól látszanak a korábbi nyilasok vonalai, illetve ezen keresztül az osztatlan közös tulajdont művelő magánszemélyek által kialakított területfelosztási rendszer. A sportpályán kívül nagyobb fátlan felszín nem látható (6. ábra). Az osztatlan közös tulajdonban lévő terület fokozatos letermelése az ezt követő időkben indult el.

A II. világháborút követően 1950-ben megalakult a Magyar Állami Erdészet. A Hanság medencéjében lévő erdők összterülete akkor még nem indokolta, hogy kezelésükre önálló erdészetet hozzanak létre, így a Tölgy-erdő először a Mosonmagyaróvári Erdőgazdasághoz került. 1953-ban az erdő kezelését a Kapuvári erdészet vette át, majd 1958-ban ismét visszakerült a Mosonmagyaróvári Erdészethez. 1960. október elsejétől a mai napig a Kisalföldi Állami Erdőgazdaságon belül az Észak-Hansági Erdészethez tartozik (THULLNER 2004).

Az 1967-es légifotón (HM Hadtörténelmi Intézet és Múzeum Térképtár, légifotó, L-33-11-D-b, 1967) két letermelt terület látható: a Lebény 54K (keleti oldalon) és 54N erdőrészlet (észak-északnyugati oldalon) (7. ábra). Az 1968. évi erdészeti üzemtervből kiderül, hogy az utóbbit ekkor újították fel akáccal, amelynek 100%-os elegyaránya a mai napig változatlan. Ebben az időszakban kapott lehetőséget néhány falubeli család, hogy az akácok sorközeiben burgonyát termesszen (SELMECI ex verb.). Az 54K erdőrészlet felújítása az üzemtervek alapján olasz nyárral, majd később magas körissel történt, ahol 1990-ben a köris aránya elérte a 40%-ot. Ma itt egy elkörisesedett állomány található.



6. ábra A vizsgált terület az 1952-ben készült légifotón (HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtár, légifotó, L-33-11-D-a, 1952)

Figure 6. The research area on the aerial photo in 1952 (Maps of MD Military History Institute and Museum, Hungary, aerial photo, L-33-11-D-a, 1952)



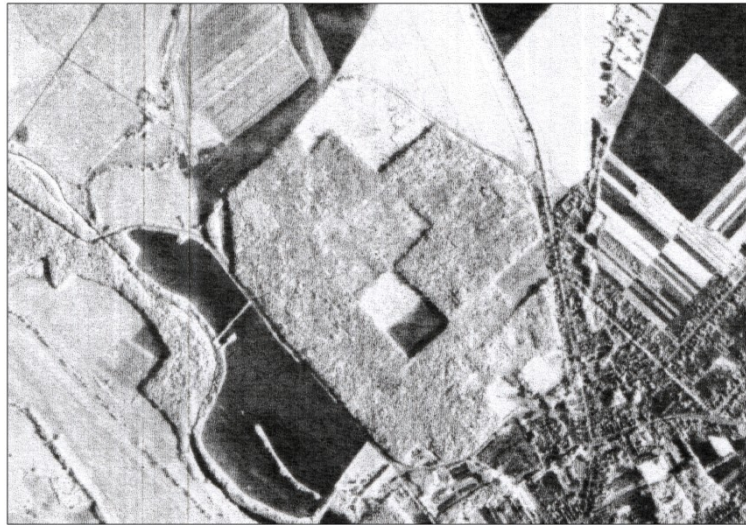
7. ábra A vizsgált terület az 1967-ben készült légifotón (HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtár, légifotó, L-33-11-D-b, 1967)

Figure 7. The research area on the aerial photo in 1967 (Maps of MD Military History Institute and Museum, Hungary, aerial photo, L-33-11-D-b, 1967)

1975 körül az 55H erdőrészletben a Magyar Honvédelmi Szövetség löteret hozott létre. A lögyakorlatok mellett lövészversenyek megrendezésére is sor került. 1989 után a létesítményt felszámolták. A kb. $12 \times 55 \times 1,5$ méteres gödör „... régen is ott volt, mielőtt még lőtér lett belőle. Az is lehet, hogy agyagot 'bányásztak' a falubeliek onnan” (SELMECI ex verb.).

Az 1983. évi légifotó (HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtár, légifotó, L-33-11-D-c, 1983) alátámasztja az üzemtervek adatait, miszerint az 54L (középen) részletet 1972-ben, az 54A (északi részen) részletet 1979-ben, az 55E és 55F részletet (középen) 1980 előtt, az 54F részletet (keleti szélén) pedig 1981-ben tarra vágták (8. ábra). Az 54A részletben a fák

átlagos magassága akkoriban 3 méter volt. Mindhárom területet 1980 körül letermelték, majd kocsányos tölgyel újították fel.



8. ábra A vizsgált terület az 1983-ban készült légifotón (HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtár, légifotó, L-33-11-D-c, 1983)

Figure 8. The research area on the aerial photo in 1983 (Maps of MD Military History Institute and Museum, Hungary, aerial photo, L-33-11-D-c, 1983)

1999 szeptemberében a védetté nyilvánított erdőben a Kisalföldi Erdőgazdaság, mint az állami területek kezelője megkezdte a 36E erdőrészlet faállományának tarvágását, kb. 3 hektár területen. Mindössze 11 idős kocsányos tölgyet hagytak meg. A képviselőtestületi ülésen hatalmas vita kerekedett az ügyből. Az erdészet képviselője az esetet azzal magyarázta, hogy az engedélyt még a védetté nyilvánítás előtt megkapták, illetve, hogy az erdőtörvény alapján készített erdőművelési terv szerint jártak el. „A lébényiek álláspontját e kérdésben legtömörebben az a képviselő fogalmazta meg, aki a vitában az erdőgazdaság képviselőjének válaszolva Pál apostolt idézte: „Non omne, quod licet, honestum est” – miszerint nem minden tisztességes, amit szabad.” (KISZELI 2008). 7-8 évvel korábban ugyanez történt a 36G részlettel is, bár akkor még nem állt védelem alatt az erdő.

Napjainkban

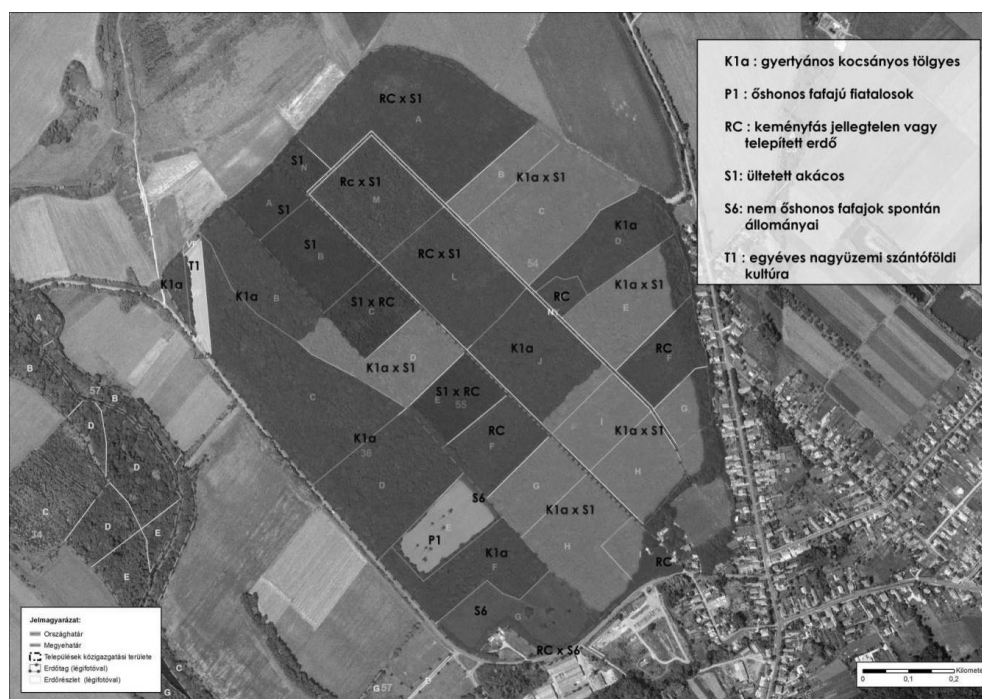
Az erdőre irodalmi források (ZÓLYOMI 1934, 1937, BOLLA 1996, KEVEY 2004 és TAKÁCS in MOLNÁR 2010) és saját adatok alapján összeírt 108 edényes növényfaj közül (1. melléklet) a védett fajok száma csekély – mindössze három faj –, ráadásul a *Polystichum aculeatum*-nak csak egy kifejlett példányát említi KEVEY (2004). Ugyanakkor a *Galanthus nivalis* és a *Scilla vindobonensis* mindenesetre napjainkban is szép számmal megtalálható az erdőben. Az üde lomberdők tavaszi geofiton fajai közül nagy mennyiségben jelen van még az *Anemone ranunculoides*, a *Ranunculus ficaria*, a *Corydalis cava*. Kiemelendő az *Ulmus glabra* jelenléte a területen.

A területen hat Á-NÉR (a 2007-ben érvényes kategória-rendszer alapján – BÖLÖNI et al. 2007) élőhelyet különítettünk el. Az ősi gyertyános-kocsányos tölgyes (K1a) az erdő nyugati részén a legkiterjedtebb. Fajösszetételüket tekintve (magas kőris, gyertyán és kocsányos tölgy) az őshonos fafajú fiatalosok (P1) is természetközelinek tekinthetők. A leginkább degradált állományok az ültetett akácok (S1) és a nem őshonos fafajok spontán állományai (S6), ami ebben az esetben bálványfát (*Ailanthus altissima*) jelent. A jellegtel

keményfás élőhelyek (RC) nagy része ültetett, de előfordulnak elkörisesedett ősi állományok is. Az egyértelműen be nem sorolható parcellák hibrid kategóriába kerültek, pl. K1a×S1, RC×S1 (9. ábra).

A rendezetlen gazdálkodási viszonyokból fakadóan az erdő 2/3-ának megfelelő kezelése mind a mai napig nem megoldott. Az 1970-es években a termelészövetkezet gazdálkodásának ideje alatti tarvágások és akáctelepítések végérvényesen megváltoztatták az erdő fafajösszetételét és struktúráját. Az említett élőhelyek határai az erdészeti tevékenység hatására összerosódtak, az erdő homogenizálódott.

A szilfavész után a ligeterdők egyik társulásalkotó faja – az *Ulmus laevis* – majdhogynem eltűnt. Az eredeti gyertyános-tölgyesek mellett ma már találhatunk elkörisesedett (RC) vagy akáccal beültetett állományokat (S1) is, illetve az agresszívan terjedő bálványfa is megkezdte spontán állományainak kialakítását (S6). Az állományok tarvágások utáni kocsányos tölgygel való felújítása eddig általában sikertelen volt az elkörisesedés vagy a bálványfa terjedése miatt. Az így kezelt erdők aljnövényzetében több helyen degradációtűrő gyomfajok jelentek meg.



9. ábra A lébényi Tölgy-erdő élőhelytérképe (SELMECI és HÖHN 2012)
Figure 9. Habitat map of the Tölgy-erdő in Lébény (SELMECI és HÖHN 2012)

A lakosság életének mindig is szerves része volt a Tölgy-erdő, amelynek képe jelentős változásokon ment át az elmúlt évszázadok során, s igaz lehet ez főként a XX. századra. Természeti, táj- és gazdálkodás-történeti, valamint a helyi lakosság életében betöltött kulturális értékei miatt fokozott figyelmet érdemelne a terület. Az erdészet, a természetvédelem, a helyi gazdálkodók együttműködésével és a lakosság bevonásával lehetővé válna a helyes kezelés megkezdése. Egy közösen kidolgozott és végrehajtott akciótervvel az érintettek hozzájárulhatnak az erdő állapotának javításához, a káros folyamatok visszaszorításához, amivel nem csak természetközeli irányba tolhatók el a folyamatok, hanem a romboló hatások (pl. inváziós növények agresszív terjedése) elleni beavatkozások költsége is csökkenthető lenne.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretnénk köszönetet mondani adatközlőinknek, Bolla Sándornak, Novics Angélnak és Selmecci Lajosnak, továbbá Kiszeli Lajos Tanár úrnak, Molnár Zsoltnak, Nagy Dénes, Balsay Sándor és Cserhalmi József erdész uraknak és a kedves lébényieknek.

Irodalom

- BÉL M. 1735-1742 in 1985: Az újabkori Magyarország földrajzi-történelmi ismertetése. Moson vármegye. Moson- Magyaróvári Helytörténelmi Füzetek IV. Mosonmagyaróvár. Győr-Sopron megyei Levéltári Igazgatóság - Hazafias Népfront Mosonmagyaróvári Bizottsága - Mosonmagyaróvári Múzeumbarát Egylet.
- BOLLA S. 1996: Lébény: gyertyános-tölgyes. Kisalföld. 1996. október 19.
- BORHIDI A., KEVEY B. 1996: An annotated checklist of the Hungarian plant communities II. The forest communities. In: BORHIDI A. (eds.): Critical revision of the Hungarian plant communities. Janus Pannonius University, Pécs. pp. 95-138.
- BORHIDI A. 2003: Magyarország növénytaululásai. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- BÖLÖNI J., MOLNÁR ZS., KUN A., BÍRÓ M. (szerk.) 2007: Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (Á-NÉR 2007). Vácrátót. Kézirat.
- CSONTOS K. 2005: West Transdanubian Region. Gateway to Europe. In: LANG, A. and EBLERS, N. (eds.): Education across Borders: Adult Education in European Border Regions. Eisenstadt. Research Society, Burgenland.
- CSÓRE P. 1997: Vadaskertek a régi Magyarországon. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- GIMES E. 1972: Lébény: útikalauz. Győr. Győr-Sopron megyei Idegenforgalmi Hivatal.
- HANKÓ J. 2000: Két évszázad a Wenckheim családdal. Linotype Betéti Társaság, Gyula.
- KEVEY B. 2004: Adatok Magyarország flórájának és vegetációjának ismeretéhez IX. Botan. Közlem., : 91(1-2): 13-23.
- KISZELI L. 2008: Lébény Könyve. A nagyközség történetének időrendi áttekintése a kezdetektől 2006-ig. Lébény Nagyközség Önkormányzata, Lébény.
- KVALE S. 2005: Az interjú. Bevezetés a kvalitatív kutatás interjútechnikáiba. Jászöveg Műhely Kiadó, Budapest.
- MAROSI S., SOMOGYI S. (szerk.) 1990: Magyarország kistájainak katasztere I-II. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest.
- MOLNÁR ZS. (szerk.) 2010: A XV. MÉTA-TÚRA túravezető füzete. Kisalföld. 2010. szeptember 29. - október 4. Kézirat.
- MOLNÁR ZS. 1996: Ártéri vegetáció Tiszadob és Kesznyéten környékén II. A keményfaliget-erdők (*Fraxino pannonicae-Ulmetum*) története és mai állapota. Botan. Közlem., 83(1-2): 51-69.
- ORTUTAY GY. (szerk.) 1982: Magyar Néprajzi Lexikon 1-5., Akadémia Kiadó, Budapest.
- PETERCSÁK T. 2005: A népi erdőbirtoklás hagyományos formái Magyarországon. Erdészeti Lapok 140(10): 292-293.
- SELMECI M., HÖHN M. 2012: A lébényi „Tölgy-erdő” növényzetének változása a tájhasználat és tájtörténet ismeretében. Kertgazdaság 44(4): 54-61.
- SIMON T. 2008: A magyarországi edényes flóra határozója: Harasztok- virágos növények. Budapest. Nemzeti Tankönyvkiadó.
- TAKÁCS G. 2010: Lébény-Tölgyerdő. In: MOLNÁR ZS. (szerk.) 2010: A XV. MÉTA-TÚRA túravezető füzete. Kisalföld. 2010. szeptember 29. - október 4. Kézirat.
- THULLNER I. 2001: Lébény. Száz magyar falu könyvesháza, Budapest.
- THULLNER I. (szerk.) 2004: Jánossomorja- Kismonográfia és településtörténelmi olvasókönyv. Jánossomorja. Jánossomorja Kultúrájáért Közalapítvány.
- VON THIELE, J. C. 1833: Das Königreiche Ungarn: ein topographisch-historisch-statistisches Rundgemälde, das Ganze dieses Landes in mehr denn 12.400 Artikeln umfassend. Zweiter Band. Kaschau.
- ZÓLYOMI B. (1934): A Hanság növényközvetkezetei (összefoglalás). Vasi Szemle 1(2): 146-174.
- ZÓLYOMI B. (1937): A Szigetköz növénytaululásának kutatásának eredményei. Botan. Közlem., 34(5-6): 169-190.

Levéltári források

- MJ. FŐSZOLG. 1875 – Győr-Moson-Sopron Megye Győri Levéltárának Mosonmagyaróvári Részlege, a Magyaróvári járás Főszolgabírójának iratai, IV. 460. a. Doboz - Községi Szabályrendeletek, A – L.
- MJ. FŐSZOLG. 1922/6205 – Győr-Moson-Sopron Megye Győri Levéltárának Mosonmagyaróvári Részlege, a Magyaróvári járás Főszolgabírójának iratai, IV. 460. a. Doboz - Községi Szabályrendeletek, A – L.

- MJ. FŐSZOLG. 1931/602 – Győr-Moson-Sopron Megye Győri Levéltárának Mosonmagyaróvári Részlege, a Magyaróvári járás Főszolgabírájának iratai, IV. 460. a. doboz - Községi Szabályrendeletek, A – L.
- MVM. KGY. JKV. 1812/390 – Győr-Moson-Sopron Megye Győri Levéltárának Mosonmagyaróvári Részlege, Moson vármegye Nemesi Közgyűlésének jegyzőkönyvei.
- MVM. KÖZIG. B. ERD. 1891/154 – Moson vármegye Közigazgatási Bizottság Erdészeti Albizottság iratai 1881-1902.
- MVM. KÖZIG. B. ERD. 1900/58 – Moson vármegye Közigazgatási Bizottság Erdészeti Albizottság iratai 1881-1902.
- MVM. Ú. 1773. – Győr-Moson-Sopron Megye Győri Levéltárának Mosonmagyaróvári Részlege, Moson vármegyei úrbéri iratok levéltári gyűjteménye, IV. B. 915 Lébény 1768-1838.
- MVM. Ú. 1781. – Győr-Moson-Sopron Megye Győri Levéltárának Mosonmagyaróvári Részlege, Moson vármegyei úrbéri iratok levéltári gyűjteménye, IV. B. 915 Lébény 1768-1838.
- MVM. Ú. 1793. – Győr-Moson-Sopron Megye Győri Levéltárának Mosonmagyaróvári Részlege, Moson vármegyei úrbéri iratok levéltári gyűjteménye, IV. B. 915 Lébény 1768-1838.

Szóbeli adatközlők

- BOLLA ex verb.: Bolla Sándor, szül.: 1942, erdőmérnök
NOVICS ex verb.: Novics Angéla, szül.: 1933, lébényi lakos
SELMECI ex verb.: Selmecsi Lajos, szül.: 1956, lébényi lakos

STUDIES ON THE LANDSCAPE HISTORY OF THE TÖLGY-ERDŐ IN LÉBÉNY

M. SELMECI¹, M. HÖHN², D. SALÁTA¹

¹Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Science,
Institute of Environmental and Landscape Management 2103 Gödöllő, Páter K. u. 1.

²Corvinus University of Budapest, Faculty of Horticulture, Department of Botany
1118 Budapest, Ménesi út 44.
e-mail: selmecim@gmail.com

Keywords: landscape history, forest-use history, Lébény, Győr basin, remnant woodland

The Tölgy-erdő near Lébény village (W-Hungary) is an area rich in nature and culture, located on the eastern periphery of the Hanság territory, being under nature conservation. Two types of threatened habitats exist on the research area: *Circaeo-Carpinetum* and *Pimpinello majoris-Ulmetum* woodlands. Our aim was to study the landscape history and reconstruct the forest use history of the forest. The changing in time and the history of forest use were chronologically ordered by the use of literature sources, archive documents and reports of local inhabitants. Results of historical research were supported with historical maps and archive aerial photos with the highlighting of matching forest management plans with archive aerial photos. Significant changes in the state of the forest were started after 1952 and escalated in the 70's. 108 vascular plant species have been listed based on literature and own field research. 6 habitat types were identified they are presented on a habitat map in parallel with the present state of the vegetation. We have realized that the habitats in the best naturalness state are situated in the eastern and north-eastern part of the forest.

1. melléklet: A lébényi Tölgy-erdő irodalmi és saját adatok alapján összeállított fajlistája
Appendix 1. Species list of the Tölgy-erdő in Lébény based on literature and own data

	ZÓLYOMI (1934)	ZÓLYOMI (1937)	BOLLA (1996)	KEVEY (2004)	TAKÁCS in MOLNÁR (2010)	Saját adat 2010
1. <i>Acer campestre</i> L.	-	-	-	-	+	+
2. <i>Acer platanoides</i> L.	-	-	-	-	-	+
3. <i>Acer pseudoplatanus</i> L.	-	-	-	-	-	+
4. <i>Aegopodium podagraria</i>	-	-	+	-	+	+
5. <i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle	-	-	-	-	-	+
6. <i>Allium ursinum</i> L.	-	-	+	-	-	-
7. <i>Alnus glutinosa</i> L. Gärtn.	-	-	-	-	+	-
8. <i>Anemone ranunculoides</i> L.	+	-	+	-	-	+
9. <i>Anthriscus cerefolium</i> L. Hoffm.	-	-	+	-	-	+
10. <i>Arctium lappa</i> L.	-	-	-	-	-	+
11. <i>Arum maculatum</i> L.	-	+	-	-	-	-
12. <i>Arum orientale</i> M. B.	-	-	+	-	-	+
13. <i>Asarum europaeum</i> L.	-	-	+	-	-	-
14. <i>Galium odoratum</i> (L.) Scop.	+	+	+	-	+	+
15. <i>Athyrium filix-femina</i> (L.) Roth	-	-	-	-	-	+
16. <i>Ballota nigra</i> L.	-	-	-	-	-	+
17. <i>Brachypodium sylvaticum</i> Huds.	-	-	+	-	+	+
18. <i>Campanula trachelium</i> L.	+	+	-	-	-	+
19. <i>Carex brizoides</i> L.	-	-	-	-	+	+
20. <i>Carex pilosa</i> Scop.	+	-	+	-	+	+
21. <i>Carex remota</i> Grufbg.	-	-	-	-	+	-
22. <i>Carex sylvatica</i> Huds.	+	-	+	-	-	+
23. <i>Carpinus betulus</i> L.	+	-	-	-	+	+
24. <i>Cerasus avium</i> (L.) Moench.	-	-	-	-	-	+
25. <i>Chelidonium majus</i> L.	-	-	+	-	-	+
26. <i>Circaea lutetiana</i> L.	-	-	+	-	-	+
27. <i>Clematis recta</i> L.	+	-	-	-	-	-
28. <i>Clematis vitalba</i> L.	-	-	-	-	-	+
29. <i>Colchicum autumnale</i> L.	+	-	+	-	-	+
30. <i>Convallaria majalis</i> L.	+	-	-	-	-	+
31. <i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronqu.	-	-	-	-	-	+
32. <i>Cornus mas</i> L.	+	-	-	-	+	+
33. <i>Cornus sanguinea</i> L.	-	-	-	-	+	+
34. <i>Corydalis cava</i> (L.) Schw. et Koerte	+	-	+	-	-	+
35. <i>Corylus avellana</i> L.	+	-	-	-	+	+
36. <i>Crataegus laevigata</i> (Poir.) DC.	-	-	-	-	-	+
37. <i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	-	-	-	-	-	+
38. <i>Dactylis polygama</i> Horvátovszky	-	-	-	-	-	+
39. <i>Daucus carota</i> L.	-	-	-	-	-	+
40. <i>Dryopteris filix-mas</i> (L.) Schott	-	-	-	-	-	+
41. <i>Elymus caninus</i> (L.) L.	-	-	-	-	-	+
42. <i>Euonymus europaeus</i> L.	-	-	-	-	-	+
43. <i>Euphorbia cyparissias</i> L.	-	-	-	-	-	+
44. <i>Fraxinus angustifolia</i> subsp. <i>pam.</i> Wahl.	-	-	-	-	-	+
45. <i>Fraxinus excelsior</i> L.	-	-	-	-	+	+
46. <i>Fraxinus pennsylvanica</i> Marsh.	-	-	-	-	-	+
47. <i>Galanthus nivalis</i> L.	+	-	+	-	+	+
48. <i>Galeopsis ladanum</i> L.	-	-	-	-	-	+
49. <i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	-	-	-	-	-	+
50. <i>Galium aparine</i> L.	-	-	-	-	-	+
51. <i>Galium odoratum</i> (L.) Scop.	+	+	+	-	+	+
52. <i>Geum urbanum</i> L.	+	-	-	-	-	+
53. <i>Hedera helix</i> L.	+	-	-	-	-	+
54. <i>Heracleum sphondylium</i> L.	+	-	-	-	-	+
55. <i>Galeobdolon luteum</i> Huds.	-	-	+	-	-	-
56. <i>Lamium purpureum</i> L.	-	-	-	-	-	+
57. <i>Lapsana communis</i> L.	-	-	-	-	-	+
58. <i>Ligustrum vulgare</i> L.	-	-	-	-	+	+
59. <i>Lithospermum purpureo-coeruleum</i> (L.) I.M. J.	+	-	-	-	-	+
60. <i>Lysimachia nummularia</i> L.	-	-	+	-	-	+
61. <i>Lythrum salicaria</i> L.	-	-	+	-	-	-
62. <i>Melittis melissophyllum</i> L.	+	-	-	-	-	+
63. <i>Morus alba</i> L.	-	-	-	-	-	+
64. <i>Ornithogalum boucheanum</i> Kunth.	-	-	-	-	-	+

65. <i>Oxalis stricta</i> L.	-	-	-	-	-	+
66. <i>Paris quadrifolia</i> L.	-	-	+	-	-	-
67. <i>Physalis alkekengi</i> L.	-	-	+	-	-	+
68. <i>Pimpinella major</i> L. Huds	-	+	-	-	-	+
I. melléklet folytatása	ZÓLYOMI (1934)	ZÓLYOMI (1937)	BOLLA (1996)	KEVEY (2004)	TAKÁCS in MOLNÁR (2010)	Saját adat 2010
69. <i>Poa nemoralis</i> L.	+	-	-	-	-	+
70. <i>Polygonatum latifolium</i> (Jacq.) Desf.	+	-	+	-	-	+
71. <i>Polygonatum multiflorum</i> (L.) All.	+	-	-	-	-	+
72. <i>Polygonum hydropiper</i> (L.) Spach.	-	-	-	-	-	+
73. <i>Polystichum aculeatum</i> (L.) Roth	-	-	-	+	-	-
74. <i>Populus alba</i> L.	-	-	-	-	-	+
75. <i>Populus</i> × <i>canescens</i>	-	-	-	-	-	+
76. <i>Primula veris</i> Huds.	-	-	+	-	-	-
77. <i>Prunella vulgaris</i> L.	-	-	-	-	-	+
78. <i>Prunus padus</i> L.	-	-	-	-	-	+
79. <i>Pulmonaria officinalis</i> L.	+	-	+	-	-	+
80. <i>Quercus robur</i> L.	+	-	-	-	+	+
81. <i>Ranunculus ficaria</i> L.	+	-	+	-	-	+
82. <i>Rhamnus catharticus</i> L.	-	-	-	-	-	+
83. <i>Robinia pseudoacacia</i> L.	-	-	-	-	-	+
84. <i>Rosa canina</i> L.	-	-	-	-	-	+
85. <i>Rubus caesius</i> L.	-	-	-	-	-	+
86. <i>Sambucus ebulus</i> L.	-	-	-	-	-	+
87. <i>Sambucus nigra</i> L.	-	-	-	-	-	+
88. <i>Sanicula europaea</i> L.	+	+	-	-	-	-
89. <i>Scilla vindobonensis</i> Speta	+	-	+	-	+	+
90. <i>Solanum dulcamara</i> L.	-	-	+	-	-	-
91. <i>Solidago canadensis</i> L.	-	-	-	-	-	+
92. <i>Solidago gigantea</i> Ait.	-	-	+	-	-	-
93. <i>Stachys palustris</i> L.	-	-	+	-	-	-
94. <i>Stachys sylvatica</i> L.	-	-	-	-	-	+
95. <i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	-	-	-	-	-	+
96. <i>Stenactis annua</i> (L.) Nees	-	-	-	-	-	+
97. <i>Tilia cordata</i> Mill.	-	-	-	-	-	+
98. <i>Tilia platyphyllos</i> Scop.	+	-	-	-	-	-
99. <i>Tussilago farfara</i> L.	-	-	+	-	-	-
100. <i>Ulmus laevis</i> Pall.	-	-	-	-	+	-
101. <i>Ulmus minor</i> Mill.	-	-	-	-	-	+
102. <i>Ulmus glabra</i> Huds.	+	-	-	-	+	+
103. <i>Urtica dioica</i> L.	-	-	-	-	+	+
104. <i>Veronica chamaedrys</i> L.	+	-	-	-	-	-
105. <i>Viburnum lantana</i> L.	+	-	-	-	-	+
106. <i>Viburnum opulus</i> L.	-	-	-	-	+	-
107. <i>Viola hirta</i> L.	-	-	-	-	-	+
108. <i>Viola mirabilis</i> L.	+	+	-	-	-	+

A TÁJTERVEZÉS ÉS A TÁJVÉDELEM HELYZETE AZ EURÓPAI ORSZÁGOK TERÜLETI TERVEZÉSÉBEN

FILEPNÉ KOVÁCS Krisztina, VALÁSZKI István, SALLAY Ágnes, JOMBACH Sándor

Budapesti Corvinus Egyetem, Tájtervezési és Területfejlesztési Tanszék
1118 Budapest, Villányi út 35-43.
e-mail: krisztina.kovacs@uni-corvinus.hu

Kulcsszavak: tájtervezés, tájvédelem, Európai Táj Egyezmény, területi tervezés

Összefoglalás: Kutatásaink során a tájtervezés, a tájvédelem helyzetével foglalkoztunk, illetve azzal foglalkoztunk hangsúlyozottan, hogy a tájtervezés milyen módon jelenik meg az európai országok a területi tervezési rendszerében. Munkánk alapját az egyes országok területi tervezését meghatározó alapidokumentumok, politikák áttekintésén túl az *Interreg CE* által finanszírozott *Vital Landscapes* projekt szakértői jelentései adták. A kutatásba bevont országok: Ausztria, Cseh Köztársaság, Németország, Lengyelország, Magyarország, Szlovénia, Szlovákia valamint Norvégia.

Bevezetés

Számos kutatás, projekt foglalkozott már az európai országok területi tervezési rendszerével. Az Európai Közösség Regionális Politika Főigazgatóság irányításával például átfogó összehasonlító elemzést végeztek a tagállamok (15 állam) területi politikájáról 1997-ben (Európai Bizottság, 1997). Ritkán találunk azonban a tájtervezés, a tájvédelem helyzetével és hatáskörével foglalkozó, összehasonlító kutatásokat. A különböző tájtervezéssel kapcsolatos konfliktusok nemcsak az európai táji adottságok változatosságának tudhatók be, hanem annak is, hogy a tájtervezés az egyes európai országokban eltérő módon épül be a területi tervezés rendszerébe.

Jelen kutatásunk céljai a következők voltak:

- az európai integráció hatásainak vizsgálata az egyes országok területi tervezésére és tájtervezésére,
- az országok területrendezési rendszerében fellelhető legjelentősebb különbségek kiemelése (rendszer, hangsúlyok),
- a tájjal kapcsolatos témák és a tájtervezés integrálásának és alkalmazásának összevetése a területi tervezés rendszerében.

Anyag és módszer

A kutatás során széleskörű vizsgálatokat végeztünk az egyes európai országok területi tervezési rendszeréhez kapcsolódóan, a tájtervezés integrálására fókuszálva. Az egyes dokumentumok, politikák áttekintésén túl mélyebb összehasonlító elemzéseket végeztünk az *Interreg Central Europe* által finanszírozott *Vital Landscapes* projekt keretein belül. A kutatásba bevont országok a következők voltak: Ausztria, Cseh Köztársaság, Németország, Lengyelország, Magyarország, Szlovénia, Szlovákia valamint Norvégia. A vizsgált országok az utóbbi kivételével az Európai Unió tagjai, viszont Norvégia az Európai Gazdasági Térség tagjaként része az EU közös belső piacának. Érdekes lehet, hogy milyen különbségek jelennek meg Norvégia esetében sajátos helyzetének köszönhetően.

A kutatás során használtuk a tájvédelem témakörében az Európa Tanács számára készült ország-jelentéseket (Európai Táj Egyezményhez kapcsolódó beszámolók) és a területi

tervezésre hatással lévő nemzeti koncepciókat (Területrendezési Irányelvek – Cseh Köztársaság; Területfejlesztési Stratégia és Szlovénia Térbeli Rendszere; Területrendezési törvény Szlovéniában stb.), jogszabályokat (Területrendezési és -fejlesztési törvény – Lengyelország; Természeti Diverzitás törvény – Norvégia). A legtöbb ország ratifikálta az Európai Táj Egyezményt (ETE), és széles körű fórumot nyitott a tájtervezést és tájvédelmet illetően. Többnyire az összes ország készített már átfogó jelentést az ETE alkalmazásáról, valamint több ország indított kezdeményezéseket a tájvédelem terén. A kutatás során a következő kérdésekre kerestük a választ:

- A területi tervezést, mint alapvető keretrendszert illetően milyen különbségek vannak az egyes országokban, ezen belül mely területi szinten alakítják ki a területrendezés szabályozását, valamint a területfejlesztés és a területhasználat szabályozása mennyiben válik el egymástól?
- Az Európai Táj Egyezmény mennyiben volt hatással a vizsgált országok tájtervezésére?
- Hogyan jelenik meg a tájtervezés és a tájvédelem a területi tervezésben, milyen módon integrálódik a táj a helyi szintű tervekbe?
- Van-e valamilyen speciális mechanizmus a tájépítészeti tervek, a tájjal kapcsolatos elvek alkalmazására, végrehajtására? Melyek a leggyakrabban felmerülő konfliktusok ezen a területen?
- Az utóbbi két évtizedben tetten érhető-e valamilyen változás a tájjal kapcsolatos hozzáállásban?
- Van-e valamilyen egyeztető/koordináló fórum azon szektorok között, amelyek befolyásolják a tájváltozásokat?

Eredmények és megvitatásuk

Az Európai Unióban a területi tervezés fogalmát szélesebb értelemben használják. Fontos eszköze a szociális és a gazdasági irányú célok elérésnek, különösképpen a területi különbségek mérséklésének. A legtöbb ország gyakorlatában a területi tervezés magába foglalja a területfejlesztést és a területrendezést egyaránt.

Az európai integráció hatásai

A kutatás során elemeztük az EU és az Európa Tanács szabályozásának hatását az egyes országok területi tervezési és tájtervezési rendszerére. A közép-kelet-európai országok területi tervezése felülvizsgálatra került és jelentősen átalakult az 1990-es években a politikai változásoknak, valamint az uniós jogalkotás átvételének köszönhetően. Több közösségi politika van hatással kisebb nagyobb mértékben a területi tervezésre, mint a regionális politika, a környezetvédelem, a közlekedéspolitika, elsősorban a TEN-T-hez kapcsolódó tervezés, a vidékfejlesztés révén a közös agrárpolitika. A területi tervezés nem tartozik közösségi politikák körébe, így jogharmonizáció nem érintette közvetlenül, ezért az Európai Unió intézményei csak ajánlásokat dolgoztak ki. A területi tervezés harmonizációját illetően az első komoly állomás az Európai Területfejlesztési Perspektíva (ESDP, EUROPEAN SPATIAL DEVELOPMENT PERSPETKTIVE 1999) elfogadása volt. Annak ellenére, hogy az ESDP nem jelentett új kötelezettségeket a tagállamok számára, közös célokat fogalmazott meg a kiegyensúlyozott és fenntartható területfejlesztés érdekében az EU egész területére, valamint iránymutatást adott a tagországok területi tervezéséhez. Hatása napjainkig számottevő. Az ESDP felhívja a figyelmet arra, hogy a természeti és a kulturális örökség gazdasági tényező, erőforrást képvisel, mely egyre jelentősebb szerepet kap a területfejlesztésben. Az ESDP

felhívta a figyelmet az európai tájak egyik általános jellemzőjére: a folyamatos „fejlődés”-re, amely azonban többnyire uniformizálódáshoz és a biodiverzitás csökkenéséhez vezet. Az ESDP számos iránymutatást adott a tájértékek megőrzésére és védelmére, melyek a területfejlesztés máig gyakran kiaknázatlan erőforrásait jelentik. Az ETP felhívta a figyelmet a területi politikában a Natura 2000 területek európai ökológiai hálózatának jelentőségére, mely a természet-megőrzési hagyományokkal szemben a védelem új gyakorlatát: a használat révén megvalósuló tájvédelmet helyezi előtérbe. Az Európai Unió Területi Agendáját (TERRITORIAL AGENDA 2020), 2011-ben fogadták el³ a magyar elnökség koordinációs tevékenysége eredményeképpen. A regionális politikáért felelős miniszterek által elfogadott Agenda az Európát érő területi kihívások között (mint a globalizáció, az éghajlatváltozás, a szociális szegregáció) megemlíti a biodiverzitás csökkenését, a természeti, a táji és a kulturális örökség veszélybe kerülését. Az Agendának, mint egy rövid politikai dokumentumnak célja az európai régiók és városok potenciáljának mozgósítása a gazdasági növekedés érdekében legyőzve a különböző társadalmi, gazdasági és környezeti kihívásokat. Az Agenda a prioritások között említi a régiók ökológiai, táji és kulturális értékeinek védelmét és összekapcsolását.

Az Európa Tanácsnak jelentős szerepe van az európai táji értékek védelmében, feltárásban. Számos nemzetközi jogi eszköz született az elmúlt évtizedekben, amelyek közvetlenül vagy közvetve hatással vannak a tájra. Azonban nem létezett olyan nemzetközi szabályozás, jogszabály mely speciálisan, közvetlenül az európai tájakkal és azok megőrzésével foglalkozott volna. Az Európai Táj Egyezményt e hiány pótlására hozták létre, melynek jelentősége, hogy ajánlásai és intézkedései lefedik az európai országokban fellelhető tájak teljes spektrumát. Az Egyezmény általános célja arra bátorítani a hatóságokat szerte a kontinensen, hogy a tájak védelme, fenntartása és tervezése érdekében átvegyék, beépítsék az ajánlásokat politikájukba, intézkedéseikbe helyi, regionális, országos és nemzetközi szinten egyaránt. Mindezt annak érdekében, hogy megőrizték az európai tájak értékeit, valamint, hogy a közintézmények, helyi és regionális hatóságok felismerjék a táj értékét és fontosságát, és így vegyenek részt az ehhez kapcsolódó közösségi döntéshozásban. Az Európa Tanács által megalkotott Európai Táj Egyezmény (ETE) jelentős hatást gyakorol a tájtervezésre. A kutatás során vizsgált országok többsége aláírta és ratifikálta az egyezményt, néhányuk viszont még nem tette meg ezt (1. táblázat).

Kutatásaink alapján nyilvánvalóvá vált, hogy általában a területi tervezést vagy a tájjal kapcsolatos hozzáállást illetően az alapvető különbségek az egyes országok gyakorlatában nem a tagság (EU) vagy az egyezményekhez való csatlakozás különbségeiből erednek (ETE). A különbségek oka sokkal inkább a kormányzás, az önkormányzatiság hagyományainak, a természet- és a tájvédelem fontosságának megítélése. Így annak ellenére, hogy Németország nem írta alá az Európai Táj Egyezményt, rendkívül erősek a természetvédelem hagyományai az országban és erős jogi eszközökkel rendelkezik a tájtervezés és tájvédelem területén.

Az európai integráció hatása erős a vizsgált országok területi tervezésére, annak ellenére, hogy az Európai Unióban a területi tervezés nem tartozik a közösségi politikák közé. Azonban számos olyan ágazat van, amelyekhez kapcsolódóan komoly szabályozás alakult ki az EU-ban és amelyek jelentősen befolyásolják a területi tervezést és a tájtervezést (mint a környezetvédelem, a regionális politika, a közlekedés politika, a természetvédelem stb.).

³ Az ESDP-hez hasonló szintű, az EU prioritásait megfogalmazó dokumentum elfogadására 2007-ben került sor: Területi Agenda 2007 címmel, amelynek legfőbb „célja, hogy a helyi szint igényeinek határozottabb figyelembevételével elősegítse a régiók és a városok eltérő területi adottságainak eredményes kihasználását, hozzájárulva ezzel a területi kohézió megvalósításához.” <http://regionalispolitika.kormany.hu/teruleti-agenda-2007>

1. táblázat Az Európai Táj Egyezmény ratifikációs folyamata a vizsgált országokban
 Table 1. Ratification process of European Landscape Convention

Ország	Aláírás	Ratifikálás	Hatályba lépés
Ausztria	Nem	Nem	Nem
Cseh Köztársaság	2002.11.28	2004.06.03	2004.10.01
Németország	Nem	Nem	Nem
Norvégia	2000.10.20	2001.10.23	2004.03.01
Magyarország	2005.09.28	2007.10.26	2008.02.01
Lengyelország	2001.12.21	2004.09.27	2005.01.01
Szlovákia	2005.05.30	2005.08.09	2005.12.01
Szlovénia	2001.03.07	2003.09.25	2004.03.01

Forrás: http://www.coe.int/t/dg4/cultureheritage/heritage/landscape/default_en.asp

A tájtervezéshez kapcsolódóan az Európa Tanácsnak van jelentős szerepe az Európai Táj Egyezmény kidolgozása révén. A Táj Egyezménynek olyan komoly szakmai jelentősége van, hogy az egyezmény aláírása nélkül is hatással van az európai országok tájépítészetére. Az ETE egyik legfontosabb eredményének tekinthető, hogy nemzetközi egyeztetési, know-how platformot, fórumot nyitott a tájvédelmi, tervezési kérdések megvitatására, a tapasztalatok, a jó gyakorlatok cseréjére, bemutatására. Az egyes országokban leginkább a táj térképezéséhez, elemzéséhez, értékeléséhez kapcsolódóan indultak kezdeményezések. A tájvédelemhez kapcsolódó tudatosság erősítését, szemléletformálást segítő kezdeményezések is elindultak (Lengyelország, Cseh Köztársaság, Magyarország). Az országok általában az ETE tájfogalmát követik, kivéve Lengyelországot, amely továbbra is különbséget tesz a természeti és a kultúrtáj között (MAJCHROWSKA 2011).

A területi tervezés keretrendszerének különbségei

A különböző kormányzati struktúráknak, alkotmányos berendezkedésnek, földrajzi helyzetnek, hagyományoknak köszönhetően az összes vizsgált országban más-más szinteken működik a területi tervezés rendszere. Általánosan a következőképpen kategorizálhatjuk az országokat: föderális (Németország, Ausztria) és regionalizált államok (Lengyelország), valamint unitáris országok (Szlovénia, Norvégia, Magyarország, Szlovákia, Cseh Köztársaság)⁴. A klasszikus unitáris berendezkedési államokban az egyes területi szintek önrendelkezése korlátozott. A szövetségi és a regionalizált országok régiói jelentős szabályozási erővel, önállósággal és pénzügyi függetlenséggel rendelkeznek (ILLES 2011, METIS GmbH 2009). Németországban és Ausztriában a föderatív struktúrának köszönhetően a régiók (a tartományok) felelősek a területfejlesztés jogszabályi környezetének

⁴ A szakirodalomban létezik egy decentralizált unitáris kategória is. A klasszikus unitáris államoktól a föderális államokig terjedő skálán a legfontosabb differenciáló tényező a központi és a helyi szint közötti térségi/területi szint önállóságának a mértéke. A regionalizált országok annyiban sajátosak, hogy egyes régiók jelentősebb önrendelkezési joggal rendelkeznek a többihez viszonyítva (Spanyolország, Nagy-Britannia).

megalkotásáért. Ezzel szemben az unitáris és regionalizált államokban a kormányok feladata a területi tervezés jogszabályi kereteinek felállítása, valamint a területfejlesztési tervek/stratégiák elkészítése.

2. táblázat A magyarországi területi tervek súlypontjai (ILLÉS 2011)
Table 2. Focal points of the Hungarian spatial plans (ILLÉS 2011)

Tervezési terület	Közép-Nyugat-Európa	Magyarország
Területhasználat	<i>Területi tervezés</i>	Területrendezés
Közlekedési infrastruktúra		Területfejlesztés
Településfejlesztés		
Demográfia, foglalkoztatás		
Társadalmi jólét		
Gazdasági struktúra		
Vállalkozások pénzügyi támogatása	<i>Regionális tervezés</i>	

Az egységes területi tervezésű országokban átfogóbb, nagyobb térségekre vonatkozó területi tervek többnyire a fejlesztési stratégiákra és iránymutatásokra koncentrálnak, helyi szinten azonban a tervek leghangsúlyosabb eleme a területhasználat szabályozása. Néhány országban a területi tervezési rendszer két fő ágra oszlik: területfejlesztési tervek és területrendezési tervek (2. táblázat). A Cseh Köztársaságban és Lengyelországban részletesen szabályozzák a különböző területi szintek terveinek tartalmát, a közöttük lévő kapcsolatokat, valamint a két fő tervezési ág tartalmát, hatáskörét (1. ábra). Magyarország esetében a területfejlesztés és a területrendezés közötti koherencia nem tökéletes: az egyes területi szinteken a korábban jellemző gyakorlat szerint különböző intézményi testületek dolgozták ki és fogadták el a kétféle típusú tervet, így nehezítve és akadályozva a hatékony és eredményes végrehajtásukat. A *Kormány 314/2012. (XI. 8.) Korm. rendelete a településfejlesztési koncepcióról, az integrált településfejlesztési stratégiáról a fejlesztési koncepciók és rendezési tervek a közös megalapozó vizsgálat tartalmi követelményeinek meghatározásával segítheti a két tervtípus egymásra épülését, koherenciáját a jövőben. A területfejlesztésről szóló törvény 2011-es módosítása alapján megyei szinten a fejlesztési és a rendezési tevékenység gazdája egységesen a megyei önkormányzat lett*⁵.

⁵ Az 1996. évi XXI. törvény a területfejlesztésről és területrendezésről módosítása a 2011. évi CXCVIII. törvény keretében



1. ábra A területi és a stratégiai tervezés közötti kapcsolatrendszer a Cseh Köztársaságban (KAŠPAROVÁ és PŮČEK 2008, viz. www.uur.cz alapján saját szerkesztés) (A nyilak jogilag kötelező érvényű kapcsolatokat jelölnek)

Figure 1. Relationship between spatial and strategic planning in the Czech Republic

A területi tervezés eltéréseit illetően a legfontosabb tanulság, hogy egyes országokban jelentősek a különbségek az egyes tervezési ágak között. Azokban az országokban, ahol a fejlesztési és a rendezési tervezés koherenciája, egymásra épülése, tartalma részletesen szabályozott, valamint hatékony egyeztető fórumok működnek a tervtípusok elkülönítése nem okoz nehézségeket.

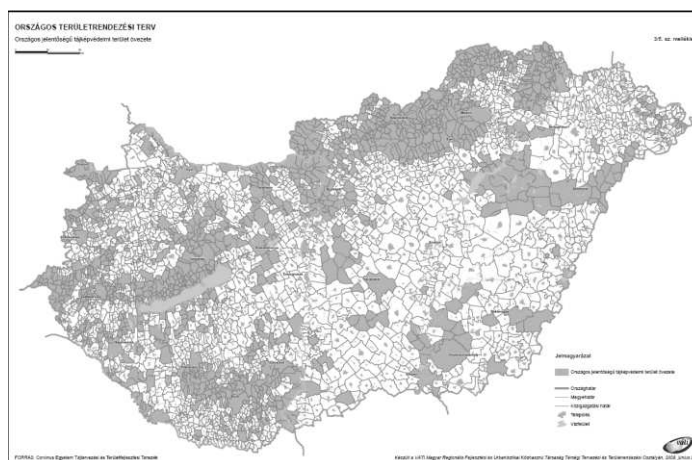
Tájszemlélet megjelenése a területi tervezésben

Összességében minden vizsgált országban a helyi hatóságok feladata a részletes területi és a területrendezési tervek elkészítése. Minden egyes országban egyedi megoldások vannak a tájjal kapcsolatos témák integrálására. A legtöbb országban a biodiverzitással, a természetvédelemmel és a tájvédelemmel kapcsolatos jogi dokumentumok jelentős hatást gyakorolnak a területi tervekre. A tájjal kapcsolatos témák többnyire a tájstruktúra elemzését, tájökölógiai értékelést (Norvégia, Szlovénia, Szlovákia) jelentenek, vagy a területi tervezés egy kezdeti lépéseként jelennek meg (Szlovákia). Ugyanakkor különböző szabályozási zónák alapjaként is szolgálnak a területi tervekben, mint például az ökológiai hálózat vagy a tájképvédelmi övezetek (2. ábra). Hazánkban a jelenleg érvényben lévő Országos Területfejlesztési Koncepcióban kiemelten jelenik meg a tájszemlélet⁶. Külön területi célkitűzést jelent a természeti és a táji értékekben gazdag térségek fenntartható hasznosítása, valamint olyan térhasználati elveket vezet be, amelyek erősítik a táji értékek védelmét. A jelenleg elfogadás előtt álló Országos Fejlesztési és területfejlesztési Koncepcióban is megjelennek a táji szempontok⁷. Szlovéniában a tájfejlesztés integrált része a területi terveknek, a táji kérdések többnyire a különböző ágazatokhoz kapcsolódó területi védelem keretein belül jelennek meg. Lengyelország esetében a „vajdasági” területrendezési terv

⁶ Az Országgyűlés 97/2005.(XII.25.) OGY határozata az Országos Területfejlesztési Koncepcióról

⁷ Nemzeti fejlesztés 2020, <http://www.nth.gov.hu/oftk/index.html>

(regionális szint) minden esetben speciális tervezési területeket határoz meg (pl. védett ökológiai területek és területhasználati korlátozások).



2. ábra Tájképvédelmi övezet az Országos Területrendezési Tervből, Magyarország

Forrás: <http://www.vati.hu/index.php?page=main&menu=19819&langcode=hu>

Figure 2. Landscape scenary protection zone in the Hungarian Land Use Framework Plan

Source: <http://www.vati.hu/index.php?page=main&menu=19819&langcode=hu>

Több vizsgált országban található tájtervek, pontosabban védett területekre készülő kezelési tervek (Norvégia, Cseh Köztársaság, Magyarország). Norvégiában elsősorban a természetvédelmi területté nyilvánítás részét képezik ezek a kezelési tervek, amelyeknek azonban a táj nem domináns eleme. A tájvédelmi körzetek határain belül általában nincsenek települések (az IUCN kategóriarendszere szerint V. kategória). Törvényi előírások alapján „Kulturális örökségvédelmi területeket” is lehet védetté nyilvánítani, ami azonban még nem gyakori Norvégiában. A természetvédelmi és kulturális örökségvédelmi intézkedések a kezelési tervek előírásai alapján történnek. Tájképvédelmi tevékenység Lengyelországban elsősorban nagyterjedésű tájképvédelmi körzetekhez és kulturális örökségvédelmi parkokhoz kapcsolódik. A gyakorlatban ez (a tájvédelem) az önkormányzatok tájterveinek keretein belül valósul meg (MAJCHROWSKA 2011). Cseh szakértők beszámolója rávilágít a tájtervezés hiánya miatt a szigorú tájképvédelmi programok megvalósításából származó konfliktusokra. Komoly intézményi háttere van a Cseh Köztársaságban a nagyterjedésű tájképvédelmi körzetek fenntartásának, kezelésének. A védett területekre készült kezelési tervek a tájalakítás céljainak megvalósítását garantáló sajátos eszközök, még akkor is, ha a táj egyes elemeinek védelmére nagyobb hangsúlyt fektetnek, mint a teljes rendszerek védelmére (PLESNÍK 2008). Ilyen típusú kezelési tervek Szlovéniában nem léteznek. Szlovákiában a „tájterv” a területi terveket megalapozó „tájökológiai tervek” központi eleme. Szlovákiában a tájökológiai tervezés megerősödésének több oka van:

- tájökológiai iskola hagyományai Szlovákiában;
- tájökológiai tervezés módszertanának kidolgozása és alkalmazása (LANDEP);
- “a táj ökológiai stabilitásának térségi rendszere⁸” alapelve kidolgozása és jogszabályi alapjainak megteremtése (ÚSES) a természet- és tájvédelemről szóló törvényben No. 287/1994 Z.z. és 543/2002. (HALADA 2005, KOZOVÁ et al. 2007).

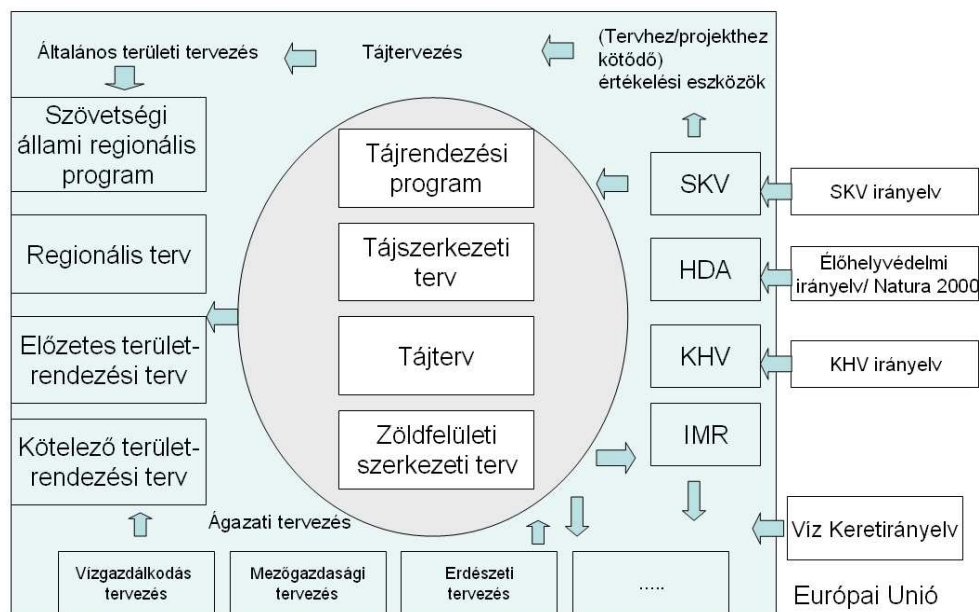
Sajnos a szlovák jogszabályi környezet lehetővé teszi a tájökológiai elemzés kihagyását amennyiben az önkormányzatnak nincs elég pénzügyi forrása. A tájökológiai tervet gyakran

⁸ Territorial system of ecological stability of landscape”

helyettesítik egy korábbi tertvípussal az úgynevezett a „táj ökológiai stabilitásának térségi rendszere” című dokumentummal, amely a tájökológiai tertvhez képest egyszerűsített elemzésnek tekinthető, amely nem foglalkozik a térség komplexitásával, potenciáljaival, karakteres tájelemeivel és a korlátaival csupán a térség ökológiai stabilitásával. (SYNTHESIS REPORT 2011, HALADA 2005).

Norvégiában a települési szintű tertvekben meghatározott elvek alapján tájelemzést ajánlott készíteni, amely komplex megközelítést jelent az Európai Tájegyezmény alapján. Az ajánlott módszer a természeti, a kulturális és a tájesztétikai szempontokat és ezek kölcsönhatásait egyaránt figyelembe veszi.

Egyedi esetnek számít, ha a területi tertvés minden szintjén tájrendezési tertvek vagy programok készülnek. Németországban a tájtertvés a természet- és tájvédelem legfontosabb eszköze regionális szinten. Az 1976-ban elfogadott szövetségi természetvédelmi törvény előírásai szerint a tartományokban tájrendezési programokat dolgoznak ki (www.bfn.de). A vizsgált országok közül Németországban egyedülként tájrendezési programok készülnek minden területi szinten (3. ábra).



3. ábra A tájtertvés helyzete a tertvési rendszerben Németországban
 Figure 3. Position of landscape planning in the spatial planning system of Germany

SKV- Stratégiai hatásvizsgálat

HDA- Natura 2000 hatásvizsgálat

KHV- Környezeti hatásvizsgálat

IMR- Hatásmérséklő szabályozás

Forrás: http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/landschaftsplanung/landscape_planning_basis.pdf

A tájrendezési tertvek és elvek végrehajtását illetően minden országban található konfliktusokat. Magyarországon az országos és a megyei területrendezési tertvek tájrendezési, tájvédelmi irányelveinek, ajánlásainak végrehajtása, és nyomon követése nem megoldott. A területrendezési tertvek kijelölték a tájrehabilitációs övezeteket, amelyekre azonban nem készülnek megvalósíthatósági tertvek és nem biztosítottak a megvalósítás pénzügyi forrásai sem. Így a végrehajtás a terület tulajdonosának hozzáállásától és pénzügyi lehetőségeitől

függ.⁹ A megyei és az országos területrendezési tervek elvei, korlátozásai a településrendezési tervek előírásain és a települések környezetvédelmi programjain keresztül valósulnak meg. Szlovéniában a PLUREL projekt beszámolójában a szakértők felhívták a figyelmet, hogy alapvetően hiányoznak az eszközök az építési tevékenységek helyválasztásának ellenőrzésre és az elfogadott területi tervek megvalósításának nyomon követésére, ami sorozatos konfliktusokhoz vezet, mint az egyenetlen városi fejlődés, terjeszkedés, az autópályák menti szuburbanizációs nyomás, az ellenőrizetlen, diszperz építési tevékenység, a vidéki térségek kedvezőtlen átalakulása, a mezőgazdaság változó szerepe stb. (PLUREL riport).

A tájtervezés, a tájvédelem jelentőségének változása

Az utóbbi két évtizedben több országban is a tájvédelem növekvő jelentősége figyelhető meg, amely számos kezdeményezés formájában nyilvánul meg: tájjal kapcsolatos kérdésekben jó gyakorlatok átvételének ösztönzése a helyi, a regionális kormányzati, a civil és a szakmai körökben egyaránt; fotópályázatok indítása, ökomúzeumok létrehozása (Ekomuzea n.d., Lengyelország), zöldutak kialakításának kezdeményezése, fejlesztése (Program Greenways w Polsce n.d. Lengyelország, Magyarország stb.), natúrparkok és regionális tájstratégiák kidolgozása Lengyelországban, Norvégiában. Számos kezdeményezés indult Magyarországon és Szlovéniában is: Norvégiában 2008-ban felülvizsgálták a tervezési és építési törvényt és új eszközként bevezették "hensynssoner" puffer terület létrehozásának lehetőségét, amely bizonyos tájelemek védelmét szolgálja. Sajnos az általános benyomás ellenére a táj kérdése a gazdasági fejlődés mögé került Szlovéniában és Magyarországon. Szlovén szakértők jelezték, hogy a tájtervezés jelentősége csökkent napjainkra, annak ellenére, hogy a 90-es években számos tevékenység, kezdeményezés folyt mind a tudományos életben, mind a gyakorlatban. A mögöttes okok nagyon sokrétűek, mindazonáltal tény, hogy a táj, mint fejlesztési potenciál háttérbe szorult az elmúlt 10 évben (SYNTHESIS REPORT).

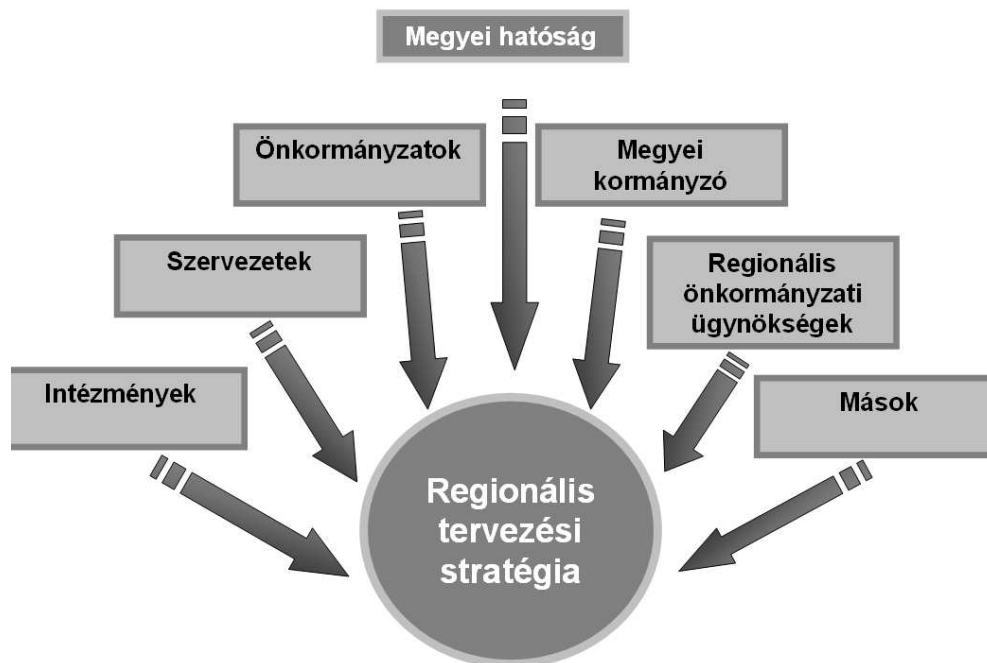
A rendszerváltozással alapjaiban változott meg a területi tervezés rendszere az intézményi hierarchia átalakulása miatt Magyarországon. A területi szint kiüresítése nem kedvez a térségi folyamatok ellenőrzésének. Mivel a köztes területi szintet képviselő megyék hierarchikusan nem állnak a települések fölött (nincs valós hatáskörük a települési folyamatokra) szükség volt az országos területrendezési terv törvényerejű elfogadására (amelyre hasonló példát nemzetközi téren nem igazán találunk, országos szinten általában irányelvek megfogalmazása jellemző). Hazánkban kezelési tervek készülnek a természetvédelmi területekre, de a korábban jellemző regionális tájrendezési tervek (9007/1983. ÉVM. számú Közlemény a területrendezési tervek tartalmi követelményeiről), amelyek a nemzeti parkokra és a tájvédelmi körzetekre készültek, ma már nem jellemzők. A szlovák és a cseh szakértők szerint jelentősen nem változott a tájvédelem szerepe az elmúlt két évtizedben.

Egyeztetési, koordinációs eszközök

Minden országban több különböző szektor befolyásolja a tájtervezést: a környezetvédelem, a mezőgazdaság, az erdészet, az infrastruktúra-fejlesztés, a területfejlesztés, a várostervezés, a vidékfejlesztés. A vizsgált országok többségében a szakértők jelezték, hogy a különböző igények és szempontok harmonizálása konfliktusokat okoz és az egyeztetési eljárások problémákkal terheltek. *Szlovéniában* a tervezésben minden releváns szektor részt vesz az egyeztetési folyamatban egészen a kezdetektől. Az érdekkülönbségeket folyamatos egyeztetések során csökkenteni kell mindaddig, míg konszenzusra nem jutnak a felek. Sokan

⁹ Az Országos Területrendezési Terv újabb módosításában nem szerepel már a tájrehabilitációs övezet.

ezt egy nagyon bonyolult, kevésbé hatékony és időrabló folyamatnak tartják (SYNTHESIS REPORT 2011, PLUREL 2011). A vertikális és a horizontális partnerség megvalósulására Norvégia kiváló példa (4. ábra). A megyei hatóságok mára „tervezési fórumokat” állítottak fel, amely hatékony koordinációs fóruma a települési terveknek, hiszen itt helyi rendezési terveket egyeztetik a regionális és központi hatóságokkal (<http://www.regjeringen.no>). A szövetségi állami berendezkedésnek köszönhetően Ausztriában a területi tervezés szabályozása regionális szinten történik különböző országos szintű szektorális tervezés nagyon erős befolyásával. Rendkívül fontos volt, hogy hatékony egyeztető fórum jöjjön létre a sokféle szereplő, szektor stb. érdekeinek összehangolására, ami az 1971-ben létrehozott Osztrák Területrendezési Konferencia lett (*Österreichische Raumordnungskonferenz - OEROK*). Több, tájtervezési szempontból jelentős (bár nem kifejezetten tájtémájú) területhez kapcsolódóan vannak egyeztetési fórumok, úgy mint a biodiverzitás védelme (A biológiai sokszínűség védelméről szóló egyezmény végrehajtásához kapcsolódó “Nemzeti Biodiverzitás – Bizottság”); az erdészethez kapcsolódó: “Nemzeti Erdő Dialógus”; az Alpok Egyezmény megvalósításához kötődő: Nemzeti Alpok Bizottság; a “Vidékfejlesztési Testület”; Nemzeti UNESCO Bizottság stb. (ország jelentés ETE).



4. ábra A regionális tervezési stratégia, mint a párbeszéd és az együttműködés eszköze Norvégiában *Forrás: <http://www.regjeringen.no> alapján saját szerkesztés*
Figure 4. Regional planning strategy as means of dialogue and cooperation

A vizsgált országok többé-kevésbé hasonló problémákkal küzdenek a területi tervezés és tájvédelem kérdését illetően. A konfliktusok mellett számos jó példát, jó gyakorlatot is láthatunk, amelyek követése, alkalmazása más országokban is hasznos lehet. Összehasonlító elemzésünk egy fontos tanulsága, hogy táji kérdések, elvek hatékony végrehajtásának komoly akadályát képezi a szektorok, a hatóságok valamint a területi szintek szétválasztása, megosztása. A horizontális és a vertikális partnerségre, egyeztetési fórumok létrehozására az osztrák és a norvég gyakorlat követésre alkalmas példák a nehézségekkel küzdő országok számára.

Az Európai Unió harmonizációs törekvései és az Európai Táj Egyezmény (Európa Tanács) hatására elindult kezdeményezések fontosak a tájtervezés, tájvédelem helyzetének

erősítését illetően azonban ma még legmeghatározóbbak az egyes országok hagyományai a természetvédelem és az öngazgatás terén (lásd Németország, ahol egyedülként a vizsgált országok között minden területi szinten megtalálhatók tájtervezési programok, annak ellenére, hogy nem csatlakozott a Táj Egyezményhez). Az ETE legfontosabb jelentősége, hogy komoly nemzetközi információ és tapasztalatcserét indított el a tájtervezés és tájvédelem területén Európában.

Irodalom

Általános

- EURÓPA TANÁCS 2000: Európai Táj Egyezmény
http://www.coe.int/t/dg4/cultureheritage/heritage/landscape/default_en.asp.
- EURÓPA TANÁCS 2006: Landscape and sustainable development, Challenges of the European Landscape Convention ISBN-10: 92-871-5989-0, ISBN-13: 978-92-871-5989-2
 RIV/62156489:43210/07:00114824.
- EURÓPAI BIZOTTSÁG 1997: The EU compendium of spatial planning systems and policies, European Communities, ISBN 92-827-9752-X.
- EURÓPAI BIZOTTSÁG 1999: Európai Területfejlesztési Perspektíva/ European Spatial Development Perspective 1999, a Területi tervezésért felelős miniszterek informális tanácsán elfogadva, Potsdam, 1999
http://ec.europa.eu/regional_policy/sources/docoffic/official/reports/som_en.htm.
- EURÓPAI UNIÓ TERÜLETI AGENDÁJA 2020/Territorial Agenda of the European Union (2011) a Területi tervezésért felelős miniszterek informális tanácsán elfogadva, Gödöllő, Hungary
http://www.coe.int/t/dg4/cultureheritage/Source/Conventions/Landscape/T-FOR_2007_7rev-pdf
<http://www.eu2011.hu/files/bveu/documents/TA2020.pdf>.
- ILLÉS I. 2011: Regionális gazdaságtan, területfejlesztés, Typotex Kiadó.
- METIS GMBH, 2009: The European Grouping of Territorial Cooperation (EGTC): state of play and prospects, ISBN : 978-92-895-0461-4 <http://cor.europa.eu/en/documentation/studies/Documents/c971da76-082c-4357-9b2c-10a176f1ddd8.pdf>.
- Ország-jelentések az Európai Táj Egyezmény megvalósításáról
 SYNTHESIS REPORT, VITAL LANDSCAPE PROJECT, 2011: Overview of spatial planning systems in PP countries with focus on landscape development and support and public participation.

Ausztria

- AUSTRIA, COUNTRY REPORT ON LANDSCAPE POLICIES 2009
http://www.coe.int/t/dg4/cultureheritage/heritage/Landscape/Compendium/FPAutriche_en.pdf
- ÖSTERREICHISCHE RAUMORDNUNGSKONFERENZ <http://www.oerok.gv.at/>.

Cseh Köztársaság

- PLESNÍK J. 2008: SPEN – Spatial Planning and Ecological Networks – Czech Report. Agency for Nature Conservation and Landscape Protection of the Czech Republic, Prague.
- KAŠPAROVÁ P. 2008: Strategické versus územní plánování. Urbanismus A Územní Rozvoj – Ročník XII – ČÍSLO 1–2/2009.

Németország

- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ: LANDSCAPE PLANNING, THE BASIS FOR SUSTAINABLE LANDSCAPE DEVELOPMENT
http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/landschaftsplanung/landscape_planning_basis.pdf

Magyarország

- NEMZETI FEJLESZTÉS 2020, Országos fejlesztési és Területfejlesztési Koncepció, Egyeztetési változat,
<http://www.nth.gov.hu/ofik/index.html>
- AZ ORSZÁGGYŰLÉS 97/2005.(XII.25.) OGY HATÁROZATA az Országos Területfejlesztési Koncepcióról
 AZ ORSZÁGOS TERÜLETRENDEZÉSI TERVRŐL SZÓLÓ XXVI. TÖRVÉNY,
<http://www.terport.hu/teruletrendezes/teruletrendezesi-tervek/magyarorszag>

Norvégia

- http://www.regjeringen.no/nb/dep/md/tema/planlegging_plan-_og_bygningsloven/engelsk-test---planning-in-norway/engelsk-test---8-3.html?id=710321

Lengyelország

- MAJCHROWSKA A. 2011: The Implementation of the European Landscape Convention in Poland. In.: M. Jones, M. Stenseke (eds.), The European Landscape Convention, Landscape Series 13, Springer Science+Business Media B.V.

Szlovénia

COUNTRY REPORT ON SLOVENIA MARITIME SPATIAL PLANNING

http://ec.europa.eu/maritimeaffairs/documentation/studies/documents/slovenia_01_en.pdf

http://www.coe.int/t/dg4/cultureheritage/heritage/cemat/compendium/CompendiumSlo_en.pdf

<http://www.coe.int/t/dg4/cultureheritage/heritage/cemat/compendium/SpatialPlanningSlovenia.pdf>

JURKOVIČ N., B. 2007: Presentation of the status of landscape policies in Slovenia
http://www.coe.int/t/dg4/cultureheritage/heritage/landscape/Compendium/FPSlovenia_en.pdf

MINISTRY OF THE ENVIRONMENT, SPATIAL PLANNING AND ENERGY: Spatial Planning System, Slovenia, Ljubljana, January 2003

PLUREL 2011: Peri-urban land use relationships – strategies and sustainability assessment tools for urban-rural linkages: Analysis of regional spatial planning and decision-making strategies and their impact on land use in the urban fringe – case study *KOPER, 2011*

SPATIAL PLANNING ACT, Slovenia

Szlovákia

HALADA L. 2005: *Landscape-ecological plan in system of spatial planning in Slovakia*

KOZOVÁ M., HRNČIAROVÁ T., DRDOŠ J., FINKA M., HREŠKO J., IZAKOVIČOVÁ Z., OŤATEL' J., RUŽIČKA M., ŽIGRAI F. 2007: Landscape Ecology in Slovakia, Development, Current State, and Perspectives, Ministry of the Environment of the Slovak Republic, Slovak Association for Landscape Ecology – IALE-SK

http://www.iale.sk/download/BAcity_dev.pdf

INTEGRATION OF LANDSCAPE PLANNING AND PROTECTION IN THE SPATIAL PLANNING PRACTICES OF EUROPEAN COUNTRIES

FILEPNÉ K. KOVÁCS, I. VALÁNSZKI, Á. SALLAY, S. JOMBACH

Corvinus University of Budapest, Department of Landscape Planning and Regional Development
 1118 Budapest, Villányi út 35-43.
 e-mail: krisztina.kovacs@uni-corvinus.hu

Keywords: landscape planning, landscape protection, European Landscape Convention, spatial planning

Researches dealing with the state and scope of landscape planning country by country are quite unique. Conflicts of landscape protection differ mostly because of different landscape conditions in Europe, and the method, that describes how issues of landscape planning are integrated in spatial planning systems of European countries, has diverse solutions.

On the basis of a comparison analysis in Vital Landscape project co-financed by ERDF we carried out an extended research exploring the main differences and similarities in the spatial planning systems and how the landscape issues are integrated into the spatial planning system of Austria, Check Republic, Germany, Poland, Hungary, Slovenia, Slovakia and Norway.

We have analyzed the focus of spatial plans on higher territorial level and we can assume that these mostly concentrate on development strategies, guidelines and on local level the land use regulation is maybe the most important part of them. Each country has a unique solution about how the landscape issues and topics are integrated in the spatial planning system. In our research we analyzed how the legislation of EU and the Council of Europe formed the landscape and the spatial planning systems of the countries.

More or less the observed countries face similar problems and conflicts related to spatial planning. Analyzing the questions we can find challenges but good examples as well. The main problem, why the measures and activities cannot be efficient, may be that landscape issues are mostly divided among different bodies but also between different spatial levels as well. Very often there are no guaranteed ways of co-operation. Austria and Norway are very good examples for cooperation.

A VIZES ÉLŐHELYEK VÁLTOZÁSAI SZABADSZÁLLÁS HATÁRÁBAN

UJHÁZY Noémi¹, BIRÓ Marianna²

¹Eötvös Loránd Tudományegyetem, Környezet- és Tájföldrajzi Tanszék
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C.

²MTA Ökológiai Kutatóközpont Ökológiai és Botanikai Intézete
2163 Vácrátót, Alkotmány 2-4.
e-mail: unoemi@gmail.com

Kulcsszavak: élőhelyváltozások, hagyományos ökológiai tudás, félig strukturált interjúk

Összefoglalás: A történeti tájökológiai kutatások egyre nagyobb szerepet kapnak a jövőbeli természetvédelmi kezelések megalapozásában és a hosszú távú ökológiai folyamatok értelmezésében. A tájhasználat és az élőhelyek évtizedes léptékű változásának megismerésében a történeti források mellett a helyi lakosok körében végzett szóbeli gyűjtések is fontos forrásul szolgálhatnak. Kutatásunk célja az volt, hogy átfogó képet nyerjünk a vizsgált kiskunsági mintaterület vizes élőhelyeinek közelmúltbeli változásairól, jelenlegi vegetációdinamikai folyamatairól és azok hajtóerőiről a természet- és társadalomtudományi megközelítés egymást kiegészítő alkalmazásával.

A kutatás helyszíne Szabadszállás határa volt, mely a Duna-Tisza közi Homokhát és a Duna-ártér találkozásánál fekszik. A terepi adatgyűjtés mellett a kutatás részét képezte az írásos történeti források és a régi térképek elemzése, valamint az interjútechnikával gyűjtött hagyományos ökológiai tudás feldolgozása is.

A szóbeli gyűjtések alapján megállapítható, hogy a helyiek hagyományos ökológiai tudása a jellemző fajok ismerete mellett az élőhelytípusok és vegetációdinamikai folyamatok ismeretét is magába foglalja. A terepi felvételezésekkel gyűjtött adatok történeti térképekkel való összehasonlítása során a vizes élőhelyek kiszáradásán és a zombéksásosok eltűnésén kívül elsősorban nádasodást és zsiókásodást mutattunk ki, melyet a helyi lakosok is érzékelnek. Az interjúkból kiderült, hogy a jelenleg tapasztalható élőhelyváltozások háttérben a táj jelentős szárazodása mellett az állatlétszám utóbbi évtizedekben történt csökkenése és a tájhasználat ezzel együttjáró megváltozása játszotta a legnagyobb szerepet.

Bevezetés

Napjainkban Európaszerte a táj gyors átalakulásának lehetünk tanúi. Leginkább a tájhasználat felhagyása okoz nagy változásokat, mely nagymértékben átalakítja az élőhelyeket és a tájszerkezetet (VITOUSEK et al. 1997). A gazdálkodás alól felhagyott természetközeli gyepterületeken a biodiverzitás és az ökoszisztéma szolgáltatások csökkenését tapasztalhatjuk (MACDONALD et al. 2000, REY BENAYAS et al. 2007). A gyeptgazdálkodás felhagyása magával vonja a fajkompozíció átrendeződését, az avar felhalmozódását, cserjésedést, erdősülést és a tájidegen fajok gyorsabb terjedését is. Mindezek a folyamatok a Duna-Tisza közén is tapasztalhatók, mely a Pannon-régió jellegzetes, egyedülálló természeti értékekkel rendelkező tája. Az elmúlt évtizedek felhagyásai és emellett a vízháztartást érintő változások jelentős mértékben átalakították az itt található Natura 2000-es élőhelyeket is. A nyílt homoki gyepek (2340 *Pannonic inland dunes*) záródása és cserjésedése mellett a szikesek (1530 *Pannonic salt steppes and salt marshes*) kilugozódása és karakterességük elvesztése tapasztalható (BIRÓ et al. 2011, MOLNÁR et al. 2012). Változnak a vizes élőhelyek, a mocsárrétek (6510 *Lowland hay meadows*) és a láprétek (6410 *Molinia meadows*) is, melyek szárazodása fajkompozíciójuk átalakulásával és az élőhelyek jellegtelenedésével jár együtt (BIRÓ 2011). Jelenlegi, amúgy sem kielégítő állapotuk (MOLNÁR et al. 2007) megőrzése,

fenntartásuk növekvő kihívást jelent a területet kezelő Kiskunsági Nemzeti Park szakemberei számára.

A történeti tájökológiai kutatások egyre nagyobb szerepet kapnak a jövőbeli természetvédelmi kezelések megalapozásában és a hosszú távú ökológiai folyamatok értelmezésében (COUSINS 2001, HOOFTMAN és BULLOCK 2012). A tájváltozások történelmi léptékű vizsgálata általában a 18-20. századi katonai-, topográfiai és kéziratok térképek, valamint a recens távérzékelt források (légifotók, űrfelvételek) összehasonlító elemzéseire épül (BIRÓ 2006). Az élőhelyek belső átalakulásainak vizsgálata azonban összetettebb feladat, mivel a felsorolt források erre a célra csak alapos tájismeret és szakértői tudás segítségével, speciális botanikai értelmezés után használhatók fel (BIRÓ és MOLNÁR 1998, BIRÓ et al. 2013). Ezt az értelmezést segíti a helyi lakosok élőhelyismerete, mely hagyományos ökológiai tudásuk része, és magában foglalja az élőhelyek utóbbi évtizedekben történt átalakulásának érzékelését is. A tájhasználat évtizedes léptékű, történeti változásának megismerésében legfontosabb forrásul szintén a helyi lakosokkal készített interjúk szolgálhatnak (oral history). A helyi közösség természetéről alkotott tudása, a közvetlen és rendszeres tapasztalatok, valamint a generációk között átörökített ismeretek és világkép jelenti a hagyományos ökológiai tudás (traditional ecological knowledge) alapját, mely mezőgazdaságból, földből élő közösségekben igen szerteágazó és jelentős lehet még a 21. században is (BERKES 2008, MOLNÁR 2012a, 2012b). Mind a társadalomkutatás, mind pedig a természetvédelmi biológiai megközelítés kihangsúlyozza, hogy a konzervációbiológiai szempontból értékes, vagy kulcsfontosságú élőhelyek megőrzését célzó természetvédelmi törekvések során nem hagyható figyelmen kívül a természetbe ágyazott emberi közösségek jelenléte és tudása, és a természeti értékek védelme sem lehet sikeres, ha az azokat használó vagy velük együtt élő helyi lakosságot kizárjuk a megőrzési tevékenységből (BERKES et al. 2000, STANDOVÁR és PRIMACK 2001, BERKES 2004, MIHÓK et al. 2006).

Vizsgált területként a két földrajzi kistáj találkozásánál fekvő Szabadszállás külterületi határát választottuk, mely egyaránt jól reprezentálja a Felső-Kiskunság táji adottságait, illetve táj- és növényzetváltozásait. Szabadszállás régi kiskun település, mely megőrizte hagyományos mezővárosi karakterét. Mind a mai napig jelentős a mezőgazdaságból élők és a tanyán felnőtt lakosság aránya, így a hagyományos ökológiai tudás gyűjtése, a megfelelő társadalmi és természeti környezetnek köszönhetően, a kutatásban kiemelt szerepet kaphatott. Célkitűzésünk az volt, hogy átfogó képet nyerhessünk a vizsgált kiskunsági mintaterület vizes élőhelyeinek változásáról, vegetációdinamikai folyamatairól és azok hajtóerőiről, a természet- és társadalomtudományi megközelítés egymást kiegészítő alkalmazásával. További célunk volt a területen élő helyi emberek hagyományos ökológiai tudásának összegyűjtése és multidiszciplinális szempontok szerinti rendszerezése, mely érinti a földrajztudomány, beleértve a vízföldtani kutatásokat, a tájhasználat, valamint a botanika tárgykörét is. A tanulmányban leginkább a vizes élőhelyek tájhasználatára és növényzeti változásaira térünk ki. Az élőhelyváltozások trendjeinek és a tájhasználat történetének feltárása hatékonyan segítheti a természetvédelem élőhelyfenntartó tevékenységét, és a helyi közösség fiataljainak körében végzett környezeti nevelést is, mely munkánk szerves részét képezi.

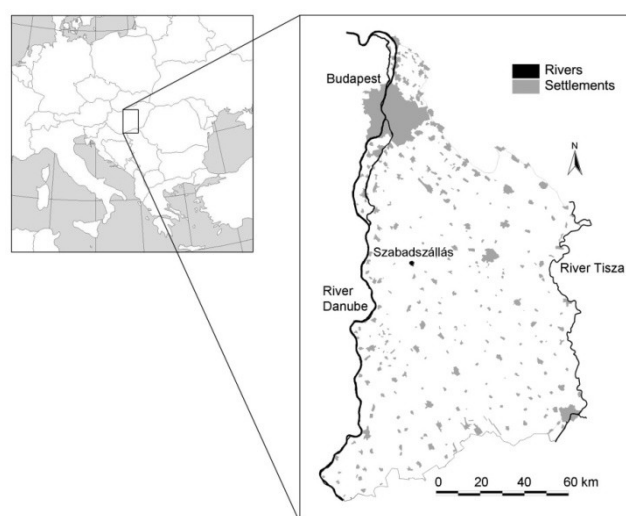
Anyag és módszerek

Vizsgált terület

Szabadszállás határa két földrajzi kistáj a Solti-sík és a Kiskunsági-homokhát találkozásánál fekszik (1. ábra) (DÖVÉNYI 2010). Kiterjedése 164,6 km². Jelentős hányada természetvédelmi oltalom alatt áll. Natura 2000 és egyéb vizes élőhelyekben rendkívül gazdag. A vizsgált terület nyugati oldalán szántóföldek között fekvő értékes szikes tavak (Zab-szék, Búdös-szék, Kistrét) találhatóak, melyek a Kiskunsági Nemzeti Park részterületét képezik. A keleti oldalon homokbucka-vonulatok és közöttük fekvő mélyebb területek találhatóak. Mind a Balázsi-rét, mind pedig a Duna-sík szikesei Natura 2000 védelem alatt állnak. A település Fülöpházával érintkező keleti határán a Kondor-tó található, amely szintén a Kiskunsági Nemzeti Park részterülete. Szabadszállás lakosainak száma a KSH adatai alapján 2009-ben 6221 volt (forrás: KSH honlapja). Közigazgatásilag a kisvárosához tartozik a településtől keletre található, tanyaközpontból kiépült Balázspuszta is. A 20. század közepén még kiterjedt tanyavilágból elsősorban a település környékén és a hátsági, keleti területeken maradt meg sok lakott tanya.

Természetföldrajzi áttekintés

A Solti-sík kialakulása szerint a Duna ártere, melyet a pleisztocén során kisebb erek hálózta be, szikesedő laposokat, szikes tavakat gátolva el (Búdös-szék, Zab-szék, Kistrét, stb.). Jellemző alapkőzetei folyami üledékek (agyagos üledékek, finom kőzetliszt) és áthalmozott lösz (DÖVÉNYI 2010). A Solti-sík Szabadszálláshoz tartozó keleti peremén egy pleisztocén kori Duna-mellékág maradványa is megtalálható (Csinytova). A Kiskunsági-homokhátság ezzel szemben a würm-kori homokmozgások során átforgált hordalékkúp-felszín, ahol ÉNY-DK irányú buckasorok, és a közöttük húzódó laposokban mocsarak, lápok, elszórt szikes tavak jellemzőek (PÉCSI 1967).



1. ábra A vizsgált terület elhelyezkedése (Szabadszállás)
Figure 1. Location of the study area (Szabadszállás, Hungary)

A Solti-sík talajai rendkívül változatosak. A magas ártereken, infúziós lösz alapközetten jobb termőképességű, mélyben sós réti csernozjom talajok találhatóak. A kis homokformák talaja humuszos homok, a vízbefolyásolta területeken főként szoloncsák-szolonyec talaj, az óholocén Duna-meder mentén pedig szolonyeces réti talaj és helyenként lápos réti talaj jellemző (SZABOLCS 1979, STEFANOVITS 1967, DÖVÉNYI 2010). A magas ártéri térszíneken a természetes növényzet helyét szántók foglalják el. A laposokban szikes tavakat, vaksziket, mézpzásitos szikfok növényzetet, zsiókást, ürmös szikes pusztát, sziki rétet, valamint nádas és mocsárrétet találni (MÁTÉ és VIDÉKI 2008, SIMON 1967, TÖLGYESI 1979). A Kiskunsági-homokhátságon alacsony humusztartalmú, futóhomokos váztalajok, humuszos homoktalajok, a lösszel keveredett üledékeken csernozjom jellegű talajok fordulnak elő. A vízbefolyásolta területeken lápos réti talaj a meghatározó, foltokban szoloncsák-szolonyec sziki talaj is megjelenik (SZÜCS 1967, SZABOLCS 1979, DÖVÉNYI 2010). A hátsági természetes homoki növényzet (nyílt homokpuszta-gyep, homoki nyáras-borókás), egykori helyét a területen zömmel erdőültetvények foglalják el. A humuszosabb talajok homoki sztyeppréteinek legnagyobb részét szántóföldi művelés céljából feltörték. A vizesebb laposokban üdébb és kiszáradó láprétek, magassásosok, zsombéksásosok, szoloncsák sziki rétek és nádasok jellemzőek (VIDÉKI et al. 2008, SIMON 1967, TÖLGYESI 1979).

A hátsági vízrendszerek nagymértékű átalakítása csak a 20. században történt meg. 1929-ben készült el a Duna-völgyi-főcsatorna, mely Szabadszállás határában a Solti-sík és a Homokhátság találkozásánál, a térség legmélyebb részén, a Csinytova és a Lapos-rét területén vezet keresztül (BUZETZKY és ZSUFFA 1979, IHRIG 1973). A Homokhátságot behálózó, Balázi-rét és Kondor-tó közvetlen közelében húzódó kisebb csatornák az 1960-as évektől kezdve épültek meg. A Solti-sík területén a 60-as évek végén szintén történtek vízrajzi változások. Ekkor öntötték el vízzel az újonnan kialakított Kiskunsági-főcsatornát, mely a környező TSZ-eket öntözővízzel látta el (BUZETZKY és ZSUFFA 1979). A székek elárasztását is tervbe vették, a Kígyóshoz igen közel eső kisebb Kőhalom-széknél ezt meg is valósították. Később a Zab-székre is be akarták vezetni a Duna vizét, ám ezt a Nemzeti Park már megakadályozta.

A Duna-Tisza közének talajtani, növényzeti adottságai igen szoros kapcsolatot mutatnak az összetett, felszín alatti vízáramlási rendszerrel. (MÁDLNÉ SZÖNYI et al. 2005, BIRÓ et al. 2007). A hátság nyugati lejtőjén a hátság közeli a gravitáció hajtotta édesvizek a meghatározóak, így egy lápi növényzeti zóna alakult ki (*regionális lápi zóna*). Szikesek itt csak elszórtan fordulnak elő. A hátságtól távolabb eső mély fekvésű részeken, a Solti-sík területén a pannon tengeri feláramlásoknak és a hátság felől érkező vizek betöményedésének köszönhetően a talajvíz oldott anyag-tartama igen magassá válik, és egy *regionális szintű szikes élőhelyzóna* figyelhető meg (MÁDLNÉ SZÖNYI et al. 2005, BIRÓ et al. 2007, SIMON et al. 2011).

Történeti áttekintés

Régészeti leletek szerint Szabadszállás környéke a történeti őskor óta lakott terület volt (H. TÓTH 1990, KEMENCZEI 2003). A kunokkal betelepült Szabadszállást először 1423-ban említik feljegyzések, „Zombathszállás” néven (PESTY 1862). Szabadszállás mai határán a középkorban több kisebb település osztozott, melyek elnéptelenedésüket követően kerültek a városhoz (Aranyegyháza, Józán, Böször és Kis Balázs pusztá) (PÁLÓCZI HORVÁTH 2005, H. TÓTH 1990). A település lakói a török elleni felszabadító háborúk és a Rákóczi-szabadságharcot követő rác megszállás során is menekülni kényszerültek (TÓTH 2005). A redempció során 1745-ben Szabadszállás lakosai saját jövedelmükből váltották meg magukat és a földjüket a földesúri függés alól (TÁLASI 1977). A 19. század első felétől indult meg a

tagosítás, a szántók és kaszálók kiosztása, a nyomásos földművelési rend eltörlése (NOVÁK 1991). Ez utat nyitott a tanyák épülésének, és jelentős mennyiségű homoki szőlő telepítésének, erdőtelepítéseknek. A tanyák kiépülése egészen az 1950-es évekig tartott, ezt a folyamatot az államosítás és a TSZ-ek megalakulása törte meg.

1929-ben készült el A Duna-völgyi-főcsatorna, mely Szabadszállás határában a Solti-sík és a Homokhátság találkozásánál, a térség legmélyebb részén, a Csinytova és a Lapos-rét területén vezet keresztül (BUZETZKY és ZSUFFA 1979, IHRIG 1973). A Homokhátságot behálózó, Balázi-rét és Kondor-tó közvetlen közelében húzódó kisebb csatornák szintén 1960-as évektől kezdve épültek meg. A Solti-sík területén is ebben az időszakban öntötték el vízzel az egykori Kígyós-ér medrében újonnan kialakított Kiskunsági-főcsatornát, mely a környező TSZ-eket öntözővízzel látta el (BUZETZKY és ZSUFFA 1979). A 20. század végének fordulópontjai a település életében a Kiskunsági Nemzeti Park megalakulása, és a rendszerváltás.

Szóbeli gyűjtések

Szóbeli gyűjtéseket Szabadszállás egykor, illetve még ma is tanyán élő lakosai között végeztünk. Összesen 18 embertől gyűjtöttünk ismereteket. Az interjúalanyokat a hólabda módszer felhasználásával választottuk ki. A beszélgetések során 16 órányi hangfelvételt rögzítettünk. A fontosabb információkat írásban is feljegyeztük. 10 emberrel készült részletes félig strukturált interjú (módszer lásd. MOLNÁR et al. 2009 alapján). Törekedtünk arra, hogy Szabadszállás területének minél nagyobb részéről gyűjtsünk ismereteket. Az adatközlőkkel együtt tett terepbejárás során, több alkalommal, helyszíni gyűjtést is folytattunk. A kutatás során gyűjtött interjúk begépelte szövege több, mint 62 oldalt tesz ki (UJHÁZY 2010).

Írásos források és történeti térképek feldolgozása

Természettudományos források közül munkánk során természetföldrajzi, földtani, talajtani, hidrogeológiai, régészeti, néprajzi és botanikai szakirodalmat használtunk fel. Tanulmányoztuk a területre vonatkozó történeti forrásokat, összeírásokat, helységnévtárakat, levéltári kiadványokat, helytörténeti írásokat is. A térképi forrásokban elsősorban a vízrajzra, növényzetre, tájhasználatra és a tanyásodásra vonatkozó információkat vizsgáltuk, valamint az előforduló földrajzi neveket is kigyűjtöttük. Felhasznált térképek: első (1783), második (1861-66), és a harmadik (1883) Katonai Felmérés (Arcanum, Budapest), 1954-56-os Új Katonai Felmérés, és a 1980-as évek Grauss-Krüger vetületű topográfiai térképe (MHM TÉHI, Budapest). A mai állapot rögzítésére a CORINE felszínborítási térképet (FÖMI, Budapest) és a Duna-Tisza köze élőhelytérképét (BIRÓ et al. 2006) használtuk fel.

Terepi adatgyűjtés

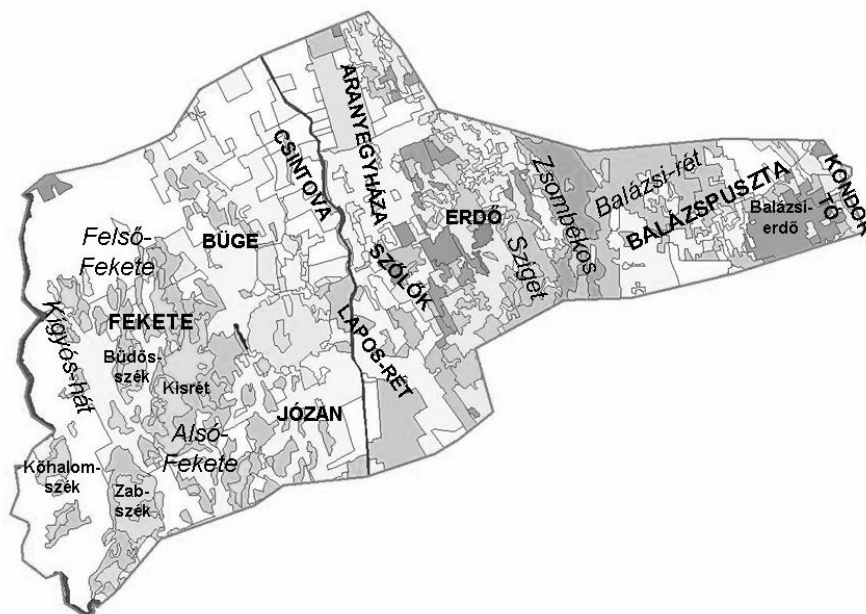
2009 júliusa és októbere között végzett terepi adatgyűjtés során a természetes és természetközeli élőhelyeket tanulmányoztuk. A terepbejárások alkalmával 186 adatpont került feljegyzésre (kb. 10x10 m területi kiterjedéssel), melynek pontos helyét előre kinyomtatott Google Earth légifotókon jelöltük be. A növényzet Á-NÉR (Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer) kategóriák szerinti *élőhelyi besorolása* (BÖLÖNI et al. 2011) és a *tájhasználat* módja (kaszálás-legeltetés) minden esetben feljegyzésre került. Ezek közül 126 pontban részletes *adatlapot* töltöttünk ki, melyben a növényzet dinamikáját (pl. nádasodás, szárazodás, stb.), a pontok kb. 20x20 méteres körzetében az összes fa- és cserjefajt, valamint egyéb észrevételeket is rögzítettünk. A helyszíneken fényképeket készítettünk. Az adatok számítógépes feldolgozását Arcview 3.2 programmal végeztük el, melynek segítségével terepi

növényzeti-tájhasználati adatokból pontadatbázist készítettünk. Az aktuális növényzeti-tájhasználati adatpontok helyét a III. katonai térképen is beazonosítottuk, így a pontadatbázist történeti adatokkal bővítettük ki (UJHÁZY 2010).

Eredmények és megvitatásuk

A táj karakterének tükröződése a határnevekben

A szikes gyepet és vízállásokat a szabadszállásiak „széknek”, az inkább édesvíz befolyásolta részeket „rétnek” mondják. A határrészek nevei is tükrözik ezt az elkülönítést. A településtől nyugatra eső „Fekete” nevű határrészen találhatóak a székek: Búdós-szék, Zab-szék, Szujkó-szék, Kőhalom-szék. A településtől keletre találhatóak a zömmel nem szikes karakterű, „rétnek” nevezett határrészek: Lapos-rét, Balázsi-rét (2. ábra). A nyugati határrészen a székek között egyetlen „rét” található, a Kisrét, mely területén a székekkel ellentétben korábban is kiterjedt nádas volt, és vize kevésbé szikes. A „szék” és a „rét” elnevezésének máig is élő különbségére jó példa a következő idézet Harcsa Mihály szabadszállási adatközlőtől: „Leginkább ilyen szikfű termett rajta, ami szikön megél, úgy hittuk, hogy szék. Mer’ a balázsi gyöböket már rétnek mondják. Az már a Balázsi-rét, itt meg kint legelnek a marhák a székbe.”



2. ábra Szabadszállás legfontosabb határnevei régi térképek és szóbeli gyűjtések alapján.
Figure 2. Most important topographical names of Szabadszállás, based on interviews and historical maps

A vízáramlási rendszerek érzékelése

A hátsági felszínalatti vizek kiáramlásának, azaz a „föld árjának” (vö. összetett vízáramlási rendszer) meglepően pontos leírását olvashatjuk egy 1846-ban kelt dokumentumban: „...más része pedig olyan vad lapos, hogy vizes évekkel maga a’ Tavaszi föld árja, a’ nélkül hogy a’ Duna vize (mely tsak ugyan ki jövetelivel általánossan el borítani szokta) megfutná, annyira fel veszi vízzel, hogy akkor nem hogy szántó, és Kaszálló földnek, de még legelőnek is, csak nyár derekán lehet használható.” (Aranyegyháza in NOVÁK 1991) A homokhát és a Duna-sík határán fekvő Aranyegyháza és Büge határrészek a Duna–Tisza köze élőhelytérképe alapján a regionális vízáramlási rendszer kiáramlási zónájában fekszenek (BIRÓ et al. 2003, 2007). A „föld árja” kifejezés a zóna más részein kelt leírásokból is előkerült, pl. Kiskörös és Kunszenmiklós határából (SZABÓ 2004, VARGA 1994).

A felszín alatti vizek mozgását a következő, apáról-fiúra szálló történet is alátámasztja: „az 1800-as évek második felében történt, vizes esztendőben, hogy nagyapja az éren keresztül a tanyába bejáró töltést épített. Ahogy az érparton ástak, a földből nagy erővel vízszugár tört föl. Ijedtükben beledobtak subát, boroshordót, azzal tömték el a kiásott részt. Az ér ezen szakaszán még pár tíz évvel ezelőtt is nyaranta kiszáradó szikes állóvíz volt, tavasszal a partoldalból csordogált bele a víz.” (Papp István)

A Duna magasabb vízszintjei a kavicságyon át a Dunától viszonylag távol fekvő Szabadszállás határában is megemelték a talajvizeket, melyet az itt élő lakosok a következőképp érzékeltek: „Minthogy az Árvíz akár a töltések tsinálásával, akár a nélkül Lapossainkat egyartánt szokta nyomni...” Ez a 18. századi leírás Szabadszállásról maradt ránk, mikor a Dömsöd melletti Agyagosnál, ahol a Kígyós-ér a Dunából kilép, töltésépítésre kötelezték a környező települések lakosait (in TÓTH 1988).

A hátságperemi, hátság felől érkező vízáramlásokból táplálkozó Csinytova igen változékony vízállású lehetett. 1775-ben még ezt írták a község elöljárói a településről „Sem Vadászattya, sem halászattya, sem erdeje, mellyből valamely hasznot venne, nincsen.” Korabinszky János viszont így számol be Szabadszállásról 1786-ban: „Szabadszállás, magyar mezőváros a Kiskunságban, fél mérföldnyire fekszik a halban nagyon gazdag Csintava folyótól, és hét mérföldre Pesttől.” (KORABINSZKY 1786) Elnevezése történeti forrásokban igen sokféleképpen előfordul, a tavi és a folyó jellegét is kiemelik: „Csintova” (III. katonai térkép), „nagy Csintava” és „Csintova folyása” (PESTY F. 1862-ben két nevet is használ) „Nagy Csintava folyása” (II. katonai térkép), „Csintova folyó” (KORABINSZKY 1786) „Csintó” (BEDEKOVICH 1792) Csin-tava (RUTTKAY 1763). A szóbeli gyűjtésekben is megjelenik a folyószerű tulajdonság: „Hát nem folyó volt a’, hanem rétnek mondták, de ott osztán hömpölygött a víz!” „rétes, folyásos része volt neki” (Csösz Imréné).

A történeti kéziratos térképek alapján a Fekete határrész szikes tavai mellett, a Csinytova-Lapos-rét, Zsombékos-Balázsi-rét és a Kondor-tó zónája is jelentős vízjárta terület lehetett (RUTTKAY 1763, BEDEKOVICH 1792).

Hagyományos ökológiai tudás a vizes élőhelyek növényfajairól

A székek, azaz szikes élőhelyek leggyakrabban említett növénye a *székfű* (mézspázsit, *Puccinellia* sp.), más nevein *székesfű*, *székmező*, *székgyöp*, *székszéna*, *szikfű*. A székfű „mindenféle jószágnak kiváló legelő mezőt ad.” Ahol magasabbra megnőtt, kaszálni is lehetett.

A mélyebb területeken terem a *csatak* (sziki zsióka, *Bolboschoenus maritimus*). „Itt nem lenne jó lapancban (harmatos időben) jönni, mert aki belemegy, az bizony csatakos lesz, a ruhája bekoszolódik.” (Somogyi László) Volt amelyik szék „csatakkal, csirkáival mind be

volt nyőve (növe)” (Lipót Jánosné), máshol csak vizes időben jelent meg, vagy csak a szék szélén keskeny sávban nőtt.

A vizes szikesek jellegzetes növénye a **csirkáká** (mocsári csetkáká, *Eleocharis palustris* és *uniglumis*). „A csirkáká vizes részeken van. Olyan kis vékony valamik, nem tudja megmondani az ember. Mondjuk azt nem igen szerette a jószág. A csatkkal együtt kéntelen volt megenni, ha a csatak közt is van, de vót olyan rész is ahol csak csirkáká vót. Azt kikerülték, aztán... lekaszálták asztán. Télen mögötte az állat azért, azt is (Harcsa Mihály és neje.) Pesty Frigyes 1862-es összeírása szerint egykor a településtől délre eső kisebb székét Czira-széknek nevezték, ugyanis az „kizárólag czirkákát” termett (PESTY 1862). A II. katonai felmérés is Csira-széknek jelöli.

A **nád** (*Phragmites australis*) előfordulása csak néhány székben volt jellemző, ott is csak kisebb nádcsomók, vékony lengenád nőtt. Nád a zombékosokban, turjánosokban is nőtt. Előfordulását említik a Lapos-réten, a Kisréten, a Balázsi-réten, de legjelentősebb nádtermő helye a településnek a Kondor-tó volt.

A turjánok növénye a **reköttye** (hamvas fűz, *Salix cinerea*) a Balázsi-rét laposabb részein terem. Szóbeli gyűjtések alapján a reköttye korábban is megvolt a tájban, elterjedésében változást nem említettek. „Zsombékos-nádas területeken terem a reköttye is. Önmaga a szél által vitte.” (Langó Kálmán)

A **zsombóhaj** (zsombéksás, *Carex elata*) a zombékosok, helyi néven „zsombók” növénye. „Arra kinn Balázson kaszáltunk minden évben. Ott voltak ilyen zsombóhajak. Mög köllött nézni, hogy hova lépünk! Azt ottan hitták vadasnak. Úgyhogy mondták, ha a tehén belement, amelyik gyöngye lábán állt, az ott is maradt.” (Papp István)

További, gyűjtéseink során többször előkerült növényfajok a következők voltak: *veresfarkú* (sovány csenkesz, *Festuca pseudovina*), *selyemfű* (fehér tippan, *Agrostis stolonifera*), *csádé* (tavi káka, *Schoenoplectus lacustris*), *székfű* (*kamilla*, *Matricaria recutita*).

Hagyományos ökológiai tudás a vizes élőhelyek típusairól

A székekben, azaz a szikes élőhelyeken megfigyelhető növényzeti övezeteket a következőképpen írják le a helyi lakosok: „Körbe szántó vagy **székfű** a magasabb parton. Lejjebb **selyemfű**, apróbb, kaszálni sem lehetett, kicsúszott (*Agrostis stolonifera*, szerz. megj.). Ahogy mélyült, először volt a **csirkákás** (*Eleocharis palustris* v. *uniglumis*, szerz. megj.), még mélyebb, akkor ott már volt **csatak**, és a legmélyebb medriben volt még **nádcsomó** is.” (Csósz Jenő) Hasonló elmondások szerint a mélyfekvésű részek növényzetét a zsiókások és mélyebben a nádasok alkották: „A szék az olyan legelő volt, ahol **székfű** volt a talajnak a termése, a mi laposabb, vizesebb része volt, ott volt a **csatak**, a **sás**, meg a **nád**.” (Csósz Imréné) Tehát a szóbeli gyűjtésekben jól elkülönül a székfüves (F4) majd az egyre mélyebben fekvő csatakos (B6) és nádas (B1a) élőhely.

A réti növényzet különféle változatait is megkülönböztetik. A „**szelíd gyöp**” a réti kaszálók és legelők legértékesebbje. A Lapos-rét Pesty Frigyes összeírásában „szelíd természetű legelő” (PESTY 1862), melyet most is „szelídnek”, „nem szikesnek” mondanak az itt élő lakosok (Somogyi László). Balázson „apró, finom szénát” értenek a szelíd gyepek alatt (Pesti József). A Bügén keresztülhúzódozó kiszélesedő érmederben, „szelíd gyöp” nő, ezt minden állat jóízűen megessi (Papp István).

A „szelíd gyöppel” ellentétben áll a „**vadas**”, vagyis az erősen sásos, savanyú széna. „A vadast a jószág nem legeli. Nem eszi meg a jószág, valamiképpen nem ízlik neki.” (Pesti József). Korábbi szabadszállási gyűjtések hasonló eredményeket hoztak: „Megkülönböztetnek szelíd szénát és vad, savanyú szénát. Az előbbi jóminőségű fűszéna, az utóbbi zsombó ajas, sásos, csádés. Ez felénél alig ért többet, mint a másik, amit vásárláskor ki is fejeztek az árkülönbözetben.” (BELLON 1994)

A **turján** kifejezés a vadashoz hasonlót jelent: „magas, vad növény”, „csádé”, „csádés-csatakos” nő mindkettőn. „Balázsnak az a dimbes-dombos, zombékos része, az a turján. A tehén nem szerette, ilyen bukros érdekös, mint hogyha jó mező vagy zöld nádas lett volna, de nem szerették a tehenek.” (Szekeres Jánosné)

A turjánokon, vadashoz hasonló területeken gyakran zombékok, vagy „zombók” is találhatóak, ahol több van belőlük, azt már „zombékos”-nak mondják. Azokban a turjánokban, ahol kevesebb volt a zombék, a jószágok valamivel jobban tudtak legelni, és a térdig érő füveket kaszálni is lehetett (Langó Kálmán közlése). A zombékosban viszont lábát törhette a gyöngébb marha.

A táj karakterének tükröződése a rétgazdálkodásban

A kutatásban vizsgált vizes élőhelyek használata jellemzően mindig is a kaszálás és legeltetés volt. A szabadszállásiak a kaszáló helyével jelezték a széna minőségét (feketei vagy balázi széna). Fekete a regionális szikes élőhelyzónába tartozik, Balázi-rét pedig a regionális lápi zóna homokhátságba való beékelődése (a Balázi-rét – Kurjantó – Kolon-tó vonalában). Ettől függően a szénát „székszénának” vagy „rétszénának” mondták. Az adatközlők rámutattak, hogy az állattartó gazdák számára fontos volt tudni, honnan származik a télire vett széna, mert ez jelezte, hogy milyen füvet eszik majd tavaszig a jószág: „Általában a vasúton túl, azon a részen (szikesek) jobb szénák voltak, jobban szerették, mint a balázi füveket. Jobb ízű volt, jobban szerették a jószágok, mert a tápértéke is jobb volt. Emerre, a balázi részen, hát nem olyan tápértékű volt, no.” (Harcsa Mihály és neje) „A balázi szénát a jószág nem szereti, édös, nem eszi mög. A jószágot nem lehet becsapni.” (Somogyi László). „Szénának az a legjobb, az a székfű, a szikes föld... mer’ van a rétszéna is, de az már nem olyan. Az már nem jó a jószágnak. A székfű sokkal nagyobb táptartalmú.” (Puskás Mihály) „Ez sós, kemény, ropogós, szálas (székszéna), az meg ilyen sásos széles levelű, és más az íze is neki gondolom. Ott nincs sziksó, az nem sós, hanem édesebb. Ha azt szokja meg (rétszénát), azt eszi, akkor nincs vele gond.” (Csősz Jenő) A széken legelt birkát tartják a legjobb húsunak, a széken nevelt marhát pedig jobb áron vették be a vágóhídon annak idején (Kunkovác László szóbeli közl.).

A vizes élőhelyek használatának változása

Kaszálás

A redempció idejéből származó írások már említik a szántóföldekkel együtt a redemptus gazdáknak juttatott „Szék kaszálló osztályokat” valamint a „Kis Balási Osztály” és az „Arany Egyházi Osztály” kaszálóit (NOVÁK 1991). A kaszálók tagosítását 1812-ben kezdték meg. A kezdeti ellenvetésekre válaszképpen 1823-ban a kaszálók minőségi osztályozása is megtörtént még pedig a következők szerint:

„Kaszálló osztályoknak classificatioja”

1. osztály: „Az olyan Kaszállók, melyek szárazabb időkben szánthatók is lehetnek, és az olyannak, mellyek akár melly idő járásával meg kaszáltatnak, és füvet adnak Iső Classisuaik legyenek. Ezen Classishoz tartozzanak azon Ereik is, mellyek nem Csádét vagy Kákát hanem jó füvet teremnek.” (Á-NÉR tipizálás szerint zömmel D34, D2 és F2)

2. osztály: „A’ 2dik Classisba számítódnak az olyan Kaszállók, amelyek szárazabb esztendőkből kevesebb füvet ugyan, de jót, vizes esztendőkből pedig többet, de csak csatakat adnak, ide értvén a Kígyósi kaszállók és nádállások is.” (Á-NÉR tipizálás szerint zömmel F2, B6, B1a, a szerző megj.)

3. osztály: „A' harmadik Classisba jönnek a' Lenge Nádat s' Kákát Termő Kaszállók” (Á-NÉR tipizálás szerint zömmel B1a, B2.)

4. osztály: „Negyedik Classisuaak léznek olyannok, mellyek kaszálassal ritkán használhatók hanem inkább csak legeltetéssel.” (zömmel a lárterületek, turjánosok és a nagyobb nádasok lehettek ilyenek, D1-2, D5, B4, B5, B1a) (NOVÁK 1991)

A tagosítást követően, a sok tanyasi jószágoknak kellett bőven a takarmány, így igen sokfelé a székekben, a jó minőségű székszéna mellett kaszálták még a csatakat is: „Mikor még gyöngye volt, akkor kaszálták le, amikor nem volt akkora víz”. „Megrakták a szánkót, és a vízből a szánkóval húzták ki. Szóval megszáritották, és szénaként használták a csatakat.” (Harcsa Mihály és neje) (A csatakat jobb híján legelőnek is megtette. „Amikor a székfű lefogyott, kiégett, bele lettek csapva a csatakba, oszt akkor azt ettek, amit találtak” (Csősz Jenő))

A székekben a környékbeli tanyák lakosainak és a falubélieknek egyaránt volt kaszálója. A különböző tulajdonú kaszálók és legelők határát kiásott gödrökkel, vagyis „kopolással” jelölték meg. „Ásóval csináltak gödröt, és akkor a földjét oda mellé rakták” (Harcsa Mihály)), vagy egy árok képezte a mezsgyét. Azokon a tanyákon, melyek környékén több szék volt, ott helyben megtermelt elegendő széna. Akik viszont kevesebb kaszálóval bírtak, szántóföldjükön takarmányt is termesztettek. Felesbe mások területét lekaszálták, vagy vásárolhattak is szénát. Sok tanyasi gazdának, falubelinek lakóhelyétől jóval messzebb is volt kaszálója. A Szigetben és Balázson a tanyákhoz nagy kaszálóterületek tartoztak. A későbbiekben a balázspusztai TSZ is kaszáltatott, helyenként a gyepeket felülvetették és műtrágyázták is. A Balázsi-rét még ma is szinte mindenhol kaszált, egyrészt amiatt, mert itt a tanyavilág jobban megmaradhatott, másrészt az agrár-környezetvédelmi program is támogatja a kaszálást. A nyugati határrészen, a székekben viszont, a környező tanyák felszámolódásakor a kaszálással is felhagytak. Inkább csak a főútvonalakhoz és a településhez közel folyik még kaszálás, illetve a nemzeti park által kezelt kisebb területeken.

Legeltetés

A tagosításokat megelőző időszakban és egyre kisebb mértékben azt követően a község közösen szervezte meg a nagyjószágok legeltetését. Jakabszállás puszta (mely egészen 1920-ig még Szabadszálláshoz tartozott közigazgatásilag) és Balázspuszta homoki legelői voltak a legfontosabb közös legelőterületek a 19. század közepéig. Jakabszállás önállósodásával Adacs pusztát vette bérbe Szabadszállás a községi gulya számára. A szántóföldekkel körülvett székeket kaszálták, így csak a kaszálás után, szántóföldi betakarításokat követően terelheték ide a legelő állatokat. A szabadszállási csordát ekkor még tarlószabadulás után egészen a Zab-szék széléig elhajtották (NOVÁK 1991). A tanyák kiépülésével a székek legeltetése egyszerűbbé vált.

A **Fekete** határrész tanyáin élő családok döntő részénél az állattartás jelentette a fő megélhetést: „megélni abbul lehetett, a jószágokbul...jószágokat tartottak, baromfit tartottak, akkor hát ebből tartották el magukat...mindenütt inkább a jószágból éltek, mer' a termés az annyi volt, azt főletették a jószágokkal” (Csősz Imréné)

Mindenféle állatot tartottak, „mikor mire együtt rá az idő” (Harcsa Mihályné), azt adták el a piacon. A tanyák is közvetlenül a székek magasabb partjára épültek, ahonnan a legelők könnyen elérhetők voltak. „Az a jó tanyahely, vagyis hát régön az volt, mint a mienk is, hogy egyik felül a szántóföldek vannak, másik felül meg ott van az udvar mellett a legelő, és akkor az állat ottan mehetett ki a legelőre... Az volt a jó, ahun a szántóföld és a legelő találkozása volt, az volt a legjobb tanyahely.” (Harcsa Mihály), „Hát még az őseink így építették, mer' azok rengeteg állatot tartottak ám. Azok úgy átkozták meg a haragossukat, hogy gyöpösödjön be az udvarod. Mer' ha begyöpösödött az udvar, annak nem volt állata. Igen, akkor szögény

ember volt, ha nem volt állata. Az őseink ezt így alakították ki, hogy lehetőleg a legelő elérhető helyön lögyön.” (Harcza Mihály) „Mindig a jó partos kemény helyre építették a tanyát, inkább székes volt, de azért a víz se vigye el, meg a talajt se vigye el a szél. Leginkább minden tanyához volt gyöp, legelő, ahol legeltettek” (Csősz Imréné) A kisebb vízállások, a szikes tavak a kacsák-libák tartásának nagyon kedveztek: „Mind oda hajtották ki kacsákat, libákat, mind ott legeltették, fürdették.” (Lipót Jánosné) A nagyobb székeken kiszáradásuk után lovaskocsival, gyalogosan könnyedén keresztül lehetett menni.

Balázs-pusztán nemcsak a homoki részre, hanem a rétre is kiterjedtek a legelők. A nagyobb állattartó gazdák a szigeti, balázi jószágokhoz pásztort fogadtak, a kisebb tanyákon pedig családon belül megoldották a legeltetést. „Ott a legkisebttől a legnagyobbig mind be volt fogva. Egyik gulyás volt, másik kanász volt vagy libapásztor volt” (Csősz Imréné)

A III. katonai felmérés szerint az 1880-as években a Büdös-szék és a Kisrét környéke fontos legelőterület volt. A bügei gyepeken a községbeliek hízott, göboly ökrei legeltek (PESTY 1862). A Lapos-rét, ahogy ma is, a marhacsorda legelője volt. A Sziget és a Zsombékos északi része szintén legelőterület volt. A Balázi-rét mélyebb részein a nagy vizek és a zsombékok miatt csak legeltetni tudtak, azt is csak időszakosan. Ahogy egyre több tanya épült a határban, a kint tartott állatok száma is egyre jobban megnövekedett. A államosítást követően a TSZ-ek kezdetben nagy állatállománnyal bírtak, így a székekben, és a Szigeten is koncentráltan legeltettek, máshol viszont a tanyák elnéptelenedésével párhuzamosan állatállomány drasztikusan lecsökkent. A laposabb érmedreket a TSZ beszántotta: „a traktor mindig hasított belőle valamennyit.” (Szekeres Jánosné). Az állatállomány csökkenésének folyamata a rendszerváltást követően is folytatódott.

A legeltetés máig csak ott maradt meg, ahol több tanya áll még, vagy a településhez közel és az utak mentén (elsősorban Bügén, Balázspusztán, Lapos-rét északi részén). Ezen kívül a Fekete székjeiben legeltetnek még, ahol a nemzeti park saját szürkemarha gulyája is jár, a Kisrét és a Zab-szék között. A Fekete külső felén sem legeltetés, sem kaszálás nincsen. A korábban „kopaszra legelt gyepek” helyén avaros, magas növésű füveket találni. A madarak se szeretik ezt: „a bibe nem ül bele a gazba, a legkopaszabb gyepre szeret ülni” (Somogyi László). „Nem így nézett ki az ország!” (Pesti József)

A mélyebb, vízállásos területekre csak nehezen juthattak be a legelő állatok. Az egykori gazda, Nagy Bálint gulyájára és a balázi vizekre így emlékeztek vissza az itt élők:

„200 darabból álló gulyája vót, mind fehér, az a magyar marha. A Szigeten vót neki birtoka, meg Balázs pusztá egy része is. Én gyermekkoromban emlékszek rá, hogy a gulyája ott legelt a zsombikos, vizes helyen. Gulyása vót neki. Ha át akart menni a másik felire a gulyás, akkor nekiverte a jószágot a víznek. Úsztak át a tehenek is meg a lovak is, mert vót közöttük 20-30 csikó. Én meg níztem. Azok a nagyszarvú jószágok mikor beleírtek a vízbe, a csengettyűk elhallgattak. Szép lassan úsztak át a másik partra. A pásztor meg ment utánuk ladikon. Tolókával lökte előre a ladikot. A kutya benne vót a ladikba vagy úszott utána.” (BELLON 1994)

A Lapos-réti legeltetéshez, hogy a mélyebb vizeken is át lehessen jutni, kellett ám a ladik: „mert nekünk is a marháink ott jártak abba a részbe, de bizony mink ladikkal őriztük a marhákat, és akkor szárcsatojásztunk meg bibictojásztunk ebbe a rétbé” (Puskás Mihály)

A használat szempontjából külön említést érdemel a **Kondor-tó**, mely a II. világháború előtt is fontos halászhely volt. A halászati jogot a szomszédos kerekegyházától kiskőrösiek bérelték és a Kondorparti tanyákban is laktak halászberek. „Kerekegyházához tartozott valahogy, és akkor kiskőrösi halászok vötték ki bérletbe, és azok gyűttek”... Volt úgy hogy 8-10 mázsa halat húztak egy hálóval ki, egyszerre. Aszt mikor már kezdett ugye összeszorulni a háló, ahogy ugráltak föl a halak, csillogott, szóval az bámulatos volt, no.” (Németh Mihályné)

A tó híres nádvágóhely is volt, de jártak ide „kutyuért” is a kunszentmiklósiak: „A Kondorba, ott vágtuk a kutyuút. Ott kapátuk ki. Nem vót nehéz. Mikó mögfagyott, ha nem vót víz alatta, hát akkó gyütt az könnyen.” (VARGA 1994).

A Kondor-tavat lúgos vízének gyógyhatása miatt a 20. század első felében sokan felkeresték, messzebbi városokból autóval, motorral érkeztek „ott százával, meg százával fürödtek” (Németh Mihályné). A tó hosszú évekig tartó kiszáradása miatt a halászat teljesen megszűnt, a nádvágás és a fürdőzés sem jellemző ma már.

A 2009-es terepi vizsgálatok és az 1883-as III. katonai felmérés összevetése alapján (3. ábra) érdemes azonban a következőt megjegyezni: annak ellenére, hogy a tájba általában a legeltetés és a kaszálás felhagyása jellemző, egyes adatpontokban fordított folyamat zajlott le. Ez pontok mindegyike a III. katonai felmérés idejében még vízállás, szikes tó, illetve nádaszsombékos mocsár volt, de mára másodlagosan kiszáradt, így rendszeresebb kaszálásra és legeltetésre alkalmassá vált.



3. ábra A kaszálás és a legeltetés változása az 1883-as III. katonai felmérés és a 2009-es terepi vizsgálatok összehasonlítása alapján

Figure 3. Landuse changes based on the III. Military Survey (1883) and present field data

- ✕ III. katonai felmérés idejében használt, de jelenleg nem
- III. katonai felmérés idejében is és jelenleg is használt
- ✚ III. katonai felmérés idejében nem használt, jelenleg igen

A vizes élőhelyek változása terepi megfigyelések és írásos történeti források alapján

A terepi adatpontokat a III. katonai felmérés térképén beazonosítva kiderült, hogy a 19. század végén sokkal több nyílt vízű, szikes tavat lehetett még találni a területen. A vizsgált 186 adatpontból 35 pontban volt található korábban nyílt vízfelület szemben a terepi megfigyelések alapján észlelt 5 ponttal. Ebből a 35 pontból ma 13 nádas, 4 zsiókás. Ezek az adatok a nád és a zsióka terjeszkedését jelzik. Az egykori hátsági szikes tavak helyén 9 pontban sziki rétet találtunk. Ezen kívül a terület keleti határán húzódó Kondor-tó is több évre kiszáradt, a vizsgálat időpontjában félszáraz gyeppel borított tavat.

A vizsgált területen erőteljes zsiókásodást és nádasodást fegyelhetünk meg. A 186 db aktuális botanikai adatpontokból jelenleg 30 db volt nádas. Ezekből az 1880-as években még 13 nyílt vízfelület, 10 különféle kaszáló-legelő gyepek, 6 zombékos és egy mocsár volt (4. ábra). Feltehetően mindössze kettő-három pontban lehetett a múltban is nádas mocsári növényzet. A 126 részletes adatlap eredményeit összesítve 18 pontban volt tapasztalható szemmel látható nádasodás. Legeltetést csak 1 pontban, esetben jegyeztem fel a 18 közül, pedig növényzeti típusok szerint e területek mind kiválóak lennének efféle használatra (10 sziki rét (F2), 4 kiszáradó láprét (D2), 2 mézpzásitos (F4), 1 zsiókás (B6), 1 jellegtelen száraz gyepek (OC)). A botanikai adatgyűjtéskor feljegyezett 7 zsiókás (B6) élőhelytípusú pont mindegyike a Feketei határrészen található, kisebb székek belsejében és a Zab-szék szegélyén. A 7 zsiókás növényzetű pont helyén az 1880-as években 3 helyen tiszta vízfelületű tavat találunk, 3 pontban nedves legelőt, 1 pontban kaszálót. Térképi jelölés mindössze csak egyetlen legelő esetében utal magasabb mocsári növényzetre, ami nád és zsióka egyaránt lehetett. A zsióka terjeszkedését a szóbeli gyűjtések is alátámasztják.

A zombékosok területe jelentős mértékben csökkent az elmúlt évszázad során. A vízrendezések előtt még kiterjedt zombékosok voltak a Balázsi-réten is. A II. illetve a III. katonai felmérés a Balázsi-rét mélyebb, nyugati területét Zombékos-tósnak, illetve Zombékosnak nevezi. A terepi felmérés során a zombékosással jellemzett élőhely szinte teljesen eltűnt a területről. Helyét jellegtelen legelők, gyepek sádbúza (*Deschampsia caespitosa*) dominálta gyepek és helyenként nádasok foglalták el (6. ábra).



4. ábra A 2009-es terepi vizsgálat során talált nádas és zsiókás élőhelyek állapota a III. katonai felmérés (1883) idején. A jel közepén ponttal jelöltük azokat a helyeket, ahol a III. katonai felmérés is jelöl szórványosan nádat, esetleg más magas mocsári növényzetet.

Figure 4. Historical changes of habitats actually dominated by *Phragmites australis* or *Bolboschoenus maritimus*, based on comparison of the III. Military Survey (1883) and present field data

Hagyományos ökológiai tudás a vizes élőhelyek átalakulásáról

Az állattartás hiánya a táj képét jelentősen megváltoztatta. „Tiszta kopasz volt ez a táj!” „Nem volt ám ilyen sok gaz, ez csak most gyüött be, mióta nincs jószág.” (Somogyi László) „de most már a csatak följöött, nem tiszta (a szék), de akkor mikor én nyöttem, az tiszta volt” (Puskás Mihály). Rendszeres használat mellett a zsióka nem tud megnőni. „...mindig kaszálgassa, azt nem tud megerősödni ez a csatak benne.” „A csatak nem tud mögmaradni, nem szereti ezt az őrült mindig vágást.” (Somogyi László) (5. ábra)



5. ábra „Becsatakosodott” szék Szabadszállás határában. „Tiszta kopasz volt ez a táj!” „Nem volt ám ilyen sok gaz, ez csak most gyüött be, mióta nincs jószág...” (Ujházy Noémi felvétele)
Figure 5. Spreading of *Bolboshoenus maritimus* in a small salty lake (Szabadszállás)

A nád előretöréséről a szóbeli gyűjtések során is többször beszámoltak. „Hát valahogy a nádnak mostan ideje van.” (Harcza Mihály). A korábban „vadas, zsombóhajás” részekről ezt mondják: „ma már majdnem az egész nád ott is, elterjedt” (Papp István). A „zsombóhaj, turján kiveszett, helyén nádas keletkezett” (Langó Kálmán). A jelenleg teljesen elnadasodott Kistrétnek is csak a déli nyúlványa volt korábban nádas, amire így emlékeznek vissza: „Ez ilyen, gyöpes vicik-vacak volt, ha víz volt, akkor síkvíz volt mind, tiszta víz...” (Somogyi László) „Ez a Kistrét meg nem volt olyan nádas, mint most. Az olyan csatakos volt, meg ilyen nem is tudom, hogy hívták, zsingyoládé, de most már gyönyörű nádas lett.” (Puskás Mihály). A nád a zsióka terjeszkedése a székekben egymást követően is történhetett: „A hajlatokat megülte a csatak, a nád követte.” (Somogyi László). A nád terjeszkedésének okaként legáltalánosabban a nagyjószággal való járatás, legeltetés hiányát említették. A marha ugyanis lecsípi, letapossa a gyöngé nádat. „Lényegesen kevesebb nád volt, mint most, lecsípte a jószág, nem tudott kinőni.” (Somogyi László) „Nem hagyták fölőni, lejárták a jószágok.” (B. Horváth Imréné).

A szárazodáshoz köthető élőhelyváltozásokat is érzékelik a helyi lakosok. A halászatra, nádvágásra alkalmas Kondor-tóról a következőképpen nyilatkoztak: „most se víz se nád” (Bognár Lajos) „Hát arról nem is lehet szót mondani. Az úgy tönkrement mostmár, hogy az csak gaz! És mikor ott laktunk, egyször akkor is tönkrement két évig, de újra gyüött egy vízhullám.” (Németh Mihályné).

A korábban gyakran vízjárta Csinytovárról pedig „*azt mondják, hirmondója sincs a víznek ottan*” „*úgyhogy már legeltetni sem lehet, annyi mező sincs rajta*” „*azt hiszem szegény őseink, ha visszatálnának, elképednének, hogy milyen a terület most ott, hogy kiszikkadt, kiszáradt, olyan repedések vannak.*” (Csósz Imréné) „*Le akarták vezetni, mert olyan rétes, vizes része volt neki. De hát melléfogtak, mert az Átokcsatorna lött (a Dunavölgyi-főcsatornáról – szerk. megj.), hogy még azt a kis vizet is, ami még volt, azt is elvitte, nem sok jót hozott a Csinytován.*” „*Hogy mikor köllött volna, azt nem bírta vinni, amikor már nem köllött volna vinni, akkor meg kiszívta az altalajt.*” (Csósz Imréné)



6. ábra Legelő tehének a Balázsi-réten. A terület neve a 19. században Zsombékos-tóság volt (Ujházy Noémi felvétele)

Figure 6. Grazing cattles on the Balázsi-rét (Szabadszállás). In the 19th century this territory was named after *Carex elongata* tussocks

Az eredmények megvitatása

Szóbeli gyűjtéseink alapján a szabadszállási lakosok hagyományos ökológiai tudása a jellemző fajok ismerete mellett az élőhelytípusok és vegetációdinamikai folyamataik ismeretét is magába foglalja, mely kiterjed a vizes élőhelyek termőhelyigényének és vízmélységtől függő növényzeti öveinek megfigyelésére is. Szabadszállás város határa a jól kirajzolódó, regionális szikes és lápi élőhelyzóna találkozásánál fekszik (MÁDLNÉ SZŐNYI et al. 2005, BIRÓ et al. 2007). A két zónát meghatározó, talaj- és vízföldtani adottságokra épülő, lápi és szikes élőhelykarakter a szóbeli gyűjtések alapján jól elkülönül a határrészek elnevezéseiben. A széknek és a rétek nevezett területek elhelyezkedése szintén a regionális élőhelyzónáknak megfelelő. A széken illetve a réten termelt széna minőségi különbsége miatt a hagyományos állattartásban a széna származási helyének ismerete nagy jelentőséggel bír.

A nem szikes, lápi karakterű (ún. „*réti*”) növényzeten belül két típust különböztetnek meg a helybéli lakosok, és a történeti feljegyzések is. (1.) *Szelíd gyepek* a botanikusok által használt élőhelytípusok közül leginkább a mocsárréteknek (D34) feleltethetők meg, de enyhén lápréti (D2) vagy szoloncsák szikes (D34) jelleggel is bírhatnak. Szelíd gyepek csak a regionális lápzónában és a homokhátság lokális és intermedier kiáramlási helyein fordulnak elő. (2.) A *vadas helyek* a lápréteknek, turjános réteknek (D1-D2), és azok zsombékos és magassásos részeinek (B4, B5) és lápi magaskórósainak (D5) feleltethetők meg.

Korábbi gyűjtéseink során a szabadszállásihoz hasonló tipizálást találtunk Fülöpháza határában is. A réties jellegű, nem szikes gyepeket három féle kategóriába sorolták: *vegyes szénatermő rét* (láprétek, mocsárrétek melyeken savanyú fűvek és székes növényzet egyaránt megtalálható, olykor keveredve, de inkább mozaikosan - megfelel a fenti *szelíd gyepek*) és a *vadas hely* (sásos, zsombós, savanyú széna - megfelel a fenti *vadas helynek*). Emellett legjobb

legelőnek és kaszálónak tartották a szikes gyepeket, melyet *székszénának neveztek* (mézpázsit dominálta, szoloncsák szikes gyepek vagy szikfoknövényzet). A szabadszállásiak a szikeseken belül elkülönítik a zsiókás, csetkákás, nádas, sásos élőhelyeket. Az élőhelyek ilyen pontos, termőhely szerinti elkülönítései a tájban élő emberek hagyományos ökológiai tudását tükrözik. Említésre érdemes, hogy a Kárpátokban (Gyimes) élő magyarság szintén a nem használt, vagy az ember által nem gyakran látogatott, távoli helyeket hívja „*vadas*”, vagy „*vad*” helyeknek (vö. BABAI és MOLNÁR 2009).

A történeti térképek és források adatainak terepi megfigyelésekkel való összevetése szerint a területen található vizes élőhelyek jelentősen átalakultak az elmúlt évtizedek társadalmi-gazdasági változásainak következtében. Az interjúkból kiderült, hogy a jelenleg tapasztalható élőhelyváltozások háttérében a táj jelentős szárazodása mellett az állatlétszám utóbbi évtizedekben történt csökkenése áll.

A helyi lakosság a növényzetben történt változásokat jól érzékeli, és az idősebb emberek az okokra is rávilágítanak. Az 1940-50-es években a tanyákon élő lakosság és a tanyák száma is többszöröse volt a mainak (UJHÁZY 2010, CSATÁRI és FARKAS 2008). A folyamat a tanyák felszámolásával indult, majd az állatlétszám 1980-as évek végétől tapasztalható drasztikus csökkenésével folytatódott. A településtől nyugatra fekvő szikes tavak átalakulása a kisparaszti legeltetés csökkenéséhez köthető folyamat (a szikesek vizes élőhelyein elsősorban szarvasmarha, disznó, liba és kacsatartás folyt). Ezzel egyidejűleg a szikes laposokban megindult a zsióka és a nád terjedése. A nád terjedését lokálisan a székek édesvízzel való elárasztása, és a csatornák közelsége is okozhatta. Erre példa, hogy a Kőhalom-szék, melybe a közeli Kígyós-érből (Kiskunsági-főcsatornából) 1968-ban Duna-vizet vezettek be. A nád, mely előtte csak egy-két csomóban termett, az egész széket elborította, a tiszta székes vizű részeket és körülötte a legelő gyepeket egyaránt. A határ lápi karakterű élőhelyein a kiszáradás és a zombéksásosok csökkenése mellett leginkább a nád terjedését figyelhetjük meg. Ez utóbbi – úgy tűnik - a kaszálás és a legeltetés csökkenésének következménye. A hátsági és hátságperemi részekben a tanyarendszer és a hozzá kapcsolódó jellegzetes kisparaszti tájhasználat az 1960-as évekig fennmaradhatott, így a változások is később kezdődtek. A háztáji állatállományt a tanya körüli gyepeken tartották. Az idősebb emberek emlékezetében még él ez a korszak, mikor a táj „*rendezett volt*”, minden gyepek használat alatt állt, még az útszéli mezsgyék is. Különösen a szárazabb években még a sásos, turjános, lápos részeket is lekaszálták vagy meglegeltették. Az idős parasztemberek szemében az egykor rendben tartott táj ma csupa „*összevisszaság*”.

A homokhátsági területeken, így Balázspusztán és a Kondor-tó környékén is a nád terjedésénél markánsabb folyamat a **szárazodás**, mely a vizes élőhelyeket az elmúlt évszázad során egyre nagyobb mértékben érintette (vö. PÁLFAI 1994, RÁTH 1994, BAJCSI és CENTERI 2011). A homokhátság magasabb területei felől érkező felszín alatti vízáramlások kiáramlási helyei kiemelt jelentőségűek a vizes élőhelyek kialakításában (BIRÓ et al. 2007). A 20. századi vízszabályozási munkálatok (a Duna-völgyi főcsatorna és a hátsági kisebb csatornák), valamint az egyéb emberi beavatkozások ezt a vízáramlási rendszert jelentősen átalakították. Nagyrészt e hatásnak tudható be a talajvíz szintjének nagymértékű csökkenése, a táj általános szárazodása, mely természeti hajtóerőként működik a vizes élőhelyek átalakulásában, a lápi magaskórósok, turjános rétek és zombékosok területi csökkenésében és a hátsági tavak kiszáradásában. **A szárazodás folyamatában jelentős szerepet játszik a regionális megcsapolódási területen vezetett Duna-völgyi-főcsatorna, mely a Duna-sík vizein kívül a hátsági áramlási rendszer és a egy részét is elvezeti.**

A 18. századtól vizsgált történeti írásos és térképi források szerint szinte minden gyepterületet kaszáltak és legeltettek. A 20. század második felében az egyre koncentrálnódó mezőgazdaság, a tanyavilág hanyatlása, az állattartás jelentőségének csökkenése miatt gyepterületek használata fokozatosan csökkent. A használat felhagyása az élőhelyi sokféleség

szempontjából kedvezőtlen változásokat eredményezett a tájban. A nád és a zsióka általános elöretörésének okát elsősorban a legeltetés és a kaszálás elmaradásában kell keresni. A nád terjeszkedésében egyéb hatások is közbejátszhattak, mint például a műtrágyák hatására történő eutrofizáció, vagy lokálisan az édesvíz beengedése egy területre.

A terület **ökológiai problémáinak** nagy része a szárazodásból fakad. Más részük az 1950-es évektől meginduló társadalmi és politikai folyamatokkal függ össze. Ezek a táj és az élőhelyek használatának csökkenését okozták. A kiskunságban zajló élőhelyváltozások okait keresve a természeti és társadalmi mozgatóerők együttes hatásával kell számolnunk. A 21. századi természetvédelem már az aktív kezelések szemléletében zajlik, de a területkezelések a táj egészében jellemző regionális folyamatok irányát nem tudják megfordítani. A természetvédelem ugyan lokálisan szorgalmazza a gyepek használatát (az agrár-környezetvédelmi és Natura 2000 programokkal, Nemzeti Park területén történő kezelésekkkel) (SIPOS 2003), de ezek szabadszállás határának csak korlátozott részét érintik, és az emberek többségének életére nincsenek befolyással. Mivel az emberek hétköznapi teendőik során a tájban kevesebbet mozognak, kevesebb élmény, történet és tudás kapcsolja őket környezetükhöz. Épp ezért a **helyi tudás megőrzését és továbbadását** rendkívül fontosnak tartjuk családon belül és az iskolai oktatásban egyaránt.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozunk szakmai segítségükért Szabó Máriának, Sipos Ferencnek, Mádlné Szőnyi Juditnak, Simon Szilviának, és Molnár Zsoltnak, valamint a kutatás megszervezésében segítő szabadszállási lakosoknak, Cserjés Sándornak, a Csósz családnak, Gyenes Mónikának és Emődi Imrénnek. Köszönjük a segítséget adatközlőinknek is: Harcsa Mihálynak és feleségének, Somogyi Lászlónak, Csósz Imrénének és Csósz Jenőnek, Puskás Mihálynak, Lipót Jánosnének, Papp Istvánnak, Langó Kálmánnak, B. Horváth Imrénének, Németh Mihálynénak, Szekeres Jánosnének, Bognár Lajosnak, Pesti Józsefnek, Földsi Jánosnak, Szűcs Istvánnénak, Kóczián Józsefnének, Gergő Mihálynénak.

Irodalom

- BABAI D., MOLNÁR ZS. 2009: Népi növényzetismeret Gyimesben II.: termőhely- és élőhelyismeret Botanikai Közlemények 96: 145-173.
- BAJCSI T., CENTERI Cs. 2011: Kiskunhalas környéki szikes tavak vízgazdálkodási problémái, azok okai, lehetséges megoldások a Sós-tó vízutánpótlására, Tájékológiai Lapok 9 (1): 53-71.
- BEDEKOVICH L. 1792: A kiáradt Dunavíz állapota Ócsa, Inárcs, Gyón, Szt. György, Baracs, Kiss Balázs és Izsák községhatároiban, közel ahhoz, amikor a víz áradása megállapodik április-májusban. Kéziratoss térkép. In: TÓTH J. (szerk.) 1976: Jászkunsági füzetek 13., Jászberény, p. 68.
- BELLON T. 1994: Adatok Szabadszállás gazdálkodásához. Néprajz és Nyelvtudomány 35: 145-181.
- BERKES F. 2008: Sacred ecology. Routledge, New York.
- BERKES F., COLDING J., FOLKE C. 2000: Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management. Ecological applications 10(5): 1251-1262.
- BERKES F. 2004: Rethinking community based conservation. Conservation biology 18(3): 621-630.
- BIRÓ M., MOLNÁR ZS. 1998: A Duna–Tisza köze homokbuckásainak tájtipusai, azok kiterjedése, növényzete és tájtörténete a 18. századtól. Történeti Földrajzi Füzetek 5: 1-34.
- BIRÓ M. és mtsai. 2000: A Duna–Tisza köze aktuális élőhelytérképe. Ponttérkép és 1: 400 000 méretarányú, áttekinthető térkép. In: MOLNÁR ZS. (szerk.) 2003: A Kiskunság száraz homoki növényzete. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest.
- BIRÓ M. 2006: Történeti vegetációrekonstrukciók a térképek botanikai tartalmának foltonkénti gazdagításával. Tájékológiai Lapok 4 (2): 357-384.
- BIRÓ, M., RÉVÉSZ A., HORVÁTH F., MOLNÁR ZS. 2006: Point based mapping of the actual vegetation of a large area in Hungary – description, usability and limitation of the method. Acta Bot. Hung., 48: 247-269.
- BIRÓ, M., RÉVÉSZ A., MOLNÁR ZS., HORVÁTH F. 2007: Regional habitat pattern of the Danube-Tisza interfluvium in Hungary I. The landscape structure and habitat pattern; the fen and alkali vegetation. Acta Bot. Hung. 49(3-4): 267-303.
- BIRÓ M. 2011: Változástérképek használata tíz év alatt bekövetkezett élőhelypusztulási tendenciák kimutatására a Kiskunsági-homokhátság területén. Tájékológiai Lapok 9: 357-374.

- BIRÓ M., HORVÁTH F., RÉVÉSZ A., MOLNÁR ZS., VAJDA Z. 2011: Száraz homoki élőhelyek és átalakulásuk a Duna–Tisza közén a 18. századtól napjainkig. In: VERŐ GY. (szerk.): Természetvédelem és kutatás a Duna–Tisza közti homokhátságon. Rosalia 6: 383-421.
- BIRÓ M., SZITÁR K., HORVÁTH F., BAGI I., MOLNÁR ZS. 2013: Detection of long-term landscape changes and trajectories in a Pannonian sand region: comparing land-cover and habitat-based approaches at two spatial scales. Submitted article. Community Ecology.
- BÖLÖNI J., MOLNÁR ZS., KUN. A. 2011: Magyarország élőhelyei. A hazai vegetációtípusok leírása és határozója. MTA ÖBKI, Vácrátót.
- BUZETZKY GY., ZSUFFA I. 1979: A vízrendezések története. In: TÓTH K. (szerk.): Nemzeti Park a Kiskunságban. Natura, Budapest, pp. 127-128.
- COUSINS S.A.O. 2001: Analysis of land-cover transitions based on 17th and 18th century cadastral maps and aerial photographs. Landscape Ecol., 16: 41-54.
- CSATÁRI B. J. ZS., FARKAS J. 2008: Agrarian and Rural Development in Hungary, 1990-2005. In: BANSKY J., BEDNAREK M. (eds.) Contemporary Changes of Agriculture in East-Central Europe. Polish Academy of Sciences Institute of Geography and Spatial Organization, Polish Geographical Society, Warsaw. (Rural Studies; 15.) pp. 147-164.
- DÖVÉNYI Z. (szerk.) 2010: Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest.
- HOOFTMAN D.A.P., BULLOCK. J. M. 2012: Mapping to inform conservation: A case study of changes in semi-natural habitats and their connectivity over 70 years. Biol. Conserv., 145(1): 30-38.
- IHRIG D. 1973: A magyar vízszabályozások története. ÖVH, Budapest.
- KEMENCZEI T. 2003: A középső vaskor: a szkíták a Tisza-vidéken. In: VISY ZS. (szerk.): Magyar régészet az ezredfordulón. Nemzeti Kulturális Örökség minisztériuma, Teleki László Alapítvány, Budapest, pp. 179-183.
- KORABINSZKY J. 1786: Magyarország földrajzi, történelmi és termelési lexikona. In: IVÁNYOSI-SZABÓ T. 1982: A Kiskunság száz esztendő szakirodalmában. Bács-Kiskun megye múltjából 6.
- KSH adatbázisa. Központi Statisztikai Hivatal honlapja (<http://www.ksh.hu>)
- MACDONALD D., CRABTREE J.R., WIESINGER G., DAX T., STAMOU N., FLEURY P., GUTIERREZ LAZPITA J., GIBON. A. 2000: Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: environmental consequences and policy response. J. Environ. Manag., 59: 47-69.
- MÁDLNÉ SZÖNYI J., SIMON SZ., TÓTH J., POGÁCSÁS GY. 2005: Felszíni és felszín alatti vizek kapcsolata a Duna–Tisza közti Kelemen-szék és Kolon-tó esetében. Ált. Földt. Szemle 30: 93-110.
- MÁTÉ A., VIDÉKI R. 2008: Solti-sík. In: KIRÁLY G., MOLNÁR ZS., BÖLÖNI J., CSIKY J., VOJTKÓ A. (szerk.): Magyarország földrajzi kistájainak növényzete. MTA ÖBKI, Vácrátót.
- MIHÓK B., ERŐS-HONTI ZS., GÁLHIDY L., BELA GY., ILLYÉS E., TINYA F. 2006: A Borsodi-ártér természeti állapota a helyben élők és az ökológusok szemével – interdiszciplináris kutatás a hagyományos ökológiai tudásról. Természetvédelmi közlemények 12: 79-103.
- MOLNÁR CS., BIRÓ M., BÖLÖNI J., MOLNÁR ZS., HORVÁTH F. 2007: Szakmai alapadatok az Európai Közösség Élőhelyi Irányelvének Függelékes élőhelyeinek Ország-jelentéséhez az irányelv 17. cikke alapján (N2000 élőhelyek Magyarországon). Kutatási jelentés, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- MOLNÁR ZS., BARTHA S., BABAI D. 2009: A népi növényzetismeret és az etnogeobotanikai, ökológiai antropológiai megközelítés szerepe napjaink vegetáció- és táj kutatásában. Bot. Közl. 96: 95-116.
- MOLNÁR ZS. 2012a: A Hortobágy pásztorszemmel. Traditional ecological knowledge of herders on the flora and vegetation of the Hortobágy. Hortobágy Természetvédelmi Közalapítvány, Debrecen.
- MOLNÁR ZS. 2012b: Hortobágyi pásztorok tájtörténeti és vegetációdinamikai ismeretei. Botanikai Közlemények 99: 103-119.
- MOLNÁR, ZS., BIRÓ, M., BARTHA, S., FEKETE, G. 2012: Past Trends, Present State and Future Prospects of Hungarian Forest-Steppes. In: WERGER M. J. A. , VAN STAALDUINEN M. A. (eds.): Eurasian Steppes. Ecological Problems and Livelihoods in a Changing World. Springer, Dordrecht, Heidelberg, New York, London, pp. 209-252.
- NOVÁK L. 1991: Szabadszállás településnéprajzi viszonyai a XVIII-XIX. században. Folklor és Etnográfia, Kossuth Lajos Tudományegyetem, Debrecen.
- PÁLFAI I. 1994: Összefoglaló tanulmány a Duna–Tisza közti talajvízszint-süllyedés okairól és a vízhiányos helyzet javításának lehetőségeiről. In: PÁLFAI I. (szerk.): A Duna-Tisza közti Hátság vízgazdálkodási problémái. Nagyalföld Alapítvány, Budapest, pp. 111-123.
- PÁLÓCZI HORVÁTH A. 2005: Szabadszállás régészeti terepbejárása (1986). In: TÓTH S. 2005: Szabadszállás múltjából. Szabadszállás Város Önkormányzata, Kalocsa, pp. 470-479.
- PÉCSI M. 1967: A felszín kialakulása és mai képe (Dunamenti-síkság, Duna–Tisza közti Hátság). In: PÉCSI M. (szerk.) 1967: A dunai Alföld. Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 165-176. 214-222.

- PESTY F. 1862: Szabadszállás (Kéziratos helységnévtár). In: BOGNÁR A. (1978): Pesty Frigyes helységnévtárából, I. Jászkunság. Katona József Megyei Könyvtár és Versegly Ferenc Megyei Könyvtár, Kecskemét-Szolnok, pp. 162-182.
- RÁTH I. 1994: Kritikus vízháztartási helyzet a Duna–Tisza közti hátságban. *ÖKO* 5: 29-36.
- REY BENAYAS J. M., MARTINS A., NICOLAU J. M., SCHULZ. J. J. 2007: Abandonment of agricultural land: an overview of drivers and consequences. *CAB reviews: perspectives in agriculture, veterinary science, nutrition and natural resources* 2(57): 1-14.
- RUTTKAY M. 1763: A Duna Pest-megyei szakaszának és a környező mocsaraknak vízrajzi térképe. Színes kéziratos térkép. KÉLT.T. No. 142.
- SIMON SZ., MÁDLNÉ SZÖNYI J., MÜLLER I., POGÁCSÁS GY. 2011: Conceptual model for surface salinization in an overpressured and a superimposed gravity flow field, Lake Kelemenszék area, Hungary. *Hydrogeology Journal* 19(3): 701-717.
- SIMON T. 1967: Természetes növényzet (Dunamenti-síkság, Duna–Tisza közti Hátság). In: PÉCSI M. (szerk.) 1967: A dunai Alföld. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 204-207. 233-237.
- SIPOS F. 2003: Természetvédelmi feladataink. In: MOLNÁR ZS. (szerk.) 2003: A Kiskunság száraz homoki növényzete. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 107-114.
- STANDOVÁR T., B. PRIMARCK R. 2001: A természetvédelmi biológia alapjai. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- STEFANOVITS P. 1967: Talajok (Dunamenti-síkság). In: PÉCSI M. (szerk.) 1967: A dunai Alföld. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 210-213.
- SZABÓ A. 2004: Akasztó úrbéri viszonyai a XVIII-XIX. században. In: SZABÓ A. (szerk.): Bács-Kiskun megye múltjából XIX. Kecskemét, pp. 177-203.
- SZABOLCS I. 1979: A nemzeti park talajviszonyai. In: TÓTH K. (szerk.): Nemzeti Park a Kiskunságban. Natura, Budapest, pp. 93-107.
- SZÜCS L. 1967: Talajok (Duna–Tisza közti Hátság). In: PÉCSI M. (szerk.) 1967: A dunai Alföld. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 241-243.
- TÁLASI I. 1977: Kiskunság. Gondolat, Budapest.
- H. TÓTH E. 1990: Négy évtized régészeti kutatásai Bács-Kiskun megyében (1949-1989). *Cumania* 12: 81-234.
- TÓTH S. 1988: Dunai árvizek Szabadszálláson. Petőfi Társaság, Szabadszállás.
- TÓTH S. 2005: Szabadszállás múltjából. Szabadszállás Város Önkormányzata, Kalocsa.
- TÖLGYESI I. 1979: A nemzeti park növényvilágának mai képe. In: TÓTH K. (szerk.): Nemzeti Park a Kiskunságban. Natura, Budapest, pp. 179-212.
- UJHÁZY N. 2010: Szabadszállás határának táj- és élőhelyváltozásai. Földrajz BSc szakdolgozat. Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest.
- VARGA D. 1994: Kies Kiskunság, szeretett Szentmiklós. Lyukasóra könyvek, Magyar Írókamara.
- VIDÉKI R., MÁTÉ A., MOLNÁR ZS. 2008: Kiskunsági-homokhát. In: KIRÁLY G., MOLNÁR ZS., BÖLÖNI J., CSIKY J., VOJTKÓ A. (szerk.): Magyarország földrajzi kistájainak növényzete. MTA ÖBKI, Vácrátót, p. 19.
- VITOUSEK P. M., MOONEY H. A., LUBCHENCO J., MELILLO J. M. 1997: Human domination of earth's ecosystems. *Science* 277: 494-499.

CHANGES OF WETLAND HABITATS IN THE TERRITORY OF SZABADSZÁLLÁS, HUNGARY

N. UJHÁZY¹, M. BIRÓ²

¹Eötvös Loránd University, Department of Environmental and Landscape Geography
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C.

²Hungarian Academy of Science, Centre for Ecological Research, Institute of Ecology and Botany
2163 Vácrátót, Alkotmány 2-4.
e-mail: unoemi@gmail.com

Keywords: habitat changes, traditional ecological knowledge, semi-structured interviews

Historical landscape ecology has growing importance in the understanding of long-term ecological processes. Beside written historical data sources, interviews made with local inhabitants could be important sources of these studies. The goal of our research was to identify landscape and vegetation changes by field surveys, analysis of historical maps and semi-structured interviews.

This study was made on the Danube-Tisza Interfluvium (Szabadszállás town, Kiskunság National Park). The area is situated at the border of two geographical regions, the Kiskunság sand ridge and the alluvial plain of the Danube. The most characteristic habitats of the area are Pannonian saline lakes and wetlands, and on the sand ridge dry open sand grasslands, and wetlands, especially fens, reed beds and tussocky habitats.

Local people had detailed traditional ecological knowledge on typical wetland habitats and their characteristic species. Our field data showed the spreading of common reed (*Phragmites australis*) and *Bolboschoenus maritimus* and the loss of tussocky fen communities (*Carex elata*). These vegetation changes have been also perceived by local inhabitants. Interviewees explained these changes mainly by decreasing traditional land use and the drying out of the landscape. Descriptions of landscape and land-use changes of wetland habitats could provide relevant information for nature conservation and future management practices.

AZ ÖKOLÓGIAI ÉS KONVENCIONÁLIS MŰVELÉS ALÁ ESŐ NYÍRSÉGI TALAJOK MIKROBIOLÓGIAI ÉS TALAJKÉMIAI VIZSGÁLATAI

DEMETER Ibolya¹, MAKÁDI Marianna², ARANYOS Tibor², FERENCZY Antal³, POSTA Katalin¹

¹Szent István Egyetem, Növényvédelmi Intézet, Mikrobiológiai és Ökotoxikológiai Csoport, 2100 Gödöllő, Páter Károly út. 1.

²Debreceni Egyetem, Agrár-és Gazdálkodástudományok Centruma KIT, Nyíregyházi Kutatóintézet, 4400 Nyíregyháza, Westsik Vilmos út 4-6.

³Corvinus Egyetem, Kertészettudományi Kar,
e-mail: ibolyad85@gmail.com

Kulcsszavak: homoktalaj, ökológiai gazdálkodás, konvencionális gazdálkodás, talajenzimek, szervesanyag

Összefoglalás:A talajok termékenységének fenntartása az élelmiszertermelés alapja. A termékenység nem csak a felvehető tápanyagok mennyiségét jelenti, hanem szoros kapcsolatban van a talajok mikrobiális aktivitásával, kémiai és fizikai tulajdonságaival is. A talaj mikroorganizmus közösségét -mennyiségét és diverzitását- azonban jelentősen befolyásolja az alkalmazott gazdálkodási rendszer, és változása a talaj termékenységére is hatást gyakorol.

Munkánk célja a nyírségre jellemző homok és emellett kisebb területi kiterjedésben található réti talajok mikrobiológiai sajátosságainak és szervesanyag dinamikájának, illetve az ezek közötti összefüggéseknek a vizsgálata volt ökológia és konvencionális gazdálkodási rendszerekben. Különböző mélységből származó talajminták invertáz, kataláz enzim aktivitását és talajkémiai tulajdonságait (pH_{KCl}, szén- és nitrogéntartalom, humusztartalom, nitrit-nitrát-N tartalom), valamint a közöttük fennálló összefüggést vizsgáltuk.

A 2012-es év mérési eredményei alapján megállapítható, hogy az invertáz és kataláz enzimek aktivitása, valamint a szén- és nitrogéntartalom a talajban csökkent a mélységgel. Az eltérő talajtípusok és művelési módok jelentős hatással voltak mindkét enzim aktivitására. Homoktalajoknál az ökológiai gazdálkodású, míg a réti típusú talajoknál a konvencionális gazdálkodás alá eső területeken jelentkezett magasabb enzimaktivitás és C, N tartalom.

Bevezetés

A legújabb adatok alapján ismert, hogy talajaink globálisan 2344 gigatonna szerves szenet tartalmaznak, mely a legnagyobb mértékű szén tartalékot jelenti a Földön (STOCKMANN et al. 2013). Az itt bekövetkező változások hatásai igen jelentősek, mivel befolyásolják a levegő CO₂ koncentrációját és így a klímaváltozáshoz, a globális hőmérsékleti változásokhoz is hozzájárulhatnak. Mindemellett a talaj termékenységi viszonyaira is nagy hatást gyakorolnak. A talaj szervesanyag tartalmát befolyásoló folyamatokról és azok mechanizmusairól egyre több tanulmány lát napvilágot, de még sok kérdés nem tisztázott. Hogyan biztosíthatjuk a talaj szervesanyag tartalmával összefüggő, és az élelmiszer előállításával szoros kapcsolatban felmerülő közel optimális talajadottságokat, melyek hosszú távon biztosíthatják az élelmiszer előállítását?

A talaj szervesanyag tartalmának igen nagy része szoros kapcsolatban van a talaj mikrobiológiai adottságaival (TRUMBORE 2009) és számos biológiai folyamat befolyásolja a talaj különböző szerves szén formáinak lebontó folyamatait. Többek között idetartozik az 50-es években felismert „priming effect” a növényi és talajbiológiai sokféleség (biodeverzitás) és a gyökérvadálékok hatása is (STOCKMANN et al. 2013).

A talaj fizikai és kémiai tulajdonságait befolyásoló tényezőkről, valamint önállóan a talajbiológia elemeire gyakorolt hatásairól már született tanulmány (SUN et al. 2004), de együttes vizsgálatokról még kevés információval rendelkezünk. Ezért célul tűztük ki a talaj szervesanyag tartalmát befolyásoló hatások vizsgálatát, jelen munkánkban az 1929 óta

konvencionális gazdálkodású, valamint a tizenhat éve ökológia gazdálkodási rendszerre átállított területek összehasonlítását két enzim (invertáz, kataláz) aktivitásának mérésével.

Anyag és módszer

A mintavételi pontokat a Debreceni Egyetem AGTC KIT Nyíregyházi Kutatóintézetének ökológiai és konvencionális gazdálkodás alá eső parcelláin jelöltük ki 2012 őszén. A homoktalaj lepelhomok, ahol 0,5-2,5 m mélyen eltemetett humuszos réteg található. A vizsgált homoktalajok domborzati eltérései miatt az egyes parcellákat dombra és dombaljra különítettük el. A réti talajon – kialakulásából adódóan – a mintavételi helyek domborzatilag nem különíthetők el, a terület sík. Az ökológiai gazdálkodásra átállított területen a növénytermesztés a vonatkozó jogszabályoknak megfelelően történik, ahol, szemben a konvencionális művelésű területekkel, semmilyen műtrágya, illetve növényvédőszer kijuttatás nem történik. A mintákat 0-30 és 30-60 cm-es mélységekből vettük, 4 ismétlésben. A mikrobiális vizsgálatokra szánt mintákat a kataláz kivételével a minta előkészítésig -20 °C-on tároltuk, a többi vizsgálatot légszáraz talajmintákból végeztük.

Az invertáz enzim aktivitás meghatározását fotometriásan végeztük 508 nm hullámhosszon, dinitro-szalicilsav jelenlétében (MIKANOVÁ et al. 2001).

A kataláz enzim aktivitását légszáraz talajmintából KMnO_4 -es titrálással határoztuk meg az MSZ-08-1721/4-86 számú magyar szabvány útmutatásai alapján.

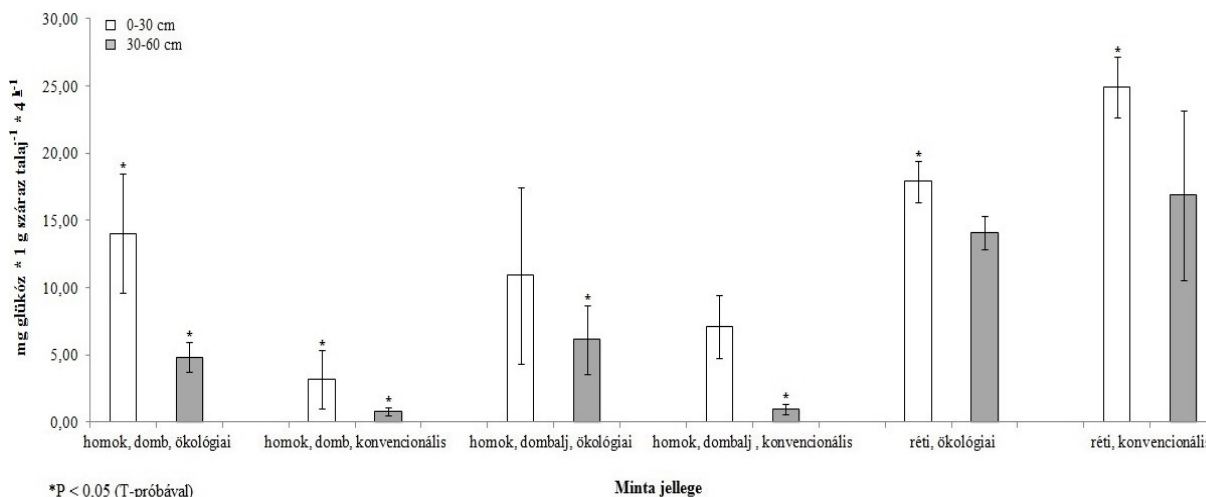
A talajminták összes szén és nitrogén-tartalmát egy Dumas-féle égetés elvén működő Elementar gyártmányú varioMAX CNS elem analizátor segítségével mértük meg.

A pH megállapítását az MSZ-08-0206-2:1978 magyar szabvány szerint, Thermo Sci. gyártmányú, Orion 2 Star típusú digitális pH mérővel; a humusz tartalmat az MSZ-08-0452:1980 szabvány szerint, UNICAM gyártmányú fotométerrel; a nitrit-nitrát-N tartalmat pedig az MSZ 20135:1999 szabvány szerint, FIA Star 5000 típusú áramlásos spektrofotométerrel a Kecskeméti Főiskola Talaj- és Növényvizsgáló Laboratóriumában végezték a fenti 0-30 cm-es rétegből.

A vizsgálati adatok kiértékelésénél a Microsoft Office Excel program 2007-es verzióját, valamint a IBM SPSS Statistics programcsomag 21-es verzióját használtuk. A statisztikai kiértékelést egymintás és kétmintás T-próbával végeztük, 95%-os valószínűségi szinten.

Eredmények

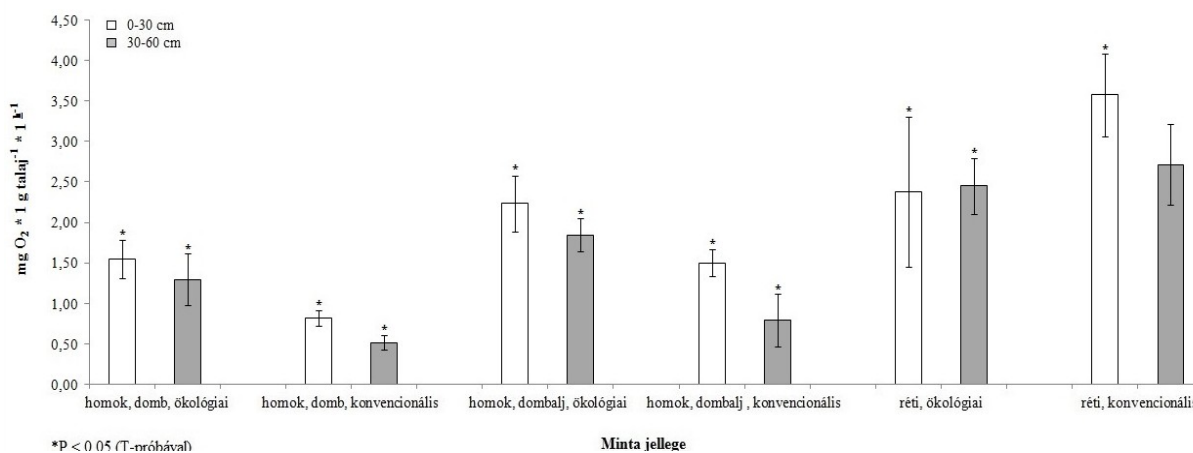
Az ökológiai és konvencionális művelés alá eső talajok invertáz-aktivitásának összehasonlítása alapján megállapítható (1. ábra), hogy a homoktalajoknál az ökológiai, míg réti jellegű talajoknál a konvencionális művelés alá eső területeken jelentkezett nagyobb invertáz-aktivitás. Mindkét talajtípusnál, illetve művelési módnál a 0-30 cm-es mélységből vett talajmintáknak volt szignifikánsan nagyobb invertáz-aktivitása a 30-60 cm mélységből származó mintákhoz képest (1. ábra, 1. táblázat). Ugyanakkor a réti illetve homoktalajok mélység szerinti invertáz aktivitásának mértéke jelentős különbséget mutatott: a réti talajoknál a mélyebb rétegeknél már nem volt szignifikáns eltérés az ökológiai és konvencionális művelésű területek invertáz aktivitása között. Homoktalajon a domborzat hatása is jelentkezett: mindkét gazdálkodási típusnál elkülönültek a dombon és a dombaljban mért invertáz aktivitások, a különbség azonban nem szignifikáns.



1. ábra Az ökológiai és konvencionális művelés alá eső talajok invertáz-aktivitásának összehasonlítása

Figure 1. Comparison of the invertase activity of soils in organic and conventional farming

A 2. ábrán tüntettük fel a kataláz-aktivitás vizsgálatok eredményeit. A kataláz enzim aktivitása az invertázhoz hasonlóan a réti jellegű talajokban volt magasabb, a legnagyobb értéket a konvencionálisan művelt területen kaptuk és aktivitásuk csökkent a mélységgel. A homoktalajok kataláz aktivitása az ökológiai, réti talajok esetében a konvencionális művelés alá eső minták esetében volt magasabb. A domborzat befolyásoló hatása itt is jelentkezett, de az invertázhoz képest fordítottan alakult. A homoktalajoknál a dombaljból vett mintákban mértünk magasabb enzim aktivitás értékeket a dombtetőhöz viszonyítva.

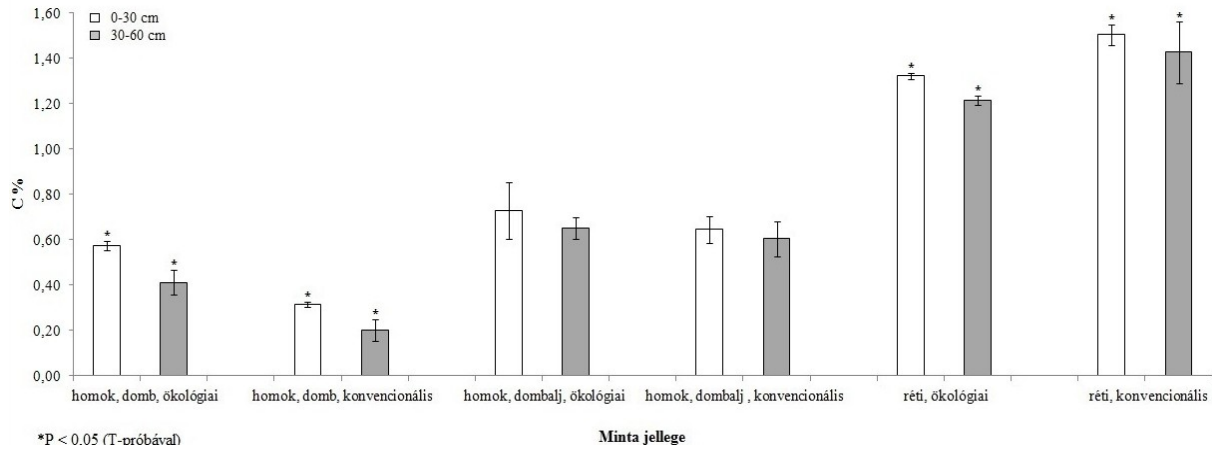


2. ábra Az ökológiai és konvencionális művelés alá eső talajok kataláz-aktivitásának összehasonlítása

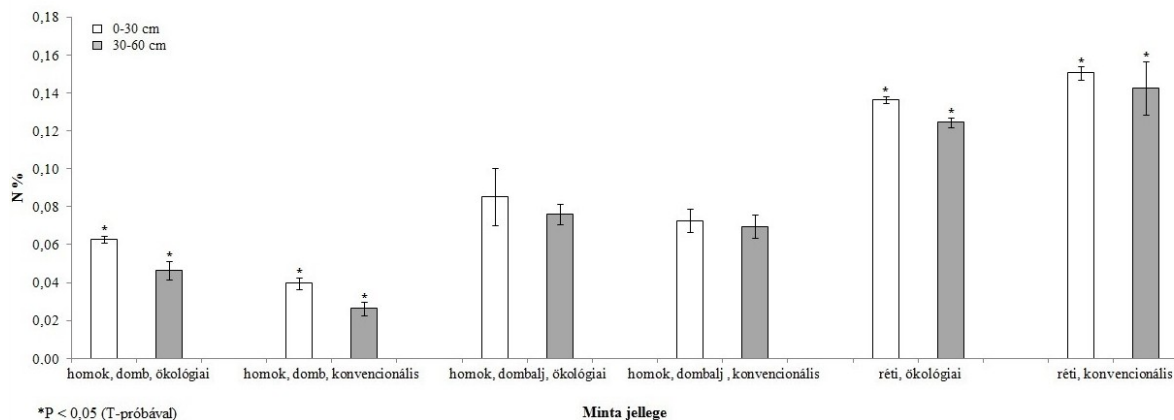
Figure 2. Comparison of the catalase activity of soils in organic and conventional farming

A 3. és a 4. ábrák tartalmazzák az eltérő művelésű területek talajainak összes szén és nitrogén mennyiségét százalékosan kifejezve. A réti talajokban nagyobb szén- és nitrogéntartalmat mértünk a homoktalajokhoz képest, mely a mélységgel csökkent (1. táblázat). A vizsgált elemek koncentrációjának talaj mélységgel történő csökkenése azonban a művelési módtól és talajtípustól függetlenül minden vizsgálati ponton jelentkezett, de a homokdomb aljában vett mintákban a csökkenés mértéke nagyon kicsi. A konvencionális művelés

megnövelte a réti talaj C és N tartalmát, míg a homoktalajokban fordítva, az ökológiai művelésnél mutatott nagyobb értékeket. A homoktalajok szén- és nitrogén-tartalmában domborzat szerinti eltérés is megfigyelhető volt, a dombaljából vett minták magasabb C és N százalékos értékeket adtak.



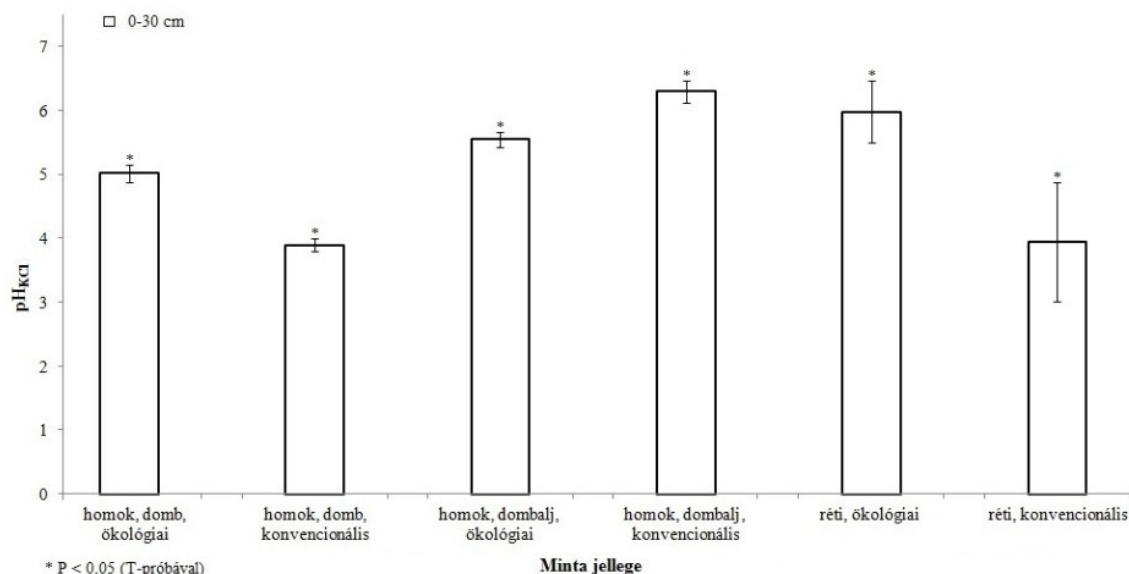
3. ábra Eltérő mélységből származó ökológiai és konvencionális művelés alá eső talajok széntartalma
Figure 3. Carbon content of organic and conventional farming soils at different depths



4. ábra Eltérő mélységből származó ökológiai és konvencionális művelés alá eső talajok nitrogéntartalma

Figure 4. Nitrogen content of organic and conventional farming soils at different depths

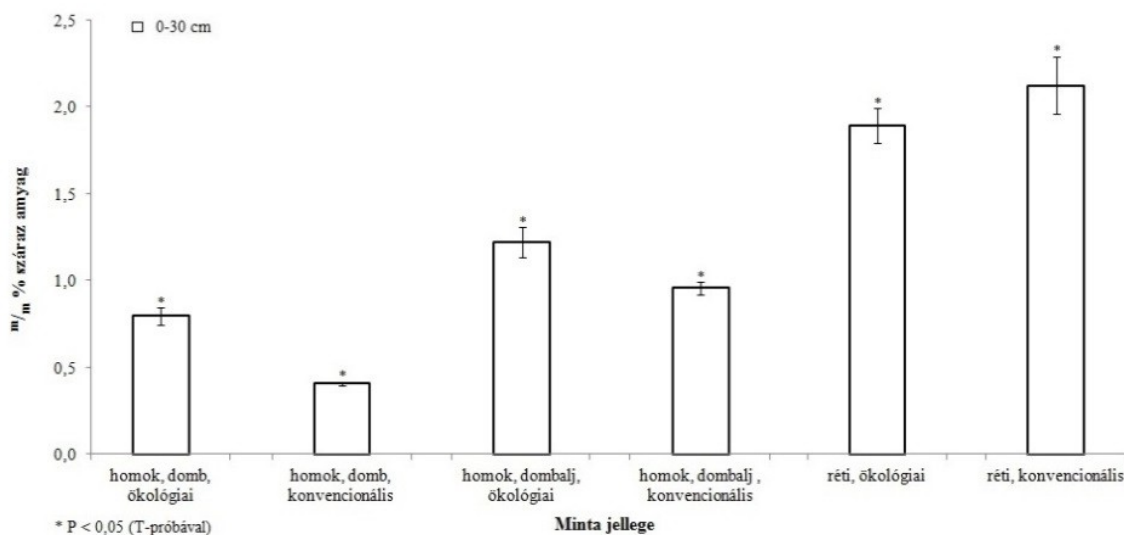
A vizsgált minták pH_{KCl} értékeit az 5. ábrán tüntettük fel. A legsavasabb pH_{KCl} -t a konvencionális művelés alá eső homoktalajon, a dombon mértünk ($pH_{KCl} = 3,8$), mely a Nyírségre jellemző pH tartomány alsó határán mozog. Meglepő módon a konvencionális művelés alá eső réti talaj pH_{KCl} értéke is alacsony volt, alig közelítette meg a $pH_{KCl}=4,0$ -et. Az ökológiai művelés alá eső homoktalajok még savas kémhatást mutattak, a dombaljban 5,3, a dombon 5,0, mely a réti jellegű talajnál már megközelítette a $pH_{KCl}=6,0$ értéket.



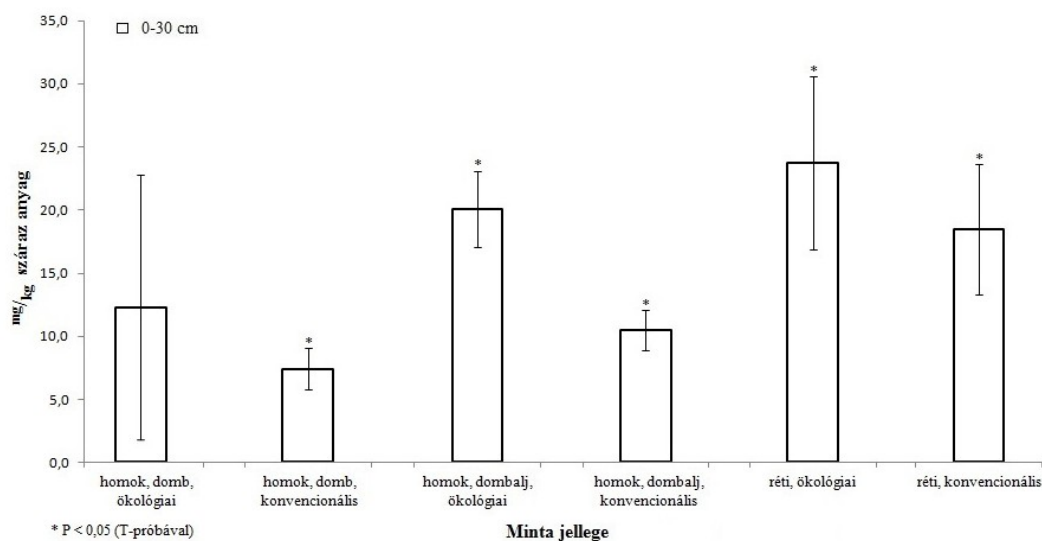
5. ábra pH_{KCl} az ökológiai és konvencionális gazdálkodás alá eső talajokban
 Figure 5. pH_{KCl} of soils in organic and conventional farming

Legnagyobb humusztartalom a konvencionális művelésű réti talajban jelentkezett és csak minimális csökkenése volt tapasztalható ökogazdálkodásnál (6. ábra). A homoktalajok humusztartalma átlagosan csak fele volt a réti talaj humusztartalmának, és a réti talajtól eltérően a konvencionális művelés csökkentette a homoktalaj humusztartalmát. A dombaljból származó minták műveléstől függetlenül mindig nagyobb humusztartalmat mutattak.

A vizsgált talajok nitrit-nitrát-N tartalmáról általánosságban elmondható, hogy mindkét talajtípusnál az ökológiai művelés alá eső területeken kaptunk magasabb értékeket. A homoktalaj a réti talajokhoz képest csak csökkent nitrát-nitrit-N tartalmúak.



6. ábra Az ökológiai és konvencionális gazdálkodás alá eső talajok humusz tartalma
 Figure 6. Humus content of soils in organic and conventional farming



7. ábra Az ökológiai és konvencionális gazdálkodás alá eső talajok nitrit-nitrát-N tartalma
Figure 7. Nitrite-nitrate content of soils in organic and conventional farming

1. táblázat Az eltérő mélységekből (0-30, 30-60 cm) származó talajminták mikrobiológiai és talajkémiai tulajdonságainak változása

Table 1. The variability of microbiological and soil chemical parameters of soil samples in different depths (0-30, 30-60 cm)

Minta jellege/vizsgált paraméter	Homoktalaj				Réti talaj	
	Domb		Dombalj		Ökológia	Konvencionális
	Ökológia	Konvencionális	Ökológia	Konvencionális		
i	s	i	s	i	s	
Invertáz-aktivitás	*	*	*	*	*	*
Kataláz-aktivitás	*	*	*	*	-	*
Szén-tartalom	*	*	*	-	*	-
Nitrogén-tartalom	*	*	*	-	*	-

* P < 0,05 (kétmintás T-próbával)

- P > 0,05 (kétmintás T-próbával)

2. táblázat Az ökológiai és konvencionális parcellákból származó talajminták mikrobiológiai és talajkémiai tulajdonságainak változása

Table 2. The variability of microbiological and soil chemical parameters using different tillage methods of soil samples

Minta jellege/vizsgált paraméter	Homoktalaj				Réti talaj	
	Domb		Dombalj			
	0-30 cm	30-60 cm	0-30 cm	30-60 cm	0-30 cm	30-60 cm
Invertáz- aktivitás	-	-	*	-	*	-
Kataláz- aktivitás	*	*	*	*	*	-
Szén-tartalom	*	*	*	-	*	*
Nitrogén- tartalom	*	*	*	-	*	*
pH _{KCl}	*	n. a.	-	n. a.	*	n. a.
Humusz- tartalom	*	n. a.	*	n. a.	*	n. a.
Nitrit-nitrát-N tartalom	*	n. a.	*	n. a.	*	n. a.

* P < 0,05 (kétmintás T-próbával)

- P > 0,05 (kétmintás T-próbával)

n.a. nincs mérési adat

Megvitatás

A mezőgazdasági gyakorlatban alkalmazott talajművelés és a tápanyag-utánpótlás módjának helyes megválasztásával kedvezően befolyásolhatjuk a talaj termékenységét. Számos tanulmány az intenzív gazdálkodás mikrobiális diverzitást csökkentő és ezzel együtt a növényi produktumot csökkentő hatásáról számol be. Jelen munkánkban két igen eltérő gazdálkodási rendszer (Low- High input) talaj tulajdonságainak összehasonlító vizsgálatát terveztük, első lépésben csak két enzim aktivitásának változását vizsgálva.

Az invertáz enzim felelős a növényekben is nagy mennyiségben jelenlévő szacharóz hidrolizálásáért, így a talaj invertáz aktivitásának mértékéből a növényi maradványok lebontására, az azokat végző mikrobiológiai folyamatok intenzitására tudunk következtetni.

A homoktalajok kisebb invertáz aktivitása (1. ábra) így nem meglepő a nagyobb szervesanyag tartalommal jellemezhető réti talajokhoz képest. A konvencionális művelés, amelyre jellemző a műtrágyázás útján történő tápelem utánpótlás-, kiemelkedő invertáz aktivitást mutat a réti talaj felső, 0-30 cm mélységében. A műtrágyázással megnövelt növényi produktum lebontása miatt jelentkezett ez a kiugró enzimaktivitás, de szakirodalomban ettől eltérő eredmények is születtek (GE et al. 2009) és az invertáz enzim szezonális változása is ismert. A jelen vizsgálatban csak a műtrágyázással előidézett talaj enzim-aktivitás csökkenését csak a homoktalajban észleltünk (1. és 2. ábra). Ha a talaj invertáz aktivitása savas tartományban mutat maximális értéket, akkor valószínűsíthető, hogy a gombák lebontó folyamatai dominánsak, mint esetünkben is (FRANKERBERGER és JOHANSON 1983).

Az invertáz enzim aktivitása gyakran pozitívan korrelál a talajban található szerves szén és az összes nitrogén tartalommal (FRANKERBERGER és JOHANSON 1983), mely összefüggés kísérletünkben is jelentkezett. Míg a talajban található szerves szén javítja, addig

a talaj savas pH-ja általában gátolja a mikrobiális aktivitást (KUMAR SAHOO et al. 2010). A kataláz aktivitása általában stabil a talajban és szignifikáns összefüggést mutat a szerves széntartalommal, valamint csökken a mélységgel ALEF és NANNIPIERI (1995) eredményeihez hasonlóan. A kataláz aktivitás mértékét még befolyásolja a tápanyag (szervesanyag) utánpótlásának módja is (2. ábra), melyet PASCUAL et al. (1997) is leírtak már.

Az intenzív gazdálkodásban a talajművelő eszközök hatására először a makro-aggregátumok szétesésével, majd a mikro-aggregátumok diszpergálásával módosul a talajszerkezet. Ez a hatás kifejezettebb a közepes és durva textúrájú talajoknál, így a vizsgált homoktalajoknál is Ennek a folyamatnak további következménye lehet az is, hogy mind az enzimaktivitások, mind a szén és nitrogén tartalom csökkent a réti talajokhoz képest. A pH_{KCl} , a humusztartalom, valamint a nitrit-nitrát-N-tartalom tekintetében megfigyelhető a homoktalajoknál a domborzat befolyásoló hatása is. Mindhárom vizsgált paraméternél a dombaljban mértünk magasabb értékeket, mely a domb felszínének szél és víz általi kitettségével magyarázható, valamint az elfolyó veszteség is erősebben érvényesül (STEFANOVITS et al. 2010).

Habár az ökológiai és konvencionális művelésű parcellák jelentős eltérést mutattak talajtípustól függően, a humusz valamint a nitrit-nitrát-N tartalom mindkét talajtípusnál az ökológiai művelésű parcellákban volt magasabb (2. táblázat). Ezek az eredmények összhangban vannak azzal a megállapítással, hogy az ökológiai gazdálkodás során is alkalmazott szerves trágyázás hatására kevésbé ürül ki a talaj szervesanyag és tápelem készlete, mint a többi tápanyag-utánpótlási technika esetén (NARDI et al. 2003).

Köszönetnyilvánítás

Köszönjük az Ökológiai Mezőgazdasági Kutatóintézetnek, hogy anyagi támogatásukkal lehetővé tették munkám kivitelezését, valamint a Kutató Kari Kiválósági Támogatás – 17586-4/2013/TUDPOL, illetve KTIA_AIK_12-1-2012-0012 pályázatok támogatását.

Irodalom

- ALEF K., NANNIPIERI P. 1995: Methods in applied soil microbiology and biochemistry, Academic Press, London.
- BALESDENT J., CHENU C., BALABANE M. 2000: Relationship of soil organic matter dynamics to physical rotection and tillage, *Soil & Tillage Research* 53: 215-230.
- FRANKENBERGER JR W. T., JOHANSON J. B. 1983: Factors affecting invertase activity in soils, *Plant and Soil* 74: 313-323.
- GE G. F., LI Z. J., ZHANG J., WANG L. G., XU M. G., ZHANG J. B., WANG J. K., XIE X. L., LIANG Y. C. 2009: Geographical and climatic differences in long-term effect of organic and inorganic amendmets on soil enzymatic activities and respiration in field experimental stations of China, *Ecological Complexity* 6: 421-431.
- KUMAR SAHOO P., BHATTACHARYYA P., TRIPATHYA S., EQUENUDDINA SK. MD., PANIGRAHIA M. K. 2010: Influence of different forms of acidities on soil microbiological properties and enzyme activities at an acid mine drainage contaminated site, *Journal of Hazardous Materials* 179: 966-975.
- MIKANOVÁ O., KUBÁT J., MIKHAILOVSKAYA N., VÖRÖS I., BÍRÓ B. 2001: Influence of heavy metal pollution on some soil-biological parameters in the alluvium of the Litavka river. *Rostlinná Výroba* 47: 117-122.
- NARDI S., MORARI F., BERTI A., TOSONI M., GIARDINI L. 2004: Soil organic matter properties after 40 years of different use of organic and mineral fertilisers, *Europ. J. Agronomy* 21: 357-367.
- PASCUAL J. A., HERNANDEZ T., GARCIA C., AYUSO M. 1998: Enzymic activities in an arid soil amended with urban organic wastes: laboratory experiment, *Biores Technology* 64: 131-138.
- STEFANOVITS P., FILEP GY., FÜLEKY GY. 2010: Talajtan (második kiadás), Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- STOCKMANN U., ADAMS M. A., CRAWFORD J. W., FIELD D. J., HENAKAARCHCHI N., JENKINS M., MINASNY B., MCBRATNEY A. B., DE REMY DE COURCELLES V., SINGH K., WHEELER I., ABBOTT L., ANGERS D. A., BALDOCK J., BIRD M., BROOKES P. C., CHENU C., JASTROW J. D., LAL R., LEHMANN J., O'DONNELL A. G., PARTON W. J., WHITEHEAD D., ZIMMERMANN M. 2013: The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 164: 80-99.
- SUN H. Y., DENG S. P., RAUN W. R. 2004: Bacterial community structure and diversity in a century-old manure-treated agroecosystem. *Applied and Environmental Microbiology* 70: 5868-5874.

MICROBIAL AND CHEMICAL INVESTIGATIONS OF SOILS IN ORGANIC AND CONVENTIONAL FARMING IN NYÍRSÉG REGION

I. DEMETER¹, M. MAKÁDI², T. ARANYOS², A. FERENCZY³, K. POSTA¹

¹ Plant Protection Institute, Microbiology and Environmental Toxicology Group of Szent István University, Páter Károly Str. 1, Gödöllő, H-2100, Hungary,

² Research Institute of Nyíregyháza, RISF, CAAES, University of Debrecen, Westsik Vilmos Str. 4-6, Nyíregyháza, H-4400, Hungary

³ Corvinus University, Faculty of Horticultural Sciences, Department of Mathematics and Informatics, Villányi Str. 29-43, Budapest, H-1118, Hungary
e-mail: ibolyad85@gmail.com

Kulcsszavak: sand soil, organic farming, conventional farming, , soil enzyme, organic matter

The maintenance of soil fertility is the base of food production. Fertility means not only the quantity of available nutrients, but it is closely related to the microbial activity, and physical and chemical properties of the soil as well. However the microbial community of soil -its diversity and quantity- is significantly influenced by the applied farming system, the shifts in microbial community also effect on soil fertility.

Our aim was to determine the dynamics of organic matter and microbiological characteristics, and to study the relationship of these parameters in typical sandy and meadow soil samples in Nyírség region, under conventional and ecological farming systems. Invertase and catalase activity and soil chemical properties (pH_{KCl}, carbon and nitrogen content, soil organic matter, nitrite-nitrate-N content) were examined and the correlation between them was studied in two soil depths.

Our results of the samples of 2012 showed that the invertase and catalase enzyme activity, and the carbon and nitrogen content of the soil decreased with depth. The different soil types and farming methods had significant effect on both enzyme activities. Higher level of enzyme activities as well as carbon and nitrogen content was found in sandy soil samples in organic farming and in meadow soil samples in conventional farming system.

PLEISZTOCÉN-HOLOCÉN VEGETÁCIÓ A FEJÉR MEGYEI SÁRRÉT TERÜLETÉN

MOLNÁR Marianna¹, CZÓBEL Szilárd¹, MEDZIHRADSZKY Zsófia², BARCZI Attila¹

¹ Szent István Egyetem, MKK, KTI, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék.
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1.

² MTM Ismeretterjesztési Tudásközpont, 1083 Budapest Ludovika tér 2-6.
e-mail: marianna.molnar84@gmail.com

Kulcsszavak: Pollenanalízis, Sárrét, Környezet rekonstrukció, Negyedidőszak, Pleisztocén, Holocén

Összefoglalás: A Fejér megyei Sárrét területén vett 500 centiméteres bolygatatlan fűrásmintát 5-10 centiméterenként tártuk fel és az így kapott mintákból 41-et elemeztünk ki. Ezen minták segítségével 5 pollenzónát (LPAZ) különítettünk el, amelynek első két zónája a pleisztocén-holocén idején bekövetkező klímaváltozást tükrözi a területen. A pollenadatok alapján rekonstruáltuk az akkori vegetáció és klíma változását. Mivel nem állt módunkban, hogy radiokarbon kormeghatározást végezzünk, így az egyes zónák datálását korábbi palinológiai és malakológiai vizsgálatok alapján készült koradatok segítségével kíséreltük meg (SÜMEGI et al. 2007). A kutatás célja az ezen a területen az ezt megelőző kutatások kiegészítése, azok eredményeinek újabb adatsorokkal való alátámasztása. További célunk, hogy új fűrások segítségével részletesebb információkat nyerjünk a terület pleisztocén vegetáció történetéről.

Bevezetés

A pollenanalízis egyedülálló betekintést nyújt a hosszú távú ökológiai folyamatokba, megmutatja az egykori ökológiai mintázatokat, a növényzet válaszát az éghajlatváltozásra. Alkalmas az ember megjelenésének bizonyítására is, hisz tükrözi az ember természetalkító tevékenységét és a korai mezőgazdaság elterjedését is (SEPPÁ 2007).

A virágporelemzés ily sokoldalúsága miatt választottuk ezt a módszert arra, a Bakony-hegység délkeleti lábánál, Veszprém és Fejér megye határán elterülő Sárrét területének egykori vegetációváltozását feltárjuk. Ezen területen egykoron a késő pleisztocénben süllyedés hatására kialakult 3-5 méter mély tápanyagban szegény nyíltvízű tó helyezkedett el. A XVIII. században elkezdődő lecsapolás és vízszabályozás következtében azonban mezőgazdasági termelésre kevésbé alkalmas kiszáradó láprétek jöttek létre.

Kutatásunk célja az volt, hogy a korábbi pollenanalitikai kutatásokat (KINTZLER 1936, WILLIS 1997) kiegészítsük és azok eredményeit újabb adatsorokkal alátámasszuk.

Anyag és módszer

A feltárást a *Magyar Természettudományi Múzeum Növénytarában* lévő laborban végeztük. 5-10 centiméterenként tártuk fel a mintát. A laboratóriumi feltárás alapja a holocén pollenanalízisben általánosan elfogadott acetolízises módszer volt (BERGLUND és RALSKA-JASIEWICZOWA 1986). A feltárás biztonságának és a pollenkoncentráció értékelésének érdekében a mintákhoz a feltárás kezdetén összehasonlító anyagként meghatározott mennyiségű *Lycopodium* tablettát adunk. A statisztikai elemzéshez minden mintában lehetőség szerint 500 feletti teresztris pollenszemet számoltunk le.

A pollencsoportok meghatározásánál pedig az *Európai Pollenadatbázis (EPD)* taxon listáját vettük figyelembe. A pollen morfológiai határozásánál BEUG (2004) képes határozókönyveit használtuk. A pollenadatok kiértékelését, a diagram megrajzolását, a pollenkoncentráció számítását, a főkomponens analízist a *PolPal és a C2 1.7.2-es verziójú program* segítségével végeztük.

Eredmények és értékelésük

Öt nagyobb pollenzónát határoztunk meg, amelyek a pleisztocén végi és a holocén vegetáció változásait tükrözik a területen.

LPAZ I. (500-400 cm): a Sárrét III. fúrás minta legalsó rétege a diagram alapján a terület jelentős mértékű erdővel borítottságát jelzi. A fás szárúak (*AP*) aránya 80% felett van és a 450 centiméteres rétegekben még a 90%-ot is eléri. Ez a magas arány főként a fenyőféléknek köszönhető, hisz a fenyő (*Pinus*) aránya ebben a zónában végig 60% felett van, de a 450 centiméteres rétegben meg is haladja a 80%-ot. A fenyő (*Pinus*) nagyon jó pollentermő képességű pionír fafaj, ezért a pollendiagramokban általában túlreprezentált. 70% feletti megjelenési aránya már nagy valószínűséggel nem extralokális eredetű. A jegenyefenyő (*Abies*) és a lucfenyő (*Picea*) is megtalálható ebben a zónában. Jelenlétük azonban 5% alatt marad, ami helyi elterjedést mutat (HUNTLEY és BIRKS 1983). A fenyőfélék mellett megjelennek a széleslevelű lombosfák is. A nyír (*Betula*) mennyisége az egész zónában 5% felett van. Az első jelentős csúcsa 480 cm-nél jelenik meg, ekkor 20%, majd 440 és 410 centiméteres mélységben 60%-os az előfordulása. A lombhullatók közül a tölgy (*Quercus*), a szil (*Ulmus*) is megjelenik, habár csak szálanként fordulhatott elő az erdőben. A cserjeszintben a mogyoró (*Corylus*) is megjelenik, de csak szórványosan. A fenyvesek aljnövényzetében a lágyszárúak aránya (*NAP*) nagyon alacsony csak 20%. Itt fűfélék (*Poaceae*) és üröm (*Artemisia*) is élt. A fenyvessel körülvett vízi környezetben pedig már megtelepednek a sásfélék (*Cyperaceae*), a moszatok (pl. *Botryococcus braunii*) és a *Pediastrum* is. A 420-430 centiméteres rétegben fenyő (*Pinus*), nyír (*Betula*) oszcilláció figyelhető meg. Ez bekövetkezhetett volna a hőmérséklet emelkedésének és a csapadékmennyiség csökkenésének hatására létrejött erdőtüzek miatt. Mivel a fenyők kérge nem olyan ellenálló a tűzzel szemben, mint a lombhullató fáké, így könnyebben a tűz martalékává válhatnak (SÜMEGI 2001). A fenyő (*Pinus*) pusztulása révén kialakult üres területeken a pionír jellegű nyír (*Betula*) könnyedén átveheti a domináns szerepet, majd a fenyő (*Pinus*) újbóli előretörését követően a nyír (*Betula*) ismét kiszorul a fenyők (*Pinus*) által uralt környezetből, az újabb fenyő (*Pinus*) pusztulásig pedig elegyfaaként van jelen a fenyvesekben. Itt azonban a kis időintervallum miatt nem valószínű ilyen nagymértékű vegetációváltás, hanem ez a feltárás és elemzés következtében fellépő számolási hiba miatt következhetett be. Az oka az lehet, hogy egy portok elekerült a mintába, és ennek következtében az eltolhatja az egyik irányba az arányokat. Mivel itt a nyír (*Betula*) mennyisége hatalmas csúcsokban nyilvánul meg a pollendiagramban, így ennek a portokja kerülhetett be a mintába és emiatt a nyír (*Betula*) itt túlreprezentálva van.

LPAZ II. (400-370cm): A fás szárúak (*AP*) aránya 70%-ra visszaesik, a lágyszárúak (*NAP*) aránya azonban 30%-ra emelkedik ebben a zónában. Annak ellenére, hogy a lombhullató fák mennyisége növekedésnek indul, 60%-os aránnyal a fenyő (*Pinus*) még mindig dominál ebben a rétegben. Itt figyelhető meg először az üröm (*Artemisia*) első jelentős csúcsa, de emellett a fűfélék (*Poaceae*) mennyisége is emelkedik. A cserjeszintben a mogyoró (*Corylus*) mennyisége 10%-ra emelkedik. Az aljnövényzetben megtelepednek a libatopfélék (*Chenopodiaceae*) és a legyezőfűfélék (*Filipendula*) is. A vízzel borított területeken nő a moszatok (*Botryococcus braunii* és *Pediastrum*) mennyisége az előző zónához képest.

LPAZ III. (370-210cm): hatalmas változás következik be, hisz eddig a fás társulás közel 70%-át adó fenyő (*Pinus*) aránya drasztikusan lecsökken, ebben a zónában már alig haladja meg a 10%-ot. A mogyoró (*Corylus*) mennyisége az eddigiekhez képes 50%-ra növekszik. Ez a domináns jellegét tükrözi, mivel 25% feletti elterjedése esetén az uralkodó fává válik a területen (HUNTLEY és BIRKS 1983). Az eddigi fenyves erdőt tehát kiszorítják a lombhullató fák, melyben a mogyoró (*Corylus*) az egyik uralkodó faj. Mennyisége kimagasló:

közel 50%-át adja a társulásnak. Szembetűnő a hárs (*Tilia*) arányának változása is, mert az eddigi 1-2% helyett majdnem 5%-ban fordul elő a pollendiagramban, ami már nem lokális, hanem szórványos előfordulást jelent a területen (HUNTLEY és BIRKS 1983). Jelentős növekedés figyelhető meg a lágyszárúak (*NAP*) esetében is, hiszen 300 centiméternél az arányuk már a 40% felé közelít. Emelkedik a fűfélék (*Poaceae*), az üröm (*Artemisia*), és a libatopfélék (*Chenopodiaceae*) mennyisége is. Megjelennek az aljnövényzetben: a borostyán (*Hedera helix*), a vadsóska (*Rumex*), az ernyősvirágzatúak (*Umbelliferae*), a hangafélék (*Ericaceae*), a szegfűfélék (*Caryophyllaceae*) és a fészkesvirágzatúak (*Compositae*) is. A vízinváziók közül a *Botryococcus braunii* 300 centiméternél hatalmas csúccsal van jelen, aránya megközelíti a 20%-ot.

LPAZ IV. (210-80 cm): ebben a zónában a fenyő (*Pinus*) pollen aránya 10%-ra alá csökken, itt már a lomberdő dominál. Átveszi az eddig uralkodó fenyő (*Pinus*) helyét a mogyoró (*Corylus*), a tölgy (*Quercus*) és a szil (*Ulmus*). A mogyoró (*Corylus*) mennyisége azonban az előző zónához képest 10%-kal visszaesik, míg a tölgy (*Quercus*) aránya 30%-ra emelkedik. Ebben a lomboserdőben már megtelepszik a kőris (*Fraxinus*), a bükk (*Fagus*), az éger (*Alnus*), valamint megjelenik a gyertyán (*Carpinus*) és a fűz (*Salix*) is. A lágyszárúak (*NAP*) aránya kis mértékben emelkedik. A vízi környezetben a *Botryococcus braunii* újabb csúccsal van jelen, aránya 10%-ra emelkedik.

LPAZ V. (80-0,0 cm): a fűrásminta utolsó zónájában már elegyes tölgyerdő lesz a domináns. A fenyő (*Pinus*) aránya 5% alatt van, tehát szórványosan fordul elő. Az eddigi lomberdők egyik meghatározó eleme; a mogyoró (*Corylus*) is visszaszorul, már csak 25%-ban van jelen a pollendiagramban, amely lokális előfordulást jelent (HUNTLEY és BIRKS 1983). A tölgy (*Quercus*) 30%-os előfordulása mellett a szil (*Ulmus*), a bükk (*Fagus*) mennyiségének növekedésével tölgy-elegyes erdő alakul ki, melyben e három fafaj a meghatározó. A lágyszárúak (*NAP*) mennyisége nő az előző zónához képest. A fűfélék (*Poaceae*), az üröm (*Artemisia*) arányának változása és az erdő területének csökkenése az ember természetalkító tevékenységére utalhat. Lehetséges okok lehetnek a szántóföldi növénytermesztés, az állattartás, az egyre jobban növekvő tűzifaszükséglet, vagy a népesség rohamos növekedése miatt megnőtt az építőanyag iránti kereslet, és szükségessé vált a területek feltörése, az erdők irtása.

A Sárrét III. fűrás kutatási eredményei alapján rekonstruált vegetáció a pleisztocén végén, a holocén elején még nagy kiterjedésű nyírral (*Betula*) elegyedő fenyveseket jelez, amelyek a már meglévő tavat körbevették. Ez a tápanyagban szegény nyíltvízű tó mintegy 11 ezer évvel ezelőtt patakok által feltöltött 3-5 méter mély lehetett, ami 3ezer évvel ezelőttig létezett (SÜMEGI et al. 2007).

A tavat sásfélék (*Cyperaceae*) és lágyszárú növények (*NAP*), fűfélék (*Poaceae*) szegélyezték. A tóban különböző moszatok (*Botryococcus braunii*, *Pediastrum*) is élhettek. Az idő előrehaladtával azonban a hőmérséklet egyre inkább emelkedett, ezt jelzi az is, hogy a fenyő (*Pinus*) visszaszorul, és a lombosfák lassan uralkodóvá válnak a társulásban. A lombhullató fák közül kezdetben a mogyoró (*Corylus*) mennyisége a meghatározó, később pedig a tölgy (*Quercus*) válik dominánssá. Az aljnövényzetben élő lágyszárúak (*NAP*) aránya kezdetben alacsony, majd mennyiségük folyamatosan növekedett és ezzel párhuzamosan fajgazdagabbá válnak. Ebben az időszakban a tó egyre inkább eutrofizálódott, vízszintje lecsökkent, ezt tükrözi a füzéres süllőhínár (*Myriophyllum spicatum*), a boglárkafélék (*Ranunculaceae*) és a moszatok (pl. *Botryococcus braunii*) elterjedése is. A lassú mocsarasodás során tőzegrétegek halmozódtak fel.

A pollendiagram alapján következtetni tudunk az ember megjelenésére is. Az antropogén hatás a harmadik és negyedik zóna határán nyilvánul meg, mert ebben a rétegben egyre inkább csökken a fás szárúak (*AP*) mennyisége és egyre elterjedtebbek lesznek a lágyszárúak (*NAP*). A radiokarbon adatokkal való korolás alapján ez a késő mezolitikum és a

kora neolitikum időszakára tehető. A kora neolitikumban Sárrét területén megjelenő ember hatalmas mértékű természetalakító tevékenységbe kezdett, ami még a mai napig sem fejeződött be. Az antropogén hatás következtében Sárrét területének nagy része kiszáradt, és a hosszú évezredek alatt képződött tőzeg nagy részét kibányászták. Mára már jórészt eltűnnek azok a reliktum állat- és növényfajok is, amelyek a kistáj jelentős természetvédelmi értékeit adják.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozunk a munkánk támogatásáért a Kutató Kari Kiválósági Támogatás- Research Centre of Excellence- 17586-4/2013/TUDPOL.

Irodalom

- BERGLUND B. E., RALSKA-JASIEWIZOWA M. 1986: Pollen analysis and pollen diagrams. – In: BERGLUND B. E. (szerk.): Handbook of Holocene palaeoecology and palaeohydrology. - John Wiley & Sons, Chichester, pp. 455-484.
- BEUG H. J. 2004: Leitfaden der Pollenbestimmung für Mitteleuropa und angrenzende Gebiete. Verlag Dr. Friedrich Pfeil, München. pp. 33-506.
- HUNTLEY B., BIRKS H. J. B. 1983: An Atlas of past and present pollen maps for Europe: 0–13000 years ago. Cambridge University Press, Cambridge.
- SEPPÄ H. 2007: Pollen analysis Principles. In: SCOTT A. A. (szerk.): Encyclopedia of Quaternary Science. Royal Holloway University of London, London. pp. 2486-2497, 2486, 2487, 2488.
- SÜMEGI P. 2001: A negyedidőszaki földtani és ökoszisztémazottani alapjai. JATEPress, Szeged. pp. 9, 99, 99-109, 102, 102-103, 223-224.
- SÜMEGI P. 2003: A régészeti geológia és a történelmi ökológia alapjai. JATEPress, Szeged. pp. 10-18.
- SÜMEGI P.-HERBICH K.-IMRE M. 2007: The lithographic sequence from Sárkeszi I. Archeological Institute of Hungarian Academy of Sciences, Budapest. pp. 365-366.
- WILLIS K. J. 1997: The impact of early agriculture upon the Hungarian landscape. In: CHAPMAN J. C., DOLUKHANOV P. (szerk.): Landscapes in flux: Central and Eastern Europe in Antiquity. Oxbow Books Ltd. pp. 193-209.

THE VEGETATION OF THE SÁRRÉT BASIN OF FEJÉR COUNTY IN THE LATE-PLEISTOCENE AND HOLOCENE

M. MOLNÁR¹, SZ. CZÓBEL¹, ZS. MEDZIHRADESKY², A. BARCZI¹

¹ Szent István University, Department of Nature Conservation and Landscape Ecology
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1.

² MTM Knowledge Center Knowledge Dissemination, 1083 Budapest Ludovika tér 2-6.
e-mail: marianna.molnar84@gmail.com

Key words: Pollen analysis, Sárrét, Vegetation reconstruction, Quarter, Pleistocene, Holocene

The drilled sample obtained from Sárrét of the Fejér County in Hungary was divided by 5 – 10 centimeters long intervals and 41 samples were selected among them for analyzing. According to these samples 5 pollen zones (LPAZ) could be defined. The first two zones reflect the climate change happened during the Pleistocene and the Holocene in the investigated area. This data helped us to reconstruct the former vegetation and understand the details of the climate changes occurred in the recent thousands of years. Since we could not date the samples by radiocarbon methods each zone was dated back based on previous palinological and malacological studies (WILLIS *et al.* 1997, SÜMEGI *et al.* 2007). The goal of our research was to extend previous analysis carried out in this area earlier with newer data sets. In the future we are also intending to perform more detailed analysis regarding the climate change and the former vegetation based on the recently drilled out core samples obtained from the same area.

TÁJVÁLTOZÁS VIZSGÁLAT MÚLTBÉLI ÉS JELENKORI FÉNYKÉPFELVÉTELEK ALAPJÁN A FERTŐ TÁJON

TIRÁSZI Ágnes, TERPÓ Veronika, KOMKOLY-Gyuró Éva

Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdővagyon-gazdálkodási és Vidékfejlesztési Intézet
9400 Sopron, Bajcsy Zs. u. 4.
e-mail: tiraszia@emk.nyme.hu

Kulcsszavak: fényképek, tájváltozás, tájképi értékek

Összefoglalás: A Fertő-táj egyes jellemző részletéről 1860-tól készült fényképfelvételek 2012-ben történt újrafotózása és ezek összevetése segítségével mutatunk be néhány az utóbbi évszázadban végbement tipikus tájváltozási folyamat. A 18 kiválasztott fényképpár segítségével a térség jellemző tájalakulási tendenciáit követhetjük nyomon és mutathatjuk be a nagyközönség számára is. E módszer a térképeken azonosítható tájalakulás mellett számos, csak a vizuális érzékelés révén felismerhető változás feltárására ad módot.

Bevezetés

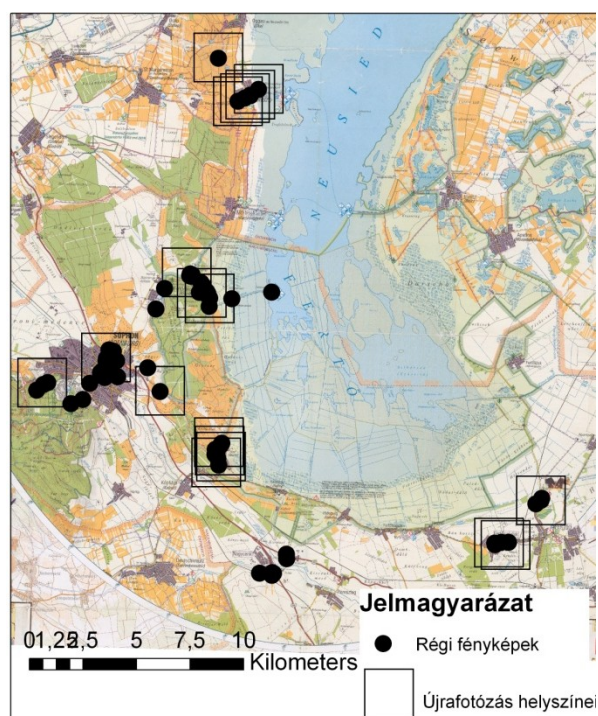
Gyakran alkalmazott eljárás adott táj, tájrészlet felszínborításának, területhasználatának időbeli vizsgálata történeti térképek segítségével, melynek során kvantitatív formában (statisztikai és/vagy tájmetriai számításokkal) követik nyomon a változási folyamatokat (CSORBA 2008). A tájváltozás kimutatására egyéb adatbázisok is felhasználhatók, így például a leíró vagy képi adatforrások.

A tájfotózás ugyan nem a legtipikusabb téma a korai fényképészetben, a régi fényképek, képeslapok főként a településeket, az építményeket, illetve az utcaképeket örökítették meg. Az 1850-es évek végétől azonban, amikortól a technikai feltételek is megérték a táj szépségének valóságghú visszatükrözésére (GYÖRI 1986) már több tájképet készítettek a fényképészek. Az ugyanabból a nézőpontból, különböző időpontban készült felvételek összehasonlítását az 1880-as években kezdték alkalmazni Európában a sarki jégtakaró változásának vizsgálatában (ROBERT 2010). A fényképpárok hasznos képi adatbázisok más területek tájváltozásának nyomonkövetésében is, ennek ellenére hazánkban csak néhány táj átalakulását vizsgálták képeslapok, fotók felhasználásával (DÁVID 2000, KARANCSI et al. 2006).

Példaértékű kezdeményezés a Franciaországban 1989-ben létrehozott "Observatoire photographique du paysage - Tájmegfigyelő állomás fényképészeti eszközökkel". megnevezésű projekt, mely a táj változásának követését és képi rögzítését célozza (CROS és KÁRPÁTI 1998). Ennek keretében bizonyos időközönként újrafotózzák a helyszíneket és egy térinformatikai adatbázisban tárolják azokat. Hazánkban sajnálatosan nincsen ehhez hasonló kezdeményezés, jóllehet már egyre több régi fotógyűjtemény és „egykor és most” fotópárok elérhetők a világhálón is ahol főleg épületeket, utcarészleteket mutatnak be a felvételeken (www.regikepek.hu, www.fortepan.hu).

Anyag és módszer

A Fertő-tájon végbemenő tájváltozási folyamatokat, különböző léptéken és nézőpontból készült 1860 és 2012 között készült képpárok segítségével mutatjuk be. Első lépésként a mintaterületről régi fényképfelvételeket és képeslapokat gyűjtöttünk össze. Igyekeztünk a nagyobb léptékű, tájakat szemléltető felvételeket kiválasztani. A legtöbb kiválasztott régi fénykép képeslapgyűjteményekből, helytörténeti kiadványokból származik (ARCANUM 2008, Magyar Múzeumi Képeslap Katalógus). Majd ezeknek a helyszínét azonosítva mai fényképet készítettünk ugyanazon tájrészletről. Legtöbb esetben ezek a felvételek utak mentén, vagy magaslatokról készültek, így fel tudtuk keresni azok jelenlegi pozícióját. Összesen 18 fotópárt elemeztünk a Fertő-medencében (1. ábra).



1. ábra. A régi fényképek és az újrafotózás helyszínei a mintaterületen
 Figure 1. Ancient photos and viewpoints of repeated photography in the study area

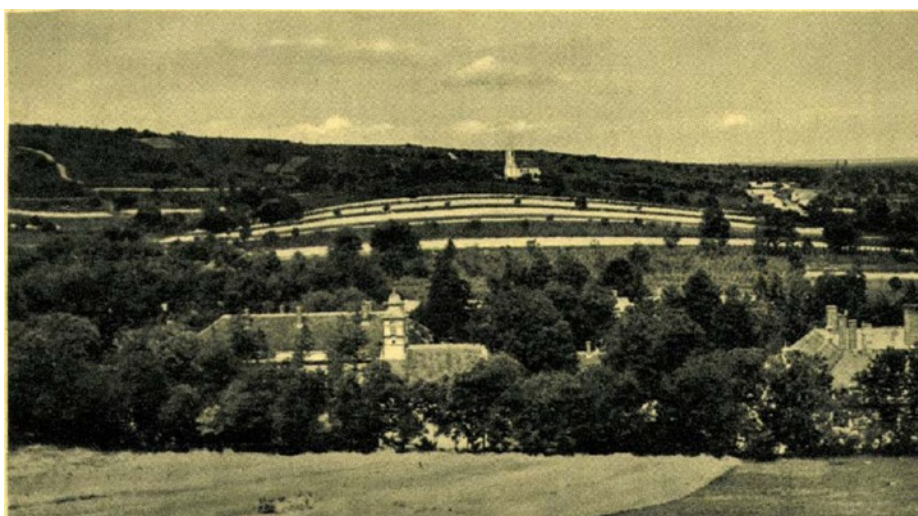
Eredmények és megvitatásuk

A Fertő tó vidéke gyakran a természettel harmóniában élő emberek lakhelyeként emlegetett táj, ahol a fő jellemzők a nyílt felszíni víz és nádas, gyepek, szántók, települések, szőlők, erdők jellegzetes övezetessége (KONKOLY-GYURÓ et al. 2010). A területről összegyűjtött régi fényképek többsége épületeket ábrázol, a legtöbb Sopron történelmi városát örökíti meg. Ezt követi Balf településterületéről készített fotók sora, ahol a gyógyfürdő népszerűsítésére készültek felvételek, így azok főleg képeslapokról származnak. Meglepően kevés a nagy léptékű tájrészleteket megörökítő felvétel a mintaterületen. A szomszédos Hanságról alig

találtunk régi felvételt és az elérhető is jellemzően falurészleteket, egyedi objektumokat mutatnak be.

Erdősülések, erdősítések és beépített felszínek terjeszkedése

A Fertő parton, Balf, ma közigazgatásilag Sopronhoz tartozó település életében mindig meghatározó volt mezőgazdaság, különösen a szőlőművelés, kis mértékben a szántóművelés. A településen feltörő gyógyvizet már a rómaiak is használták. Balról a 2.a ábrán látható felvétel is a római korban létesített gyógyfürdő területéről készült az 1930-as években. A barokk fürdőkápolna az előtérben a fürdőparkkal és a kis templom a dombtetőn (Szent Farkas templom), a környező gondozott mezőgazdasági területek, zöldsávokkal, fasorokkal mind karakteradó elemei a tájnak.



2a. ábra Balf egykor (Forrás: M. F. I. Magyar Filmiroda Budapest)

Figure 2a. Balf once (Source: M. F. I. Magyar Filmiroda Budapest)

Az egykori kedvező panoráma a templommal és kápolnával mára szinte teljesen eltűnt az erdősítések és spontán erdősülés következtében, jóllehet a fürdőkultúra továbbra is él. Ma már csak egy nézőpontból lelhető fel a kápolna. Az egykori ápolts mezőgazdasági parcellák jó részét felhagyták és beerdősültek (2.b. ábra).



2b. ábra Balf ma (Fotó: Terpó Veronika, 2012)
Figure 2b. Balf now (Photó: Veronika Terpó, 2012)

Ez a tendencia sajnálatosan több esetben is megfigyelhető, ami az egykor megkapó látvány eltűnését eredményezte. Hasonló a helyzet a soproni Pihenőkeresztnél, ahol egykor kilátás nyílt a történelmi városra és a Soproni hegyvidékre, amit a soproniak a város legszebb látképének tartottak, mára eltűnt a lakópark beépítések és erdősítések következményeként (3.a-3.b ábrák).



3a. ábra Soproni panoráma a Pihenőkeresztől egykoron (Forrás: Sopron. Pihenő a Balfi úton. Rastkreutz. – na. –Arcanum, 2008)

Figure 3a. Panoramic view of Sopron from the Restcross once in (Source: Sopron. Pihenő a Balfi úton. Rastkreutz. – na. –Arcanum, 2008)



3b. ábra Pihenőkereszt ma, Sopron (Fotó: Tirászi Ágnes, 2012)
 Figure 3b. Rest cross today Sopron (Photo: Ágnes Tirászi, 2012)

Épületállomány, utcaképek átalakulása

A Fertő-tó menti települések jellemzően egyutcásak voltak, számos korabeli fotó megőrökíti az utcaképeket, tornácbéjárásokat, tetőformákat és homlokzatokat, és átérezhetjük az emberek életét. A fertőszéplaki főútcán gyerekek játszanak, időnként a jószágok is átbálnak az úton. Különösen kedves a falu egykori főútcájának látképe a lakóházainak fűrészfogas elhelyezkedésével, tornácbéjárataival, az út tengelyében a dombon álló templommal, az utat kísérő gyümölcsfákkal (4a. ábra).



4a. ábra Fertőszéplak főútcája egykor (Forrás: Üdvözet Fertő-Széplakról Nagy utca Kiadó Fogy. Szövetkezet Fertő Széplak, Arcanum, 2008).
 Figure 4a. Main street in Fertőrákos once (Source: Üdvözet Fertő-Széplakról Nagy utca Kiadó Fogy. Szövetkezet Fertő Széplak, Arcanum, 2008).

Az elmúlt évszázadban a legjelentősebb változások között említhetjük a beépített területek növekedése mellett az épületállományok átalakulását a térségben. A legtöbb házat átépítették, csupán néhány maradt meg eredeti állapotában. Nem illeszkednek az épületméretek, tetőformák és hajlásszögek, homlokzat, megszűnt a korábbi harmónia a szomszédsággal. A gyümölcsfasorok eltűntek, örökzöld sövények megjelentek. A bal oldalt a vizesárok megmaradt. A villanypóznák és légvezetékek rontják a látványt (4b. ábra).

Utcánál a korai gépjárműfogalom előtt – jóllehet egészségtelen a burkolat nélküli poros utca, mégis lakóutca jellege volt. Az emberek az utcán éltek, a közösségi élet is erősebb volt. Ma senki nem tartózkodik a zajos utcákon, jóllehet pormentes és sokesetben zöldelületekkel díszített. A városokban számos új csillapított forgalmú utcát alakítanak ki, a falvakban ez még nem jellemző.



4b. ábra Fertőszéplak ma (Fotó: Tirászi Ágnes, 2012)
Figure 4b. Fertőszéplak today (Photo: Ágnes Tirászi, 2012)

Intenzifikáció

Az 5a. ábra a Fertő tó osztrák oldalán Ruszt település keleti pereméről készült, egy gyönyörű látvány a faluról a Fertő tó felől, nyílt vízzel és nádassal az előtérben. A templomok attraktív elemei a felvételnak, a településszegély harmónikusan illeszkedik a tájba, jól kirajzolódik a történelmi központ.



5a. ábra Ruszt településszegély egykor (Source: Üdvözlet Rusztról. - Látkép. Groß aus Ruszt. - Totalansicht. Tremmel Vilmos kiadása, Arcanum 2008)

Figure 5a. Settlement edge in Ruszt once

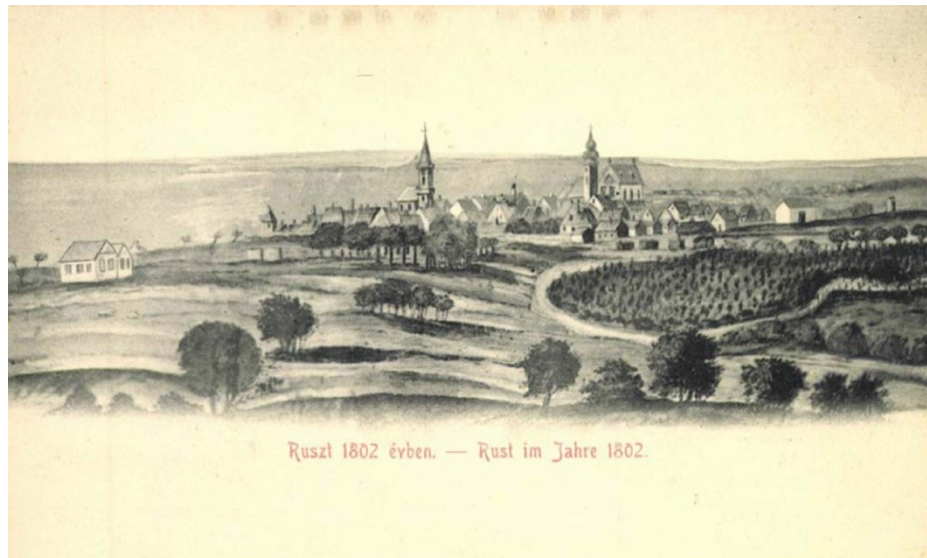
Ma az egykori partszakasz szárazulat, parkoló autók és túlnőtt fák eltakarják a települést.



5b. ábra: Ruszt településszegély ma

Figure 5b. Settlement edge in Ruszt today

A térségben az egyik legrégebbi ábrázolás 1802-ből származik és Ruszt települést mutatja északi oldalról. A harmónikus tájban szőlők, szántóparcellák, facsoportok, egyedülálló fák, templomok, kápolnák, megjelenésben egymáshoz illeszkedő lakóházak sorakoznak.



6a. ábra Ruszt település egykor (Forrás: Ruszt 1802 évben. - Rust im Jahre 1802, Arcanum 2008).

Figure 6a. Ruszt settlement view once (Source: Ruszt in 1802 - Rust im Jahre 1802, Arcanum 2008).



6b. ábra Ruszt településkép ma
Figure 6b. Rust settlement view now

Ma az intenzívebb tájhasználat jól megfigyelhető. A beépített területek minden irányban tovaterjedtek, a homogén szőlőtáblák között csak helyenként van egy-egy fa, cserjesáv.

Következtetések

A régi képeslapok, fotók újrafotóztatása lehetőséget nyújt a régi és a jelenlegi állapot összehasonlítására. Az újrafotóztatás segítségével előállított képpárok hasznos vizualizációs eszközök a tájváltozási folyamatok bemutatására, hiszen egyedi nézőpontból mutatják be a táj

főbb jellegzetességeit, értékeit, azok változását. A kiválasztott képpárok a táj kulcsjellemzőit tükrözik, beleértve a természeti és antropogén jellegzetességeket egyaránt. A mintaterület tájváltozási tendenciái aprólékosan vizsgálhatók a fotópárok segítségével, lehetőséget nyújtottak a településképek, utcaképek és egyéb tájszerkezetben bekövetkezett tendenciák szemléltetésére.

Nyilvánvalóan a bemutatott tájrészletek változatlan formában történő megőrzése megoldhatatlan és nem is reális, de érdemes törekedni a nézőpontokból nyíló kedvező látványkép védelmére és a tájak alakulását kedvezőtlen irányba fordító tényezők feltárására. Az elkezdett és a jövőben is folytatni szándékozott fényképsorozatok lehetővé teszik egy GIS alapú képi adatbázis létrehozását, amely hasznos információforrás lehetne a tájjal foglalkozó kutatók, tervezők, hatóságok számára is. A rendszerezett fénykép adatbázis alkalmas lenne a **minőségi** változások leírása mellett a kvalitatív fényképelemzési módszerrel történő vizsgálatokra is. Az adatbázis folyamatosan bővíthető, az egykori látványképek újrafotózása hozzájárul a TÉKA adatbázis bővítéséhez is, különösen azáltal, hogy a felvételezett tájképi egyedi tájértékek száma az adatbázisban viszonylag kevés, az összes tájérték mintegy 2%-a. A fotósorozatok további előnye, hogy közérthetők, így fontos szerepet játszanak a táj, a környezet iránti érdeklődés felkeltésében, a táj és környezet iránti nagyobb felelősségtudat alakításában.

Irodalom

- CROS KÁRPÁTI ZS. 1998: Változó tájak. In: Önkörkép. Árhullám. 8. évf. 11. szám.
- CSORBA P. 2008. Tájmetriai mérések felhasználási lehetőségei. In: CSORBA P., FAZEKAS I. (szerk.): Táj kutatás – Tájökológia. Meridián Alapítvány Debrecen, pp. 65-72.
- DÁVID L. 2000: A földrajzi tájak megfigyelése fényképezési eszközökkel. In: KEMÉNYFI R., ILYÉS Z. (szerk.): Tiszteletadás Szabó Józsefnek. Tanulmányok a földrajztudomány témaköreiből, Debrecen, pp. 56-64.
- GYÖRI L. 1986: Tájfényképezés. Múzsák Múzeumi Magazin, 1986/2.
- KARANCSI Z., HORVÁTH G., KISS A., 2006: Tájesztétikai vizsgálatok a Medves-térség területén: Egy klasszikus képeslap motívum megjelenítése. III. Magyar Földrajzi Konferencia tudományos közleményei, CD, Budapest.
- 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.
- ROBERT H. WEBB 2010: Repeat Photography: Methods and Applications in the Natural Sciences. Island press.
www.regikepek.hu
www.fortepan.hu

NÖVÉNYI MAGVAK JELLEMZŐINEK ADATBÁZISAI – ÖKOLÓGIAI ALKALMAZÁSOK

CSONTOS Péter¹, KALAIPOS Tibor², TAMÁS Júlia³

¹MTA Agrártudományi Kutatóközpont Talajtani és Agrokémiai Intézet
1022 Budapest, Herman O. út 15.;

²Eötvös Loránd Tudományegyetem, Biológiai Intézet, 117 Budapest, Pázmány P. stny. 1/c.

³Magyar Természettudományi Múzeum, Növénytár, 1089 Budapest, Könyves K. krt. 40.
e-mail: csontos.peter@agr.ar.mta.hu

Kulcsszavak: adatbázisok, fotoszintézis típus, magalak, magbank típus, magtömeg, magterjesztés, fűfajok,

Összefoglalás: Jelen munkánkban négy, magökológiai kutatásokhoz épülő adatbázisról számolunk be. A magtömeg, a magalak, a magterjesztési mód és a magbank típus adatbázis jelenleg rendre 1892, 1654, 1927 és 501 fajról tartalmaz adatokat. Az adatbázisok használhatóságát két példa révén ismertetjük. (1) A magtömeg és a magbank típus adatbázisok kombinált használatával megmutatjuk, hogy a talajban mutató túléliképesség (tranzien, rövid távú, illetve hosszú távú perzisztens magbank) fordított arányban áll a fajok ezermagtömegével. (2) A szemtermés tömegét és alakját véve figyelembe kimutatjuk, hogy a hazai C₃-as illetve C₄-es fűfajok csoportja e jellegek alapján szignifikánsan elkülönül. A C₄-es fűvek szemtermése rendszerint kisebb tömegű és egyben kompaktabb alakú, mint a C₃-asoké. A felismert összefüggés hozzájárulhat a fűfajok gyomosító képességének előrejelzéséhez.

Bevezetés

Az ökológiai rendszerek vizsgálata általában nagy mennyiségű alapadat ismeretét kívánja meg. Sokfajos növényközösségekben – amilyen például egy kaszálórét növényzete, vagy egy szántóföldi talaj gyommag együttese – elengedhetetlen a résztvevő fajok tulajdonságainak egyenkénti pontos ismerete. Magökológiai kutatásaink megkezdésével párhuzamosan ezért hozzáfogtunk a magyar flóra fajainak magvaira vonatkozó alaptulajdonságok (magtömeg, magalak, terjedési mód és magbank típus) adatbázisainak kiépítéséhez. Ezirányú törekvésünk kapcsolódott a külföldön is egyre népszerűbb adatbázis építési munkákhoz (THOMPSON et al. 1997, KLEYER et al. 2008, HINTZE et al. 2013), a hazai flórára vonatkozóan pedig egyrészt hiánypótló tevékenységnek minősült, másrészt nyomtatott formában már meglévő adatbázisokat (SCHERMANN 1967, SOÓ 1964-1973) bővített, korszerűsített.

Jelen munka az adatbázisok építése terén elért eredményeket foglalja össze, valamint bemutat két alkalmazási példát. Az első példában arra a kérdésre keresünk választ, hogy van-e összefüggés a növényfajok magtömege és a magbank típusa között. A második példában a C₃-as és a C₄-es fotoszintézisű fűvek szemterméseinek méretét és alakját vetjük össze.

Anyag és módszer

Az adatbázisok fajkészlete a Magyarországon terepi viszonyok között spontán előforduló (őshonos, behurcolt, vagy alkalmi kerti szökevény) fajokra terjed ki (mintegy 2400 faj), de nem tartalmazza a csak díszkertekből ismert egzótákat. Az adatbázisok feltöltése a magtömeg és a magalak esetében SCHERMANN (1967) és más szerzők adatainak összegyűjtésén (pl. TÖRÖK et al. 2013), valamint a hiányzó adatok eredeti mérésekkel való kiegészítésén alapult (CSONTOS et al. 2003, 2007). A magok terjedési módját illetően SOÓ (1964-1973) közölt adatait digitalizáltuk, a szükséges helyeken pontosítva és kiegészítve azokat. A magbank típusok megadását THOMPSON et al. (1997) munkájára és a hazai vegetációból publikált adatokra építettük (pl. CSONTOS et al. 1996, CSISZÁR 2004, MATUS et al. 2005).

Az első alkalmazási példában a magtömeg és a három magbank típus összefüggését 354 faj adataira alapozva vizsgáltuk meg. A magtömeg alapadatokat nyolc kategóriába osztva használtuk fel (ld. CSONTOS 2001), és az így nyert eloszlásokat homogenitás-vizsgálattal teszteltük (INSTAT 2003). A számítások során, az alacsony esetszámok miatt a két legmagasabb magtömeg kategória adatait összevontan kezeltük. A második példában a C₃-as és a C₄-es fotoszintézisű fűfajok szemtermésének tömegét és alakját vetettük össze folytonos skálán, lineáris regresszió alkalmazásával. A szemtermés alakjának jellemzéséhez a megnyúltságot (H) használtuk (H= szemhosszúság/szemszélesség).

Az adatok normál eloszlásának biztosítása érdekében az alapadatokat logaritmikusan transzformáltuk. Az átoktüske (*Cenchrus incertus*) adatait nem vettük figyelembe, mivel ennél a fajnál a zoochóriához történt alkalmazkodás a szemtermés jellegét döntően megváltoztatta.

Eredmények és következtetések

Az adatbázisok jelenlegi feltöltöttsége szerint a magtömeg adat 1892 fajra, a magalak 1654, a magterjesztési mód 1927, a magbank típus pedig 501 fajra vált elérhetővé Microsoft-Excel-fájlok formájában.

Az első alkalmazási példához kapcsolódó eloszlásokat az 1. táblázat mutatja. Feltűnő, hogy a tranziens magbankú fajok magtömeg adatai zömmel a magasabb kategóriákba esnek, ezzel szemben a hosszú távú perzisztens magbankkal rendelkező fajok magvai sokkal könnyebbek, elsősorban a két legalacsonyabb kategóriát uralják. A rövid távú perzisztens magbankú fajok köztes jelleget képviselnek. A homogenitás-vizsgálat szerint a háromféle magbank típus magtömeg eloszlása szignifikánsan eltérőnek bizonyult ($p < 0,001$).

Hasonló összefüggést – bár kevesebb faj adatait és csak két magbank kategóriát (tranziens vs. perzisztens) használva – elsőként THOMPSON et al. (1993) mutattak ki. Jelen eredményünk így az összefüggés általánosabb érvényre emeléséhez járul hozzá, valamint lehetőséget ad a magbank típus rendszerek további finomítására (CSONTOS és TAMÁS 2003).

A második példában elvégzett elemzés szerint a nagyobb tömeghez kapcsolódó megnyúltabb alak mindkét fücsoport szemterméseit jellemezte (1. ábra). Ugyanakkor azonos tömeget tekintve a C₃-as fűvek szemtermései általában megnyúltabb alakot vettek fel, vagyis a C₄-es fűvek szemtermései a fajok összességét tekintve rendszerint kisebbeknek és kompaktabbaknak mutatkoztak (1. ábra).

Ez a megfigyelés új szemponttal bővíti a C₄-es fűvek ökológiájának ismeretét, és illeszkedik több korábbi tudományos eredményhez a tárgykörben (CSONTOS és KALAIPOS 2013). THOMPSON (1987) felismerte, hogy az angliai fűvek közül azok, amelyek perzisztens magbankot tartanak fenn a talajban, kisebb és kevésbé megnyúlt szemterméssel rendelkeznek, mint a magbankot nem építő fajok. Az erőteljes magbank építő képesség többek között általában a gyom stratégiájú fajokra igen jellemző. A hazai C₄-es fűvekre elvégzett részletes elemzés valóban kimutatta körükben a gyomjelleg hangúlyos előfordulását (KALAIPOS 1991). A magökológia irodalmában már ismert összefüggés szerint a nyitottabb élőhelyeken található fajok magvai kisebbek, illetve könnyebbek, mint a zárt élőhelyeken (pl. erdőkben) előforduló fajok magvai (SALISBURY 1942). Ez szintén jól értelmezi az általunk kapott eredményt, mivel a C₄-es fajok, sajátos asszimilációs képességüknek megfelelően, kiválóan adaptálódtak a nyílt, fényben gazdag, gyakran vízhiányos területekhez. A nyílt élőhelyekre specializálódott zavarástűrő növények közül sok jól megtalálja életfeltételeit a bolygatott, legeltetett gyepekben (SZENTES et al. 2011, 2012), illetve a szántóföldi növénytermesztés adta viszonyok között is, így az sem véletlen, hogy a legveszélyesebb hazai gyomnövényeink

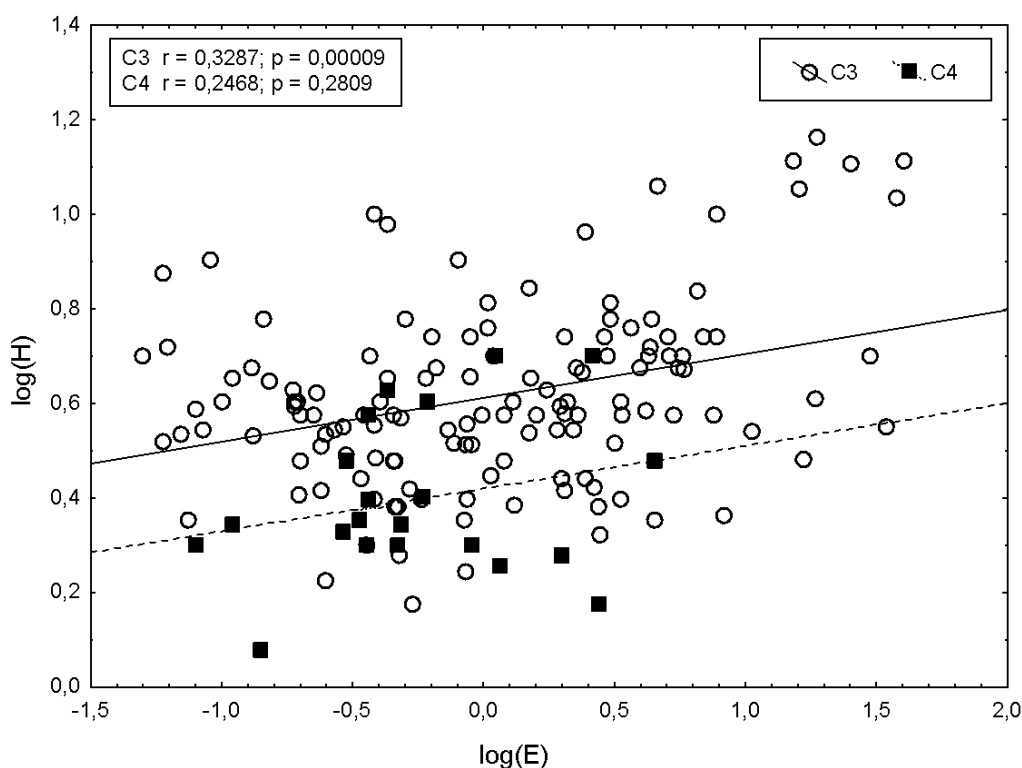
között több C₄-es fűfajjal (pl. *Echinochloa crus-galli*, *Setaria pumila*, *Sorghum halepense*) találkozhatunk (NOVÁK et al. 2009).

1. táblázat. A vizsgált fajok megoszlása a tranziens (T), a rövid távú perzisztens (RP) és a hosszú távú perzisztens (HP) magbank típusok, valamint az ezermagtömeg szerint (n=354). [Zárójelben az adott magbank típusba tartozó fajok százalékos megoszlását adjuk meg.]

Table 1. Distribution of the studied species according to transient (T), short-term persistent (RP) and long-term persistent (HP) soil seed bank categories, and their thousand seed mass (TSM) categories, expressed in grams (n=354). [Numbers given in brackets reflect to the percentage ratio of the given group.]

Magbank típus	Ezermagtömeg kategóriák (TSM) (g)								Fajok száma összesen
	≤0,20	0,21–0,50	0,51–1,00	1,01–2,00	2,01–4,00	4,01–10,0	10,1–50	50<	
T	7 [6,4]	15 [13,8]	16 [14,7]	12 [11,0]	13 [11,9]	16 [14,7]	18 [16,5]	12 [11,0]	109 [100]
RP	6 [10,4]	9 [15,5]	16 [27,6]	13 [22,4]	12 [20,7]	1 [1,7]	1 [1,7]	0 [0]	58 [100]
HP	70 [37,4]	40 [21,4]	26 [13,9]	24 [12,8]	18 [9,6]	4 [2,2]	5 [2,7]	0 [0]	187 [100]

A fent leírt megfigyelések és összefüggések alapján feltételezhető, hogy eredményeink hozzájárulhatnak a gyomosításra hajlamos fűfajok korai felismeréséhez és az ellenük való védekezés gyakorlatának kialakításához.



1. ábra. A hazai flórában előforduló C₃-as és C₄-es fotoszintézisű fűfajok összehasonlítása az ezerszemtömeg (E) és a szemtermés megnyúltsága (H) alapján.

Figure 1. Comparison of the C₃ and C₄ photosynthetic type grass species of the Hungarian flora, based on thousand-seed-mass (E) and slenderness (H) of their caryopses.

Köszönetnyilvánítás

Munkánkat az OTKA (T-025350) és az Európai Unió „Native Seed Conservation Network” (RICA-CT-2004-506109) pályázatai támogatták.

Irodalom

- CSISZÁR Á. 2004: Adatok a magyar flóra fajainak magbank típus szerinti minősítéséhez. Tájökológiai Lapok 2: 219-229.
- CSONTOS, P. 2001: A természetes magbank kutatásának módszerei. Scientia Kiadó, Budapest.
- CSONTOS, P., HORÁNSZKY, A., KALAPOŠ, T., LŐKŐS, L. 1996: Seed bank of *Pinus nigra* plantations in dolomite rock grassland habitats, and its implications for restoring grassland vegetation. Annls hist.-nat. Mus. natn. hung., 88: 69-77.
- CSONTOS P., KALAPOŠ T. 2013: More lightweight and isodiametric seeds for C4 than for C3 grasses are associated with preference for open habitats of C4 grasses in a temperate flora. Grass and Forage Science 68: 408-417.
- CSONTOS P., TAMÁS J. 2003: Comparisons of soil seed bank classification systems. Seed Science Research 13: 101-111.
- CSONTOS P., TAMÁS J., BALOGH L. 2003: Thousand seed weight records of species from the flora of Hungary, I. Monocotyledonopsida. Studia botanica hungarica 34: 121-126.
- CSONTOS P., TAMÁS J., BALOGH L. 2007: Thousand seed weight records of species from the flora of Hungary, II. Dicotyledonopsida. Studia botanica hungarica 38: 179-189.
- HINTZE, C., HEYDEL, F., HOPPE, C., CUNZE, S., KONIG, A., TACKENBERG, O. 2013: D³: The Dispersal and Diaspore Database - Baseline data and statistics on seed dispersal. Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst., 15: 180-192.
- INSTAT 2003: GraphPad InStat, Version 3.06, for Windows. GraphPad Software, Inc., San Diego.
- KALAPOŠ T. 1991: C3 and C4 grasses of Hungary: environmental requirements, phenology and role in the vegetation. Abstracta Botanica 15: 83-88.
- KLEYER, M., BEKKER, R. M., KNEVEL, I. C., BAKKER, J. P., et al. 2008: The LEDA Traitbase: a database of life-history traits of the Northwest European flora. Journal of Ecology 96: 1266-1274.
- MATUS G., PAPP M., TÓTHMÉRÉSZ B. 2005: Impact of management on vegetation dynamics and seed bank formation of inland dune grassland in Hungary. Flora 200: 296-306.
- NOVÁK R., DANCZA I., SZANTEY L., KARAMÁN J. 2009: Magyarország szántóföldjeinek gyomnövényzete - Ötödik országos szántóföldi gyomfelvételezés (2007-2008). Földművelésügyi és Vidékfejlesztési Minisztérium, Budapest, 94 pp.
- SALISBURY, E.J. 1942: The reproductive capacity of plants. G. Bell and Sons, London.
- SCHERMANN Sz. 1967: Magismeret I., II. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- SOÓ R. 1964-1973: Synopsis systematico-geobotanica florum vegetationisque Hungariae I-V. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- SZENTES SZ., SUTYINSZKI ZS., ZIMMERMANN Z., SZABÓ G., JÁRDI I., HÁZI J., PENKSZA K., BARTHA S. 2011: A fenyérfű (*Bothriochloa ischaemum* (L.) Keng 1936) gyepek béta-diverzitására gyakorolt hatásainak vizsgálata és értékelése mikrocönológiai módszerekkel. Tájökológiai Lapok 9(2):463-475.
- SZENTES SZ., SUTYINSZKI ZS., SZABÓ G., ZIMMERMANN Z., HÁZI J., WICHMANN B., HUFNÁGEL L., PENKSZA K., BARTHA S. 2012: Grazed Pannonian grassland beta-diversity changes due to C₄ yellow bluestem. Central European Journal of Biology 7(6): 1055- 1065.
- THOMPSON, K. 1987: Seeds and seed banks. New Phytologist 106(suppl.): 23-34.
- THOMPSON, K., BAND, S.R., HODGSON, J.G. 1993: Seed size and shape predict persistence in soil. Functional Ecology 7: 236-241.
- THOMPSON, K., BAKKER, J.P., BEKKER, R.M. 1997: The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity. Cambridge University Press, Cambridge.
- TÖRÖK P., MIGLÉCZ T., VALKÓ O., TÓTH K., KELEMEN A., ALBERT Á.-J., MATUS G., MOLNÁR V.A., RUPRECHT E., PAPP L., DEÁK B., HORVÁTH O., TAKÁCS A., HÜSE B., TÓTHMÉRÉSZ B. 2013: New thousand-seed weight records of the pannonian flora and their application in analysing social behaviour types. Acta Botanica Hungarica 55(3-4): 429-472.

SEED TRAIT DATABASES – ECOLOGICAL APPLICATIONS

P. CSONTOS¹, T. KALAIPOS², J. TAMÁS³

¹ Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry, Agricultural Research Center, Hungarian Academy of Sciences; Herman O. út 15., Budapest, H-1022, Hungary

² Institute of Biology, L. Eötvös University; Pázmány P. stny. 1/c., Budapest, H-1117, Hungary

³ Botanical Department, Hungarian Natural History Museum; Könyves K. krt. 40., Budapest, H-1089, Hungary, e-mail: cspeter@rissac.hu

Keywords: database, grasses, photosynthetic type, seed bank, seed dispersal, seed mass, seed shape

Present paper reports four electronic databases related to seeds of wild-growing flora of Hungary, and presents two examples for database application. The four databases cover the following seed traits: seed mass, seed shape, seed dispersal type and soil seed bank type, and contain data for 1892, 1654, 1927 and 501 species, respectively.

In the first application example, relationship between seed mass of species and their soil seed bank type (transient, short-term persistent and long-term persistent) was investigated. Results showed that expected seed longevity in the soil decreases with increasing seed mass of species, and the largest seeded species are all belong to the transient group.

In the second example, grass groups of photosynthetic types C₃ and C₄ were compared on the basis of mass and shape of their caryopses. Results showed significant differences between the two grass groups. Average caryopses mass of the C₄ group was lower than that of the C₃ group. Average shape of caryopses was more elongated in case of the C₃ group, whereas caryopses of the C₄ grasses were rather more isodiametric. These findings could be used in predicting weedy and invasive character of grass species.

LAKOSSÁGI ÜVEGHÁZGÁZ KIBOCSÁTÁSOK ÉS SEMLEGESÍTÉSÉNEK LEHETŐSÉGEI

PATOCKSÁI Mária¹, GYÖRFI Tamás²

¹Eötvös József Főiskola, Neveléstudományi Kar, 6500 Baja, Szegedi út. 2.

²Eötvös József Főiskola, Műszaki és Közgazdaságtudományi Kar, 6500 Baja, Bajcsy-Zsilinszky út. 14.

e-mail: patocskai.maria@ejf.hu

Kulcsszavak: energiafelhasználás, üvegházgáz kibocsátás, erdőterületre váltás

Összefoglalás: A környezeti problémák globálissá válása miatt egyre időszerűbbé válik a lakossági fogyasztásból származó környezetterhelés számszerűsítése. Ennek különböző módjai közül a lakosság fosszilis erőforrásokon alapuló életviteli tevékenységeiből származó ÜHG (üvegházhatású gáz) kibocsátás kiszámítását választottam. Ehhez három legnagyobb energiafogyasztással járó tevékenységünkhöz felhasznált energiamennyiséget vettem alapul: a villamosenergia-felhasználást, a közlekedést és a fűtést. Ezek alapján a hazai átlagot, valamint hét alföldi település egy főre eső átlagát számoltam ki. Ahhoz, hogy az eredményeket értelmezni lehessen, ezért a kapott ÜHG értékeket először összehasonlítottam a hazai ÜHG leltárral. További értelmezés miatt területalapúvá váltottam őket: összehasonlítottam a hazai erdők elnyelő kapacitásával. Vizsgáltam még, hogy a kiválasztott tevékenységek során felszabaduló ÜHG-ok hogyan aránylanak a felhasznált energiamennyiségekhez. Az eredmények rávilágítanak életvitelünk energiaigénylő tevékenységeiből származó környezetszennyezés mértékére: a lakosság környezeti problémákkal kapcsolatos személyes felelőssége, a fogyasztói felelősség egyáltalán nem elhanyagolható.

Bevezetés

A világ fosszilis energiahordozókból történő energianyerésének dominanciája napjainkra is megmaradt: az emberiség a jelenlegi energiaigényét 81%-ban fosszilis energiahordozókból, 6%-ban nukleáris forrásból és 13%-ban megújuló energiából fedezi (KTI 2010). Ez kisebb részt a világ népességének rohamos növekedéséből adódik, de főként az egyre magasabb életszínvonalat biztosító technikai berendezések rohamos elterjedéséből, annak ellenére, hogy azok egyre jobb hatásokkal működnek.

Hazánk energiaforrásainak megoszlása is nagyjából követi a világ tendenciákat, vagyis döntően fosszilis energiahordozókat használunk (79,2%) (FÖLDI 2011). Ha az ország összes energiafelhasználását elemezzük szektorok szerint, akkor látható, hogy a lakosság az egyik legnagyobb energiafogyasztó. Ráadásul a háztartási energiafelhasználás még kedvezőtlenebb erőforrás szerkezetű, több mint 95%-ban fosszilis energiahordozókból származtatható (ELEK 2009), maga után vonva a használatukból származó környezetterhelést.

A jelenlegi termelési és fogyasztási szerkezet folyamatosan növekvő energia-input igénye miatt az antropogén ÜHG emisszióval kapcsolatban egyre szélesebb körűek a kutatások. Ezekből kiderül, hogy az emberiség ÜHG kibocsátása folyamatosan növekszik, pl. 1990 és 2008 között 40%-kal (31,5 milliárd tonna CO₂) emelkedett (IWR 2009).

A világ több országára vonatkozó adatok is ismertek. Ezek igazolják, hogy a kibocsátáshoz való hozzájárulás és felelősség is egyenlőtlenül oszlik meg a világon, mert a szegény és gazdag országok ÜHG emissziója között akár 30-szoros (EDGAR és GLEN 2009) is lehet a különbség.

A fogyasztási struktúrához kapcsolódó ÜHG kibocsátást EDGAR és GLEN (2009) kezdték el kutatni. Számszerűsítették 73 ország végső fogyasztóhoz kapcsolódó áru és szolgáltatások általi ÜHG emisszióját. Vizsgálataik eredménye szerint a legnagyobb kibocsátással járó fogyasztási kategóriák a lakás fenntartása, az ételmeztetés és a közlekedés. Ezek közül a táplálkozás számlájára írható az emisszió 20%-a, a közlekedésre pedig 17% jut.

Magyarországon az OMSZ (Országos Meteorológiai Szolgálat) ÜHG számítással foglalkozó munkacsoportja készíti el kötelezően évről-évre az ENSZ számára a hazai ÜHG-k leltárát, amely az összes emberi közvetlen és közvetett tevékenységekkel összefüggő kibocsátásokat és elnyeléseket veszi számba. Az OMSZ által végzett számítások szerint a 2009. évi nettó ÜHG kibocsátás 63,6 millió tonna CO₂ egyenérték (NATIONAL INVENTORY REPORT 1985-2009) volt, ami a vizsgált időszakban

(1985-2009) a legalacsonyabb érték. Így a hazai egy főre jutó kibocsátás 6-7 tonna közötti értékre jön ki, ami az európai 9 tonna/fő átlaghoz képest alacsonynak számít.

A hazai ÜHG-k teljes kibocsátása ágazati szinten a következőképpen alakult 2009-ben: az energiaszektor járult hozzá legnagyobb mértékben, 75,1%-kal, ezen belül a legjelentősebb kibocsátó az energiaipar (32,5%). Ezt követi a mezőgazdaság 12,5%-kal, az ipari folyamatok 6,8%-kal, a hulladék szektor pedig 5,6%-kal (NATIONAL INVENTORY REPORT 1985-2009). A hazai lakosságra vonatkozóan ilyen jellegű adatok egyelőre nincsenek.

Mindezek miatt a kutatás alapvető célja a lakosság energiaigénylő tevékenységeiből származó környezetterhelés mértékének igazolása és hangsúlyozása.

Anyag és módszer

Az ÜHG számítás legnagyobb problémáját a számítás alapját képező adatbázis (energiamennyiségek) létrehozása jelentette.

A kutatás elején azonosítottam a legnagyobb mértékű fosszilis erőforrásokat felhasználó lakossági tevékenységeket. Ezek határai viszonylag egyszerűen meghatározhatók, amelyek a forrásadatok miatt lényegesek. Ezek megállapításánál fontos tényező volt, hogy mely adatokhoz lehet hozzájutni, másrészt mely adatoknak ismerjük az életútját.

A lakossági energiafelhasználás alatt még a szakirodalom is minden esetben csak a fűtést és a villamosenergia-használatot érti. Az általam kutatott témában a közlekedésre felhasznált energiamennyiség is vizsgált tevékenység. Ez tovább nehezítette a számítás alapját képező adatbázis létrehozását.

A vizsgált tevékenységek határait és energiaigényüket a következőképpen húztam meg. A villamosenergia-fogyasztáshoz a hazai áramtermelés fosszilis erőforrásainak fajtáit és mennyiségeit vettem figyelembe. Bár az ország jelentős mennyiségű villamos energiát importál, ez mégsem szerepel a számításban. Egyrészt, mert annak fosszilis összetevői számunkra ismeretlenek, másrészt megegyezés alapján ez az ÜHG emisszió nem hazánk, hanem az előállító országot terhelné. Adatok hiánya miatt a hazai villamosenergia-termelő objektumok (atomerőmű, hőerőművek) működéséből származó ÜHG emissziók sincsenek benne a számításokban. Ezeket viszont az OMSZ által kiszámolt hazai ÜHG leltár tartalmazza.

A közlekedés vonatkozásában a lakosság saját személygépjármű használatából eredő ÜHG emissziót számoltam ki, mert fajlagosan ennek a legnagyobb a kibocsátása a tömegközlekedéshez viszonyítva.

Országosan a fűtés tekintetében azt vettem figyelembe, hogy hazai vonatkozásban milyen fosszilis erőforrásokat használ a lakosság. A vizsgált települések esetén pedig földgázzal számoltam, mert egyrészt ez a domináns fűtőanyag. Másrészt a fa tüzelésekor felszabaduló CO₂-t nem vesszük figyelembe az asszimiláció miatt.

Az országos számításokhoz hiányzó adatok összeállítása miatt a következő országosan és nemzetközileg elismert kiadványok által közölt tényadatokat kellett összevetni: az Energiaközpont Nonprofit Kft háztartásokra és közlekedésre vonatkozó energiafogyasztásait, a KSH 2009 energiafogyasztásokra, valamint az Odyssee (27 európai ország energiára vonatkozó mutatóit gyűjti össze, nyomon követi az energiahatékonysági trendeket és politikai intézkedéseket) vonatkozó jelentéseit. Probléma volt, hogy az adatok legtöbbször eltérő tartalommal, definícióval és kategorizálással jelentek meg az egyes adatbázisokban. Emiatt logikai következtetésekkel, számításokkal, adatok harmonizációjával, közös mértékegységre hozásával jutottam a forrásadatokhoz.

Az ÜHG számításokat a hazai lakosságra és néhány településre (Baja, Kalocsa, Érsekcsanád, Rém, Sükösd, Nemesnádudvar és Dusnok) vonatkozóan készítettem el. Az ÜHG-ok kiszámításának alapja minden esetben ugyanazon a kémiai folyamaton alapszik. Eszerint a fosszilis erőforrásban levő szén az égés során oxidálódik és így keletkeznek az ÜHG-ok. A legtöbb szén CO₂ formájában kerül kibocsátásra, kisebb része CO, CH₄ illetve nem-metános illó szerves vegyületekként. Ezek alapján a számítás általános módszertana, hogy a tevékenységi adat (energiamennyiség) és az emissziós faktor szorzataként kapjuk meg az emissziót: Emisszió = tevékenységi adat × emissziós faktor

Mindhárom tevékenységből származó ÜHG kibocsátás eredményei a 2009-es évre vonatkoznak, mert visszamenőleg ez az utolsó év, hogy mindhárom tevékenység esetén egységesen a kiindulási adatokat össze tudtam állítani. A számítások a CO₂, CH₄ és N₂O emissziókra vonatkoznak, mert a vizsgált tevékenységek során ezekből jut a légkörbe a legnagyobb mennyiség. A végső eredményeket CO₂e (szén-dioxid egyenérték)-ben fejeztem ki és egy lakosra vonatkoznak, ezek az összehasonlítás alapjai.

A hazai számításokhoz szükséges forrásadatok létrehozása miatt a következő lépéseket dolgoztam ki a vizsgált tevékenységekre vonatkozólag.

A hazai villamosenergia-termelés különböző mennyiségű, fajtájú és más-más ÜHG emissziós faktorú fosszilis erőforrásokból származik. Ezért először a fosszilis erőforrás energiamennyiségeinek adatbázisát kellett létrehozni, majd az egyes összetevőkre vonatkozó emissziós faktorokkal szorozva kaptam meg a lakossági felhasználás országos eredményeit. A települések esetén azt a problémát kellett megoldani, hogy hogyan lehet érvényesíteni az országos villamosenergia-termelés fosszilis erőforrás fajtáit és mennyiségeit településekre vonatkozólag, miközben kész adatként csak a települések villamosenergia-fogyasztása állt rendelkezésemre kWh-ban. Ennek megoldására a következő elgondolás szerint számoltam: az egyes települések kWh fogyasztását arányítottam az országos kWh fogyasztáshoz. Az így kapott minden egyes településre vonatkozó arányszámmal szoroztam az országos ÜHG emisszió értékét, mivel minden fogyasztó ugyanolyan fosszilis erőforrás arány égetésével kapja a villamos energiát.

A közlekedés országos és településekre vonatkozó ÜHG emisszióinak kiszámításánál a kiindulási adat az elhasznált üzemanyagok mennyisége. Erre vonatkozólag egyáltalán nem állt rendelkezésre kész adat.

Az országos lakossági közlekedés ÜHG emissziójához először a hazai közlekedési ágazatból a lakosságra vonatkozó üzemanyag fogyasztás adatait kellett összeállítani. Ezek benzinre és gázolajra vonatkozólag ktöe (kilonnaolajegyenérték)-ben szerepeltek, amelyeket egy lakosra jutó üzemanyag fogyasztásra (kg/fő) kellett átváltani, ezért többszöri átszámítással kaptam meg az ÜHG emisszió kiszámításához szükséges kiindulási adatokat. Ezek alapján az 1 lakosra jutó országos átlag üzemanyag fogyasztást a következőképpen számoltam ki:

$$1 \text{ lakosra jutó üzemanyag-fogyasztás (kg / fő)} = \frac{\sum \text{országos üzemanyag-fogyasztás (kg / fő)}}{\text{országos népesség (fő)}}$$

A települések lakossági közlekedéséből származó ÜHG kibocsátás kiszámítását az nehezítette, hogy egyedüli adatként a települések népességszáma és a benzin, valamint gázolaj üzemű személyautók darabszáma állt rendelkezésre kész adatként. Ugyanakkor számomra a vizsgált település egy lakosára vonatkozó átlag üzemanyag fogyasztása volt szükséges. Ennek megoldására a következő számítást tartottam megfelelőnek:

$$\begin{aligned} \text{település 1 lakosra} & \quad \frac{\sum \text{országos üzemanyag-fogyasztás (kg / fő)}}{\text{országos gépjárműszám (db)}} \times \text{település gépjárműszáma (db)} \\ \text{jutó üzemanyag-} & = \\ \text{fogyasztása (kg / fő)} & \quad \text{település népessége (fő)} \end{aligned}$$

Az országos lakossági fűtés emissziójának kiszámításának az alapja, hogy milyen és mennyi fosszilis tüzelőanyagot használ a hazai lakosság. Ezek energiamennyiségeinek 1 kg/fő-re átváltott értékeit szorozzuk az adott energiahordozó fűtőértékével és emissziós faktorával.

A kiválasztott települések fűtéssel kapcsolatos emisszió kiszámításánál a településekre vonatkozó gázfogyasztást vettem alapul, amely értékeket a fűtőértékkel és az emissziós faktorial szoroztam. A fa égetéséből származó ÜHG kibocsátást egyik helyen sem vettem figyelembe a növények asszimilációja miatt.

Eredmények és megvitatásuk

A hazai energiafelhasználás szerkezete

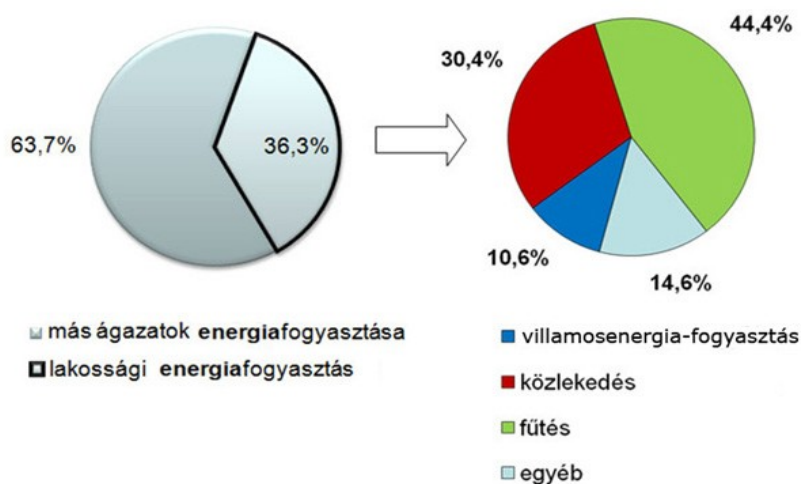
A lakosság környezetterhelésének mértékét igazolja, hogy az ország összes energiafogyasztásából mennyit használ fel (1. ábra). Az energiahordozók összesítése alapján számolva az ország összes energiafelhasználásából a lakosság 36,3%-t használt fel. Ebből a legtöbbet fűtésre (44,4%), a közlekedésre kevesebbet (30,4%), míg a villamosenergia-fogyasztásra a legkevesebbet (10,6%). Mivel a felhasznált erőforrás fajták több mint 95%-ban fosszilis energiahordozókból származnak, ezért a felhasznált energia forrásszerkezete és nagyságrendje miatt joggal tehető felelőssé a lakosság mindennapi életviteléből származó környezetterhelése miatt.

A hazai és a vizsgált települések ÜHG eredményei

A kiszámolt ÜHG kibocsátásokat az OMSZ által számított összes ÜHG leltárhoz viszonyítottam az eredmények értelmezése végett. Ezek alapján az általam kiszámolt országos ÜHG értékek (3292,1 kg/fő) 50,6 %-a az OMSZ által minden évben kiszámolt egy főre jutó összes emberi közvetlen és közvetett tevékenységekkel összefüggő 6-7 tonna közötti kibocsátásnak (hazai ÜHG leltár) (2. ábra).

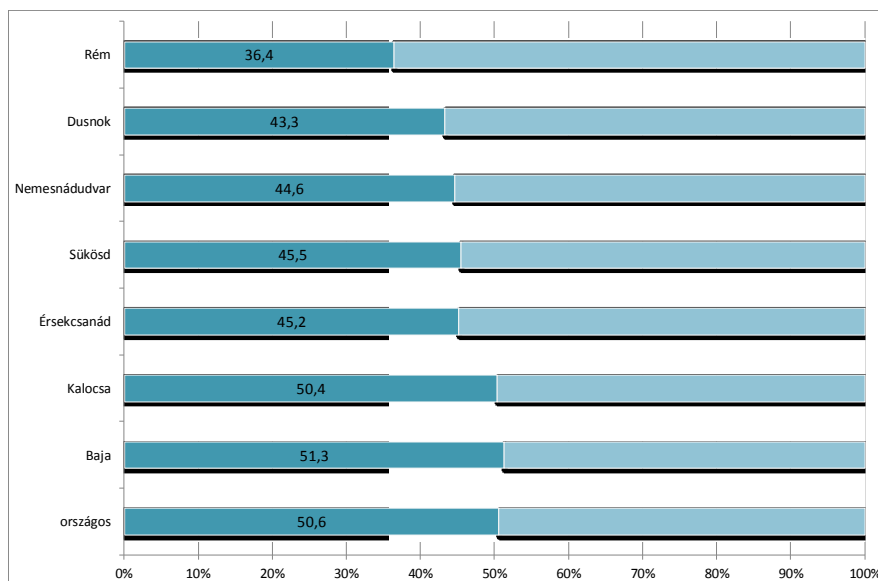
Az 50,6% azt jelenti, hogy a lakosság életvitelével csak a közvetlen környezeti hatású tevékenységeivel: a villamosenergia-fogyasztással, a közlekedéssel és a fűtéssel már fele részben hozzájárul a légkör ÜHG-kal történő terheléséhez. A másik feléhez közvetett módon járul hozzá: minden szállítás, ipari, mezőgazdasági és a szolgáltató szektorban felhasznált energia is végső soron a lakosságért használódik fel.

A vizsgált települések ÜHG emissziói alapján három csoport különböztethető meg (2. ábra). Baján és Kalocsán közel akkora ÜHG emisszióval élnek az emberek, mint a hazai lakosság átlagosan. A két város esetén ez az országos teljes ÜHG leltárnak a fele. A kistelepüléseken kedvezőbbek a kibocsátások: a legkisebb emissziójú Rémen az országos teljes ÜHG leltárnak csak 36,4%-t, Érsekcsanád, Sükösd, Nemesnádudvar és Dusnok településeken 43-45%-t bocsátják ki az itt élők a vizsgált tevékenységek által. Ez Rém esetén 924 kg/fő, a kistelepülés csoport esetén pedig 350-470 kg/fő CO₂e (szén-dioxid egyenérték)-kel kevesebbet jelent évente lakosonként.



1. ábra Az energiafelhasználás szerkezete országosan és lakossági szinten (ENERGIAKÖZPONT NONPROFIT KFT 2009, ELEK L. 2010, KSH 2010 és <http://www.odyssee-indicators.org/>)

Figure 1. The structure of energy consumption on nationwide and population level (ENERGIAKÖZPONT NONPROFIT KFT 2009, ELEK L. 2010, KSH 2010 és <http://www.odyssee-indicators.org/>)



2. ábra A települések ÜHG eredményei az országos ÜHG leltár (6500kg/fő = 100%) százalékában

Figure 2. GHG results of settlements in percentage of national GHG inventory (6500kg/capita = 100%)

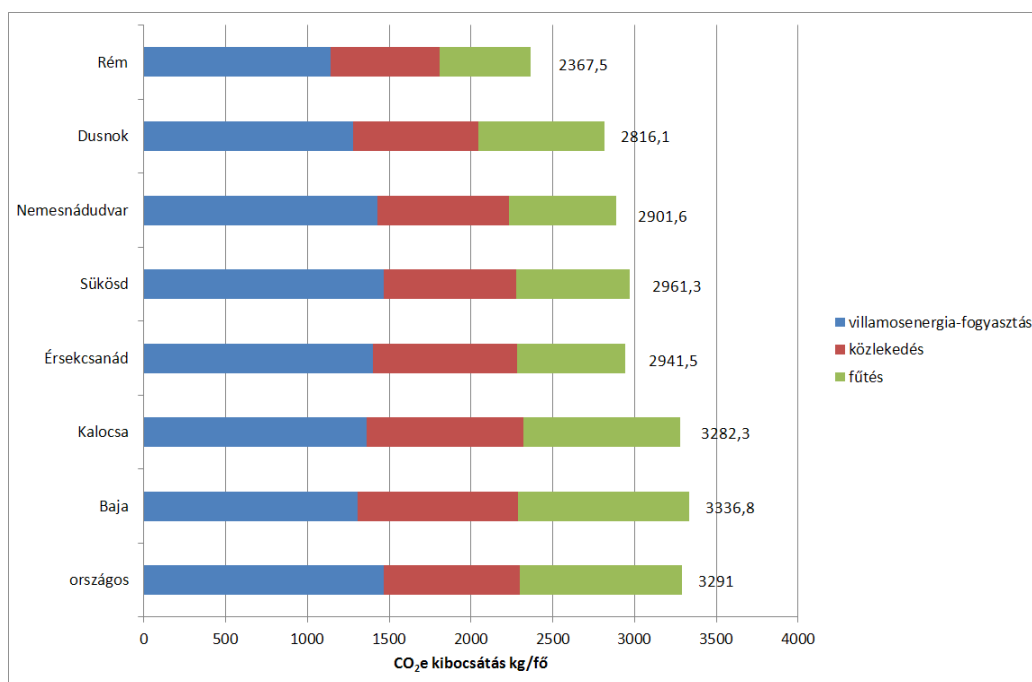
Az ÜHG eredmények tevékenységekre lebontva

Ha a hazai átlag ÜHG emissziókat a tevékenységekre lebontjuk, akkor látható, hogy villamosenergia-fogyasztásból 1465,18 kg/fő, közlekedésből 836,8 kg/fő és fűtésből 990,17 kg/fő CO₂e kibocsátás adódott, amelynek összege 3292,1 kg/fő (3. ábra).

Százalékos megoszlásban ez azt jelenti, hogy 44,5%-kal a villamosenergia-fogyasztással, 25,4%-kal a közlekedéssel és 30%-kal a fűtés által járul hozzá a lakosság a légkör ÜHG terheléséhez csak e három tevékenységet alapul véve.

Ha a vizsgált települések ÜHG értékeit hasonlítjuk össze a kiválasztott tevékenységek alapján, akkor látható, hogy a két városban közel akkora mindhárom tevékenység ÜHG kibocsátás százalékos aránya, mint az országos átlag (3. ábra).

A villamosenergia-fogyasztásból származó magas ÜHG kibocsátás egyrészt a hazai villamosenergia-termelés magas fosszilis erőforrás arányától (48,6%), az összetevők fajtájától, ezek ÜHG-okra vonatkozó kedvezőtlen emissziós faktoraitól és az összetevők mennyiségétől függenek. Másrészt a magas ÜHG kibocsátás hátterében a rendszerváltással megjelenő termelés, kínálat, de alapvetően a fogyasztási szokások drasztikus megváltozása áll. A rendszerváltással lehetővé vált a lakások elektromos készülékekkel való felszerelése a nyugati típusú fogyasztási modellnek megfelelően. Ezeket a tendenciákat városokban és falvakban egyaránt igyekszik követni a lakosság. Az ilyen jellegű fogyasztásból eredő kibocsátásokat a városi lakosság tovább emeli a légkondicionáló készülékek alkalmazása által, amit az egyre elviselhetlenebbé váló városi klíma okoz. Mindez növeli egyrészt a villamosenergia-fogyasztást és ÜHG kibocsátást, másrészt hatására tovább emelkedik a városi levegő hőmérséklete.



3. ábra A vizsgált települések ÜHG kibocsátásai tevékenységek szerint
 Figure 3. GHG emissions from activities in the studied settlements

A vizsgált városok közlekedésének magas ÜHG emissziója mögött egyrészt az 1000 lakosra jutó az országos átlagnál is magasabb személygépkocsi arány áll. Az ingázók aránya bár alacsony, ezért a lakosság mozgása döntően a városon belül zajlik. A kiválasztott városok összefüggő területe a lakosságszámhoz képest nagy, sokan a város környékén laknak. A kevésbé vagy aránylag jól működő tömegközlekedés ellenére a személygépkocsihoz való kötődés erős, amit a használók jobb anyagi helyzete meg is enged. Ez szoros kapcsolatban áll a határközelségből eredő „fekete” gazdaság virágzásával, amely sokak számára könnyű és gyors gazdagodást hozott (Baja). A helytelen szemléletből fakadóan az autót, mint státuszszimbólumot használva az indokolatlan, öncélú autóhasználat is nagyon jellemző. Mindezek növelik a negatív környezeti paraméterek értékét is, például Baján igen magas a szálló por értéke és a zajterhelés is.

A városi fűtésből adódó magas ÜHG emisszió oka, hogy főleg a sok társasház lehetetlenné teszi a gázon kívüli, kisebb vagy nulla ÜHG kibocsátású fűtési alternatívát.

A legkisebb emissziójú Rémen mindhárom tevékenységnek jóval alacsonyabb a kibocsátása. A kisebb környezetterhelés egy takarékosabb életvitelből származik, amely a kedvezőtlen társadalmi és gazdasági kényszerhelyzet következménye. A falu egyéni közlekedésének alacsony ÜHG emisszió háttérében az áll, hogy az aktív keresők nagy része a faluban vagy közelében dolgozik agrárkeresőként, az ingázók aránya kevés. Bár a falu piaci és ellátási körülményei sok tekintetben hiányt szenvednek (tartós vagy bizonyos fogyasztási cikkek), ez mégsem növeli a közlekedési kényszert. A tömegközlekedés leváltása az egyéni közlekedésre, még nem jellemző. Ezért a lakosság hosszabb távú mozgásában a tömegközlekedés dominál a ritka járatsűrűség és a hosszú menetidő ellenére, ami a személygépkocsik népességhez viszonyított alacsony arányával is kapcsolatba hozható. A fűtésből származó alacsony ÜHG emisszió a lakóházak jellegére, az agrárhulladék jelenlétére és a szegényebb családok anyagi helyzetére vezethető vissza, amelyek miatt az itt élők inkább a fatüzelést választják. Mindehhez hozzájárul az itteni házak műszaki állapota is – rosszabb nyílászárók és szigetelés, nem elég korszerű fűtőberendezések –, amelyből adódóan igen rossz hatásokkal működik az egyre dráguló gázfűtés. Az itt élők még az olcsóbb fatüzelés mellett is takarékosan fűtenek, például minimalizálják a felesleges terek fűtését.

A harmadik csoport: Érsekcsanád, Sükösd, Nemesnádudvar és Dusnok települések városhoz viszonyított kisebb ÜHG emisszióját elsősorban a fatüzelésből származó csökkent kibocsátás okozza, annak ellenére, hogy a lakosság közlekedésének és villamosenergia-fogyasztásának kibocsátása a városi és az országos átlagot is eléri. A négy település nagyobb mértékű közlekedési emissziójának

háttérben a közeli város által biztosított munkahelyekre történő eljutás, valamint a város által nyújtott szolgáltatások igénybevétele áll. Mindezek egybecsengenek a társadalmi és gazdasági jellemzőkkel: Dusnok alacsony gazdasági aktivitású település, sok az ingázó, ráadásul gyorsan és könnyen elérhető a legközelebbi munkahely lehetőség (Kalocsa). Nemesnádudvaron erős az agrárfunkció, kevesebb az ingázó, viszont a közeli város több szolgáltatást nyújt. Érsekcsanádön és Sükösdön sok a vidéken foglalkoztatott és a legközelebbi város szolgáltatásai könnyen és gyorsan elérhetők.

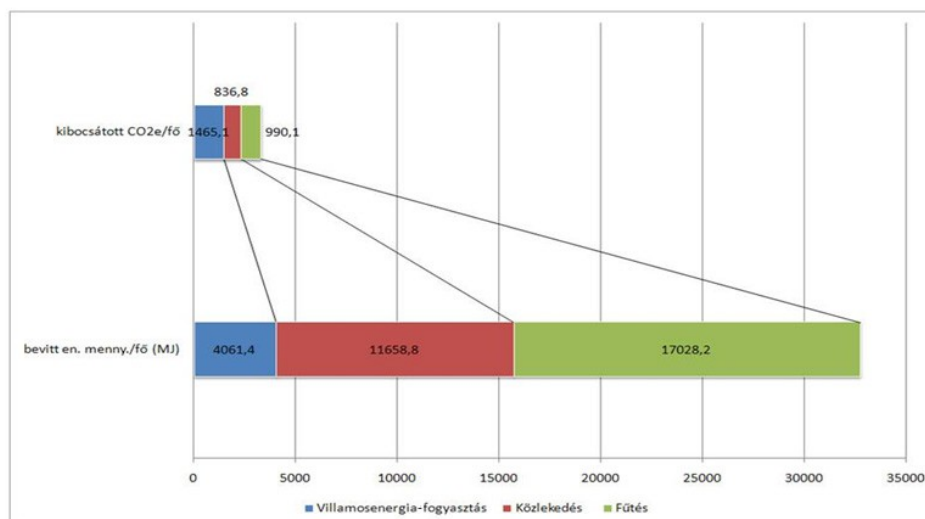
A villamosenergia-fogyasztás háttérben több mögöttes ok is feltárható, melyek teljes bemutatásához további részletes vizsgálatokra lenne szükség. A szerző viszont a társadalmi és gazdasági jellemzőkkel hozza kapcsolatba a kapott eredményeket. Ezek közül egy lakás komfortfokozata jelentősen befolyásolhatja a villamosenergia-felhasználást. Ennek kiindulási alapja, hogy minél kisebb egy lakás komfortfokozata, annál nagyobb eséllyel már áramellátás sincs. Rém településen a lakások 23%-ában nincs áramellátás, ugyanakkor a legnagyobb villamosenergia-felhasználó Sükösdön a lakások fele összkomfortos (KSH 2010). Ez 10%-kal több jó ellátású lakást jelent Bajához viszonyítva és 30 %-kal többet, mint Rémen. Vagyis a rémi lakosok alacsonyabb környezetterhelése a kisebb jövedelmű háztartásokra visszavezethető komfortfokozat hiányával áll kapcsolatban.

A villamos energia felhasználásának különbségeit befolyásolja még a háztartások alapterülete, a világított helységek nagysága, száma, a világítás módja és az elektromos készülékekkel való felszereltsége. A kissé kedvezőbb társadalmi, gazdasági helyzetű Nemesnádudvaron, Sükösdön és Érsekcsanádön több ember él jól felszerelt lakásmodell szerint. Erre jellemző az újabb és újabb elektromos és háztartási eszközök és gépek vásárlása, illetve a meglévők hosszabb időtartamú használata. Ahogy az egy háztartásra jutó jövedelem nő, úgy növekszik a háztartási gépek állománya, és így a háztartások energiakiadásai is. Azokban a háztartásokban, ahol a magasabb jövedelem a hosszú távú gondolkodással és a felelősségteljesebb szemlélettel találkozunk, ott nagyobb eséllyel használnak energiahatékonyabb megoldásokat, viszont ez még elég ritka.

Az egységfogyasztás pozitív korrelációba hozható még a háztartásokra jutó lakók számával. A vizsgált települések közül Nemesnádudvaron, Sükösdön és Érsekcsanádön a legnagyobb a 100 háztartásra jutó személyek száma.

Az ÜHG eredmények az energiafelhasználás függvényében

A vizsgált tevékenységek országos ÜHG értékeiről a felhasznált energiamennyiségek függvényében a vizsgált tevékenységek alapján a következők mondhatók el (4. ábra).

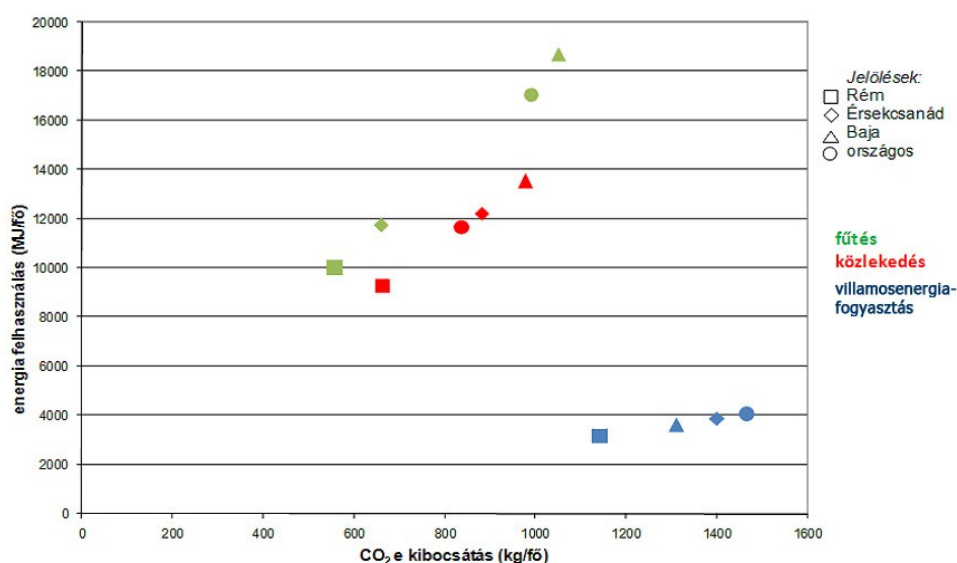


4. ábra Egy főre számított ÜHG eredmények és a felhasznált energiamennyiségek összehasonlítása
Figure 4. Comparison of per capita GHG results and the amount of energy used

A vizsgált tevékenységekhez felhasznált energiamennyiségek közül a fűtéshez használ fel a lakosság a legtöbb energiát (17 028 MJ), 1,4-szer kevesebbet a közlekedéshez és a legkevesebbet a villamosenergia-fogyasztáshoz. A fűtéshez minden bizonnyal még több energia szükséges, mint amennyit a számítás eredményezett. De mivel ez a fatüzelésből származik, ezért ennek ÜHG kibocsátását nem vesszük figyelembe, ráadásul az eltüzelt fa mennyiségét még becsülni is alig lehet. A CO₂e kibocsátás nem ezt a sorrendet mutatja: a villamosenergia-felhasználásból származik a legtöbb CO₂e (1465,1 kg/fő), ez 1,7-szer több, mint a legkisebb kibocsátású közlekedésből származó CO₂e emisszió (836,8 kg/fő). Tehát fajlagosan a legtöbb ÜHG kibocsátással járó tevékenység a villamosenergia-felhasználás, ezt követi a fűtés és végül a közlekedés (4. ábra). Ezek háttérben a különböző tevékenységekhez használt fosszilis erőforrások fajtái és mennyiségei állnak: mivel a hazai villamosenergia-termelés nagy részét ősmaradványi erőforrások adják és bár ennek tetemes hányada földgáz, de több mint 40%-át kedvezőtlenebb emissziós faktorú energiahordozók teszik ki. A lakossági fűtés nagy részét kedvező emissziós faktorú földgáz biztosítja, ezért fajlagosan kisebb lesz az ÜHG kibocsátás. A közlekedés energiaigénye a másik kettőhöz viszonyítva közepes, ÜHG kibocsátása viszont a legkisebb. Ez valószínűleg nőni fog, a személygépkocsi használat várhatóan növekvő tendenciája miatt.

A vizsgált települések közül Baja, Érsekcsanád és Rém ÜHG eredményeit összehasonlítva a felhasznált energiamennyiségekkel látható, hogy a vizsgált tevékenységek közül a fűtés és a közlekedés értékeinek meredeksége a legnagyobb, a villamos energiáé a legkisebb (5. ábra). Ez azt jelenti, hogy energiafelhasználás szempontjából a fűtés és közlekedés szélső értékei távolabb vannak egymástól, a közöttük levő különbség fűtésnél: 8703 MJ/fő, közlekedésnél: 4242 MJ/fő. A legkisebb meredekség a villamosenergia-fogyasztásnál látható, itt a különbség csak 892 MJ/fő. Ha a szélső értékekhez rendeljük a településeket, akkor a fűtés és közlekedés esetén Baja, mint legnagyobb energiafelhasználó 8703 MJ/fő (fűtés), illetve 4242 MJ/fő (közlekedés) energiafogyasztás többlettel él a legkisebb fogyasztású Rémmel képest. Ha ehhez még a villamosenergia-felhasználás különbséget is hozzáadjuk, akkor összesen 13837 MJ/fő többlet energiafogyasztással élnek Baján, mint Rémen. Ez a többlet energiafogyasztás 969,3 kg/fő CO₂e terhelést jelent a légkörre évente.

A villamosenergia-felhasználást vizsgálva – mivel ennek függvénye kis meredekségű – az energiabevétel két szélső értéke között jóval kisebb a különbség, vagyis az országos átlagtól csak 892 MJ-lal kevesebb villamos energiával élnek a rémi lakosok. A kis meredekségből adódik az is, hogy kis energiakülönbség is nagy CO₂e kibocsátást okoz. Mindhárom tevékenység esetén a rémi lakosok energiafogyasztása és CO₂e kibocsátása a legkisebb. A fűtés és közlekedés energiafelhasználásában és CO₂e kibocsátásában Baja vezet, a villamosenergia-fogyasztás esetén pedig az országos átlag a legmagasabb érték.



5. ábra A három kiválasztott település ÜHG eredményei a felhasznált energiamennyiségek függvényében

Figure 5. The GHG results of the three selected settlements depending on amounts of energy used

A CO₂ elnyelés növelésének lehetőségei

Ha az összlakosság vizsgált tevékenységei által felszabadult CO₂ értékeket összevetjük a hazai erdők nagyságával (KSH 2010), illetve azok CO₂ elnyelő kapacitásával, akkor kiderül, hogy a lakosság által kibocsátott CO₂-t képes-e a hazai erdőállomány elnyelni vagy plusz terhelést okoz a légkörnek (1. táblázat).

A vizsgált tevékenységekből egy lakosra 3283,9 kg CO₂ emisszió adódott. Ezt az értéket a hazai népességszámra vetítve 32 millió tonna CO₂ kibocsátást kapunk. Az OMSZ által figyelembe vett hazai erdők elnyelő kapacitása 3,1 millió tonna CO₂ volt 2009-ben. Így csak a legnagyobb energiafogyasztással járó végfelhasználási tevékenységekből 10,6-szor több CO₂ keletkezett a lakosság által, mint a hazai erdők elnyelő kapacitása. Ez azt is jelenti, hogy a hazai erdők nagysága nem elegendő a jelenlegi antropogén CO₂ emissziót semlegesíteni. 10,6-szor nagyobb területűnek kellene lennie, ha azt szeretnénk, hogy a kiszámolt CO₂ érték ne terhelje a légkört.

1. táblázat A vizsgált tevékenységek során egy lakos által kibocsátott CO₂ átváltása erdőterületre
Table 1. Conversion of CO₂ emitted by a capita to forest area in the investigated actions

	Jelenleg adott hazai adatok	CO₂ kibocsátás elnyelés miatt szükséges lenne	Hiány
Összerdő terület (ha)	1 890 866	20 043 179,6	10,6-szoros
Összerdő terület CO ₂ elnyelő képessége (t)	3 100 000	32 886 038,5	10,6-szoros

Ha a hazai erdőterület nagyságához igazítjuk a CO₂ kibocsátást, akkor 3283,9 kg/fő helyett 309,8 kg/fő kibocsátás lenne megengedett. Vagyis 10,6-szor kevesebb energiafelhasználásból származó CO₂ emisszióval szabadna élnünk, mert ennyit lenne képes semlegesíteni a hazai erdőterület.

Ha Magyarország területéhez viszonyítjuk az eredményeket, akkor látható, hogy hazánk 9 303 600 ha összterületének erdősítése sem oldaná meg a problémát, mert még ez a terület is fele akkora, mint amennyire szükség lenne (1. táblázat).

Az előzőekben felvázolt erdőterületek maximalizálása megvalósíthatatlan, ezért a CO₂ elnyelés lehetőségeit kutatva érdemes alapul venni az agrárium fenntarthatóság kritériumainak megfelelő termelési struktúráját. Ezek szerint a jelenlegi művelési ágak javasolt területi változásai – szántó csökkentése és a gyepterület növelése – nem befolyásolja jelentősen a CO₂ elnyelés mértékét. Viszont az erdőterület 41%-os javasolt növelése (TAR F. 2008) körülbelül ugyanennyi százalékkal járulna hozzá a légkör CO₂ elnyeléséhez.

További lehetőségeket hordoz a barnamezős területek intenzív fásítása. Ezek nagyságára vonatkozólag hazai adatok még nincsenek, mert az ilyen jellegű kutatások egyelőre lokális szinten tartanak.

Köszönetnyilvánítás

Köszönetet szeretnék mondani Dr. Elek Lászlónak, Kis-Kovács Gábornak és Szabados Györgynek a tanulmány elkészítésében nyújtott szakmai segítségükért.

Irodalom

- EDGAR G. H., GLEN P. P. 2009: Carbon Footprint of Nations: a Global, Trade- Linked Analysis. *Environmental Science and Technology* 43: 6414-6420.
- ELEK L. 2009: A háztartások energiafogyasztása. Energia Központ Nonprofit Kft., Budapest.
- ELEK L. 2010: A közlekedési szektor energiafogyasztása Magyarországon 2000-2009. Melléklet. Energia Központ Nonprofit Kft., Budapest.
- FÖLDI G. (szerk.) 2011: A fenntartható fejlődés indikátorai Magyarországon. KSH, Budapest.
- KÖZLEKEDÉSTUDOMÁNYI INTÉZET NONPROFIT KFT 2010:
- KSH 2010: Statisztikai Évkönyv. Központi Statisztikai Hivatal, Budapest.
- NATIONAL INVENTORY REPORT FOR 1985-2009.
- TAR F. 2008: Fenntartható földhasználati stratégia kialakítása Magyarországon. PhD értekezés. Szent István Egyetem, Gödöllő.
- <http://www.odyssee-indicators.org/>
- http://unfccc.int/national_reports/annex_i_ghg_inventories/national_inventories_submissions/items/5888.php
[p://www.akg-info.hu/portal/index.php?option=com_content&view=article&id=25%3Afenntarthato-foeldhasznalati-strategia-kialakitasa-magyarorszagon&Itemid=18](http://www.akg-info.hu/portal/index.php?option=com_content&view=article&id=25%3Afenntarthato-foeldhasznalati-strategia-kialakitasa-magyarorszagon&Itemid=18)
- <http://www.klimairoda.hu/karbonpiac/download/kiadvanyok/Karbongazdas%C3%A1gtan.pdf>
- <http://www.kti.hu/index.php?mact=Album,m5,default,1&m5albumid=123&m5page=5&m5returnid=503#link>

GREENHOUSE GAS EMISSIONS OF POPULATION AND OPPORTUNITIES OF NEUTRALISE

M. PATOCSKAI², T. GYÖRFI²

¹Eötvös József College, Faculty of Education, H-6500 Baja, Szegedi út 2.

²Eötvös József College, Engineering and Economics Faculty, H-6500 Baja, Bajcsy-Zsilinszky street 14.
 e-mail: patocskai.maria@ejf.hu

Keywords: amounts of energy used, greenhouse gas emissions, conversion of forest area

Due to globalization of environmental problems it becomes increasingly topical to quantify environmental impacts from household consumption. From the different methods available I have chosen the calculation of GHG (greenhouse gas) emissions, which is based on lifestyle connected population activities derived from fossil resources. I have relied on the three lifestyle connected activities involving the highest energy consumption: electricity consumption, transport and heating. Based on the above strategy the national average and the average per capita of seven plain towns were calculated. In order to be able to interpret the results, first the resulting values were compared to the GHG national inventories. For further clarification I converted them (the results) into area based data: comparing them to the absorbing capacity of the Hungarian forests. I have also examined the ratio of greenhouse gases and of the energy used by the chosen lifestyle connected activities. The results shed light on the extent of pollution deriving from energy requiring human activities.

The personal responsibility of the general public aware of environmental issues and consumer responsibility are not at all negligible.

**APPLICATION OF GEOINFORMATION TECHNOLOGIES FOR THE
ASSESSMENT OF LANDSCAPE STRUCTURE USING LANDSCAPE-
ECOLOGICAL INDEXES
(CASE STUDY OF THE HANDLOVÁ LANDSLIDE)**

Jana OLÁHOVÁ¹, Mataj VOJTEK¹, Martin BOLTIŽIAR^{1,2}

¹ Department of Geography and Regional Development, Faculty of Natural Sciences, Constantine the Philosophers University in Nitra, Trieda A. Hlinku 1, 949 74 Nitra, Slovak Republic

² Institute of Landscape Ecology, Slovak Academy of Sciences, Akademická 2, 949 01 Nitra, Slovak Republic;
e-mail: jolahova@ukf.sk

Keywords: landscape indexes, landscape structure, V-LATE, StraKa, Patch Analyst, GIS, landslide

Summary: New versions of geoinformation technologies and its various extensions enable to obtain quality and more accurate information about the landscape and its properties. The aim of the paper is to point out to the use of selected extensions in geographic information systems (GIS) which make the time-consuming and complex calculations within the analysis, assessment and interpretation of the landscape more effective. With the use of digital vector map, it is possible, by the means of GIS extensions, to calculate the number, shape, size, dispersion, diversity, neighboring relations of patches as well as many other indexes. In the paper, we deal with three extensions (V-LATE, Patch Analyst, and StraKa) that are compatible with ArcGIS/ArcView software. These specialized extensions were applied for the analysis of the spatial landscape structure in the area of the catastrophic Handlová landslide from the year 1961 which was analyzed also in terms of changes in landscape structure for the time period of 228 years.

Introduction

Rapid development of information technologies, which have changed many Earth sciences, did not avoid even the landscape ecology. The new versions of geoinformation technologies particularly geographic information systems (GIS) and their various extensions enable to obtain quality and more accurate information about the landscape and its properties. The condition of landscape and its changes can be interpreted with the use of selected landscape-ecological indexes which can identify trends in development of shape, size, edge length, diversity of landscape elements as well as the heterogeneity of area or other special purpose properties. Consequently, the obtained results can be applied in other practices of landscape-ecological and geographical research.

Assessment of spatial structure of the landscape patches and their specific properties has great importance in the current geo-ecological research. It appears in the works of several authors (MCGARIGAL and MARKS 1995, FRANKLIN and FORMAN 1987, GUSTAFSON 1998, JAEGER 2000, HERZOG et al. 2001, LIPSKÝ and KALINOVÁ 2001, MCGARIGAL 2002, DIBARI 2007, MOSER et al. 2007, ARAÚJO et al. 2008, SUNDELL-TURNER and RODEWALD 2008, GARDNER et al. 1987, GARDNER and O'NEILL 1991, BALEJ 2006, BOLTIŽIAR 2007, OLÁHOVÁ and VOJTEK, BOLTIŽIAR 2012, GAJDOŠ et al. 2012, KILIANOVÁ et al. 2009). Its justification lies mainly in maintaining the ecological stability of the landscape, sustainable development or landscape potential and plays an important role in identifying the socio-economic impact on the landscape. It is also useful in other methods and techniques of landscape-ecological research.

The aim of the paper is to point out to the use of selected GIS extensions which make the time-consuming and complex calculations, within the analysis, assessment and interpretation of selected landscape properties, more effective. They were applied for the analysis of the trend in development of spatial landscape structure in the area of Handlová

landslide from the year 1961 which was identified via changes in the landscape structure using landscape-ecological indexes. The indexes represent algorithms which quantify specific characteristics of spatial structure of patches/polygons. They are calculated in relation to the defined spatial units (GULINCK and WAGENDORP 2002). There are indexes that quantify composition of landscape polygons regardless of their spatial distribution as well as indexes interpreting their spatial configuration (MCGARIGAL and MARKS 1995, FORMAN and GODRON 1986, FORMAN 2006). The composition deals with the number and occurrence of different types of landscape segments while configuration reflects their spatial arrangement (MCGARIGAL and MARKS 1995). Quantification of landscape with the use of indexes also includes the measurements of diversity, homogeneity or heterogeneity of the landscape.

In order to mathematically capture the quantifying properties of landscape structure by the means of a number of numerical indicators, several specialized software were developed. These numerical indicators are described in the works of CUSHMAN et al. (2008), CUSHMAN and MCGARIGAL (2008), LAUSCH and HERZOG (2002), TURNER and GARDNER (1991), etc.; therefore, we will not deal with them in more detail in this paper.

Selected landscape-ecological indexes can be divided into five categories:

1. Patch size indexes - Mean Patch Size (MPS), Median Patch Size (MEDPS), Relative Area (RA), Accessibility (A_i),
2. Shape indexes - Mean Shape Index (MSI), Area-weighted Mean Shape Index (AWMSI), Mean Fractal Dimension (MFRACD), Area-weighted Mean Patch Fractal Dimension (AWMPFD),
3. Edge indexes - Edge Density (ED), Total Edge (TE),
4. Core area indexes – Total Core Area (TCA), Disjunct Core Areas (DCA), Number of Core Areas (NCA), Core Area Index (CAI),
5. Diversity indexes - Shannon's Diversity Index (SDI), Shannon's Evenness Index (SEI), Dominance, Richness.

The particular extensions that can be used for calculations of landscape-ecological indexes are described in materials and methods of research.

Study area

The study area is represented by the Handlová landslide from the year 1961 with an area of 737.8 hectares (Figure 1.). It is located in the cadastral area of the Handlová Town within the geomorphological units of the Hornonitrianska basin and the Kremnica Mountains (MAZÚR and LUKNIŠ 1986).

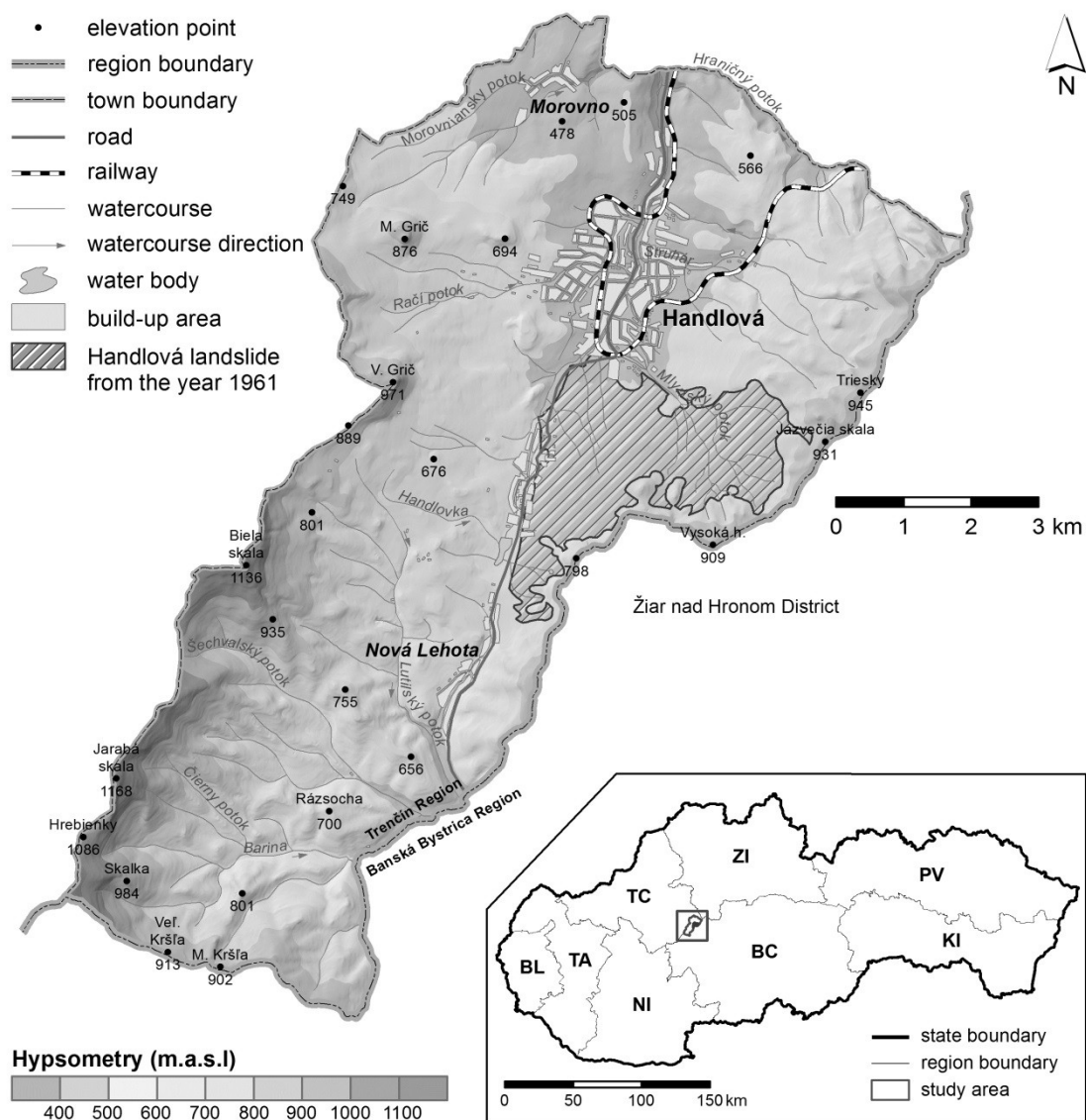


Figure 1. Study area – Handlová landslide from the year 1961
 1. ábra A vizsgálati terület – a nyitrabányai földcsuszamlás 1961

The landslide, which was activated in the southeastern part of the town, belongs to one of the largest natural disasters that have occurred in Slovakia. It developed in the environment of Paleogene clays and marly shales (bedrock of landslide masses at the bottom of the landslide), upon which there are Neogene rocks - Baden clays, claystones and marls (they create bedrock in the middle part of the landslide slope) and the highest part is made of the so-called gravel series, consisting of coarse-graded sand, which ascends in the rift part of the landslide. Above these sediments, there are volcanic overlaying andesites and agglomerating tuffs forming partly the rift zone of the landslide and also occurring as slags in lower slope positions. In terms of formation and activation of the landslide movements, the most important are alternating positions of permeable and impermeable rocks along with the lift groundwater horizons. The specific feature of the area is the presence of permeable position of gravels at the top of the landslide which mediates constant saturation of landslide masses with the water. Total length of the landslide was 1800 meters (14.5 million m³ of subsided material). The east side of the main landslide began to move about 14 days later. Its length reached 1 km and volume of the subsided material was about 5.7 million m³ (NEMČOK 1982).

After the landslide stopped moving in the summer of 1961, there were recorded other movement activities in 1967, 1970, 1977, 1991. Remediation works were made focusing primarily on dewatering of the slope. In particular stages of survey and remediation, the network of monitoring objects was built and short-term monitoring was realized (WAGNER et al. 2008).

In the study area, the slope values range from 2°-35° which also has a significant impact on the landslide movement. Maximum altitude is 736 meters above sea level and difference between minimum and maximum elevation is 259 meters.

Based on the subsequent extensive engineering-geological and geotechnical surveys and measures, it was decided in 1980 to build a stabilization embankment. Furthermore, part of the Handlovka watercourse with its tributary was covered. The embankment is recorded as water structure and waste rocks began to deposit since 1983. The area is being monitored since 1993 (WAGNER et al. 2008).

Material and methods

For a detailed understanding of the development of the study area, it was necessary to deal also with the analysis of landscape structure and its changes. The background material was represented by maps from the years 1783/1785 (map of the First Military Survey in a scale of 1 : 28 800), 1845 (map of the Second Military Survey in a scale of 1 : 28 800), 1936 (map of the Third Military Survey in a scale 1 : 25 000), 1956 (topographic map in a scale 1 : 25 000), 1987 (topographic map in a scale 1 : 25 000) and aerial photography from the year 2003 (scale 1 : 2 000) and 2009 (scale 1 : 2 000) which were updated with field survey in 2011.

After georeferencing maps, we created a polygon layer of landscape structure. We identified 26 landscape elements which were then classified into groups. The classification was based on the work of RUŽIČKA (2000) who divides landscape elements into 6 basic groups which were adjusted, considering the aim of the paper, to 8 groups according to OLÁHOVÁ and BOLTŽIAR (2009), MOJSES and BOLTŽIAR (2011):

1. Group of elements of forest and non-forest woody vegetation
2. Group of elements of permanent grasslands
3. Group of elements of agricultural crops
4. Group of bedrock and substratum elements
5. Group of elements of watercourses and water bodies
6. Group of residential elements and recreational areas
7. Group of technical elements
8. Group of transportation elements

Based on the landscape elements, we analyzed and assessed selected properties of the landscape with the use of the following three extensions in GIS:

StraKa

StraKa is a GIS toolbox for the analysis of landscape structure. It represents a programmed set of solutions for complex formulas collectively published by FORMAN and GORDON (1986). The tool is designed in the form of toolbox – user extension of ArcGIS software and is fully functional under ArcInfo license. In the basic ArcView license, the only tools that work are Geometry, Number of Entities, Statistics, and Shape of Patch. Toolbox is divided into two toolsets: Index of Landscape and Description of Landscape. Toolbox was created during the years 2007-2008 at the Department of Geoinformatics, Palacky University in Olomouc (PECHANEC et al. 2008).

Vector-based Landscape Analysis Tools Extension (V-LATE)

V-LATE provides a set of frequently used so-called metric functions (landscape indexes) to study and determine the landscape structure. The extension was developed within the SPIN project at the University of Salzburg in GIS laboratory of the Department of Geoinformatics. It works with vector-based data of polygon topology having shapefile format. GRID and geodatabase files are not supported. Projection on-the-fly is not yet supported by this extension and it works only with the projected data. V-LATE uses seven different types of analyses: area analysis (area calculations), form analysis, edge analysis, core area analysis, proximity analysis, diversity analysis, and subdivision analysis.

Patch Analyst

Patch Analyst is an extension which allows spatial analysis of the landscape, supports the modelling of habitats, biodiversity conservation, and forest management. Patch Analyst for ArcGIS is available in two versions: Patch for processing polygon layers and Patch Grid for raster (grid) layers. Menu of Patch Analyst version 3.12 consists of 12 functions which are divided into four thematic groups. The first group includes production of new layers, the second group deals with setting the parameters, the third group works with attribute modeling, and the fourth group works with spatial operations.

When analyzing the landscape of the study area using landscape-ecological indexes, we analyzed only two time horizons 2003 and 2011 due the fact that they are developed on the basis of aerial photographs that enable more detailed digitization of landscape elements compared to already generalized maps.

Results

The maps of landscape structure for the whole period of years 1783-2011 represent a unique and time-extensive database (228 years) about the study area (Figure 2.). Based on these maps, each time period was analyzed in terms of impact of the landslide on the landscape structure.

Slope deformations in the study area represent a dominant barrier that significantly affects the land use. Intensive remediation works along with stabilization measures were carried out in the area. A common feature of landslides is that they not only remove, destroy and weaken soil and mainly vegetation cover, but they also negatively distort and change elements of the landscape structure.

Prior to 1960 in the landslide area, the group of elements of permanent grasslands (ø 377.4 hectares) and the group of elements of agricultural crops (ø 238.7 hectares) prevailed regarding their area. After the landslide in 1960, the group of elements of forest and non-forest woody vegetation (ø 587.3 hectares) prevailed. This was caused by overbuilding the landslide with stabilization embankment and its following recultivation (especially planting out *Picea abies*).

The group of residential elements and recreational areas was affected by the landslide especially in the composition of landscape elements. Before the catastrophic landslide (until 1960), the landscape element of individual housing covered approximately 2 hectares of the study area. After the year 1960, the area of this landscape element had only 0.8 hectares. It was destroyed as a result of the landslide, but the group of residential elements and

recreational areas did not extinguished because after the year 1985, a new landscape element of cottages and recreational areas was built there (ø 3 ha).

Group of transportation elements and group of elements of watercourses and water bodies were affected by the landslide mainly through the transshipment of the main road connecting the Handlová Town and Žiar nad Hronom Town and regulation and overlay of the Handlovka watercourse.

Furthermore, the landslide affected the group of technical elements mainly by destroying and overwhelming the mine workings.

Until 1960, the study area was used mainly for agricultural purposes, particularly for grazing cattle and to a lesser extent for crop cultivation. Changes in the landscape structure of the study area were particularly significant after 1960 when the landscape was changing from agricultural to natural. The causes of the transition of agricultural landscape to natural landscape after 1960 were instability and tendency for landslides which prevented the agricultural utilization of the landscape. Subsequently, the *Picea abies* was planted out and was mixed with other woody vegetation and during 50 years, it went through the plant succession to the climax stage forming a mixed forest. This supported the stability of the area after the year 1960 which led also to the transformation from agriculturally utilized landscape to natural landscape.

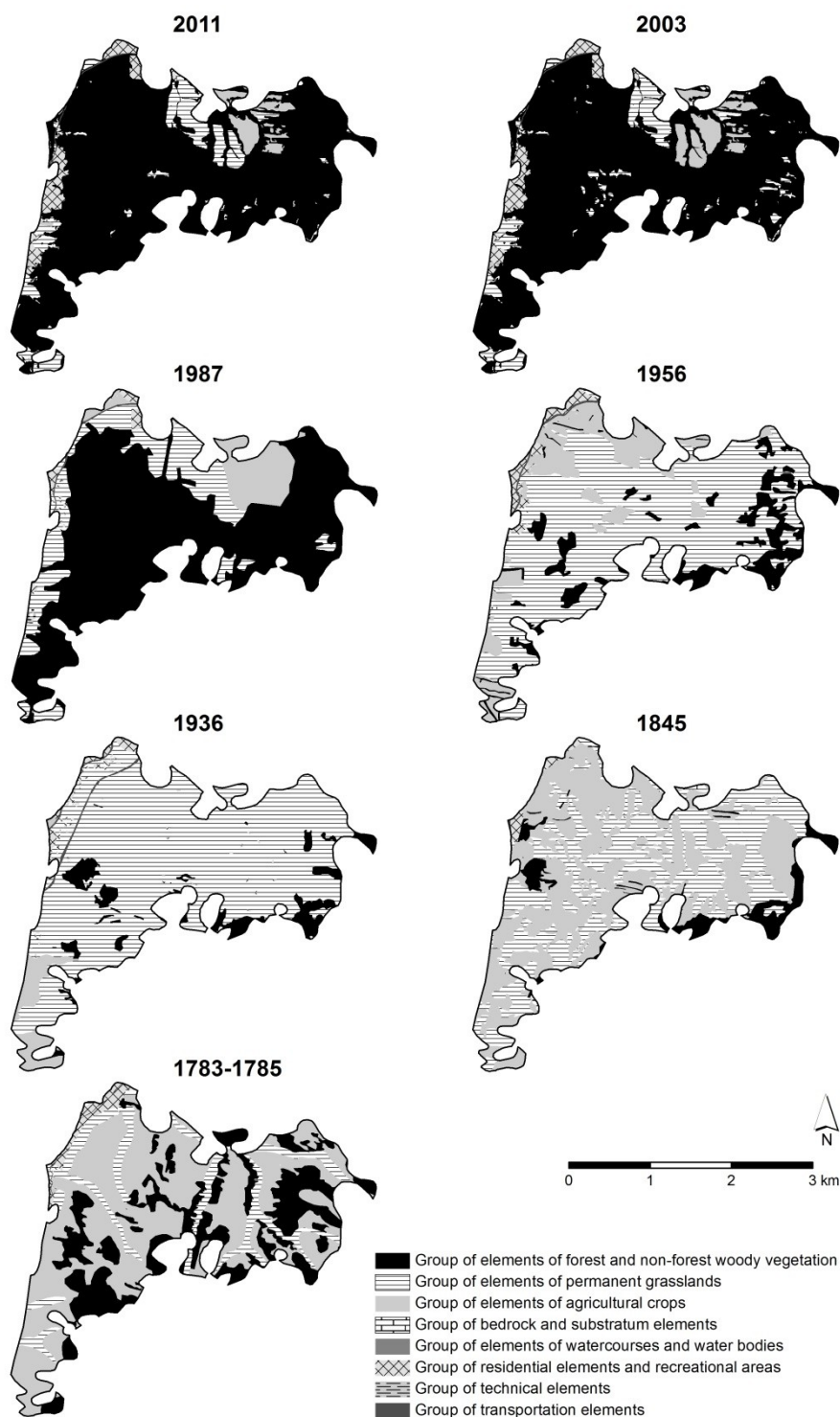


Figure 2. Landscape structure of the Handlová landslide in the years 1783-2011
 2. ábra A nyitrabányai földcsuszamlás tájstruktúrája 1783-2011

Landscape-ecological indexes

The patches (landscape elements) in the landscape can be classified according to their origin or the mechanism by which they originated. When analyzing the different types of patches, we wanted to point out the causal mechanisms and the actual variability of the patches so that we can get an overview of the development, stability and future trend of the patches.

However, all these phenomena cannot be understood as a simple cause and effect relationship because in the landscape there are many random (stochastic) impacts (FORMAN and GODRON 1986).

We analyzed the following selected properties of patches applying landscape-ecological indexes in GIS: their size, shape, number, location in the landscape, etc.

In both years, the highest number of patches (NP) has the landscape element of meadow vegetation. Since 2003, the number of patches in the area decreased which was caused by the modification of some of the patches within the group of elements of permanent grasslands to the group of elements of forest and non-forest woody vegetation and also by the change from patches of landscape element of shrub vegetation to the landscape element of mixed forests. Permanent grasslands have undergone plant succession, turned into shrub and thus were included into the group of elements of forest and non-forest woody vegetation. The shrub vegetation went through the climax stage and was assigned to the landscape elements of mixed forests. The number of patches in the group of elements of permanent grasslands as well as in the group of elements of forest and non-forest woody vegetation decreased since smaller patches of landscape elements were linked.

Furthermore, the patch density (PD) decreased in the study area which is caused by the same processes as those regarding the number of patches.

Patch size indexes

The mean patch size (MPS) in the study area increased. However, the value and size of some landscape elements in the group of elements of forest and non-forest woody vegetation and group of elements of agricultural crops decreases. Especially, the value of landscape elements that are strongly influenced by man decreased.

As an example we can mention the landscape element of forest path, where its size is affected by the forest management and plant succession. Moreover, it is the landscape element of small-area and narrow fields where the agricultural land became fallow land. The landscape elements in the group of residential elements and recreational areas, group of elements of watercourses and water bodies, group of transportation elements, and groups of bedrock and substratum elements (mainly the landscape element of natural rock formations) retain the stable values of mean patch size. The size of these groups of the landscape elements have not changed for a long time; therefore, they have stable values of mean patch size in this time period. MPS values increase due to the increase in size of landscape elements, which is linked to the landscape elements with the decreased size of their area. For example, the value of mean patch size of the landscape element of shrub vegetation declined due to plant succession and thus the value of mean patch size of landscape element of mixed forests increased.

The median patch size (MEDPS) decreased which is related to the mean patch size and complexity of the patch shape.

The patch size indexes also include the accessibility index (A_i) and relative area (RA) which were calculated using the StraKa extension. Relative area (RA) of some of the landscape elements increased (mixed forest, meadow vegetation with trees, small forests, etc.) which means that also their size widened. Accessibility index (A_i) in the study area increased due to increased size of landscape elements in 2011. However, also the shape and distribution of patches in the landscape has an impact on the accessibility of patches.

Shape indexes

The mean shape index (MSI) approximates 1 in the landscape elements of solitary forests (1.2), other water bodies (1.2) and in the landscape elements of residential and recreational areas and thus their shape is nearly circular which is due to their small size. Conversely, the most complex shape have the landscape elements in the group of the transportation elements (e.g. main-national roads which are significantly elongated or even have a linear character), in the group of elements of forest and non-forest woody vegetation (e.g. forest path (3.4), linear gappy woody vegetation (2.8), small forests (2.3), mixed forests (2.1)), and in the group of the elements of permanent grasslands (grass balk 2.3) which is due to large area of these landscape elements and due to other elements complicating their shape (e.g. through permanent grassland areas may pass a linear woody vegetation, etc.). The mean shape index for all groups of landscape elements is about the same in both years. Mean value is 1.7 which means that the patches are slightly elongated.

Values of area-weighted mean shape index (AWMSI) slightly increased in the study area. It indicates that there are geometrically more complex shapes of patches which are typical for natural or unchanged landscape. Fragmentation caused by human activities, simplifying the shapes of patches, is not so evident.

The mean fractal dimension (MFRACD) has the lowest values (1.4) in the group of residential elements and recreational areas (landscape elements of playgrounds, cottages and recreational areas, parking lots and other parking areas) and in the group of elements of forest and non-forest woody vegetation (landscape element of shrub vegetation 1.4). On the contrary, the highest values are reached in the group of elements of forest and non-forest woody vegetation (landscape element of solitary forests 1.8), in the group of elements of permanent grasslands (meadow vegetation 2.0 and meadow vegetation with trees 1.9), and in the group of residential elements and recreational areas (landscape element of individual housing 1.7). The low value of mean fractal dimension is typical for a landscape that is agriculturally utilized and conversely high value indicates the natural landscape. In the study area, the value of mean fractal dimension is about 1.5 which indicates more or less natural shapes of the landscape structure.

Regarding the area-weighted mean patch fractal dimension (AWMPFD), both time horizons have the same values (1.4). AWMPFD is assessed similarly as fractal dimension and its values range from 1.3 to 1.8 which means that more complex shapes of landscape elements dominate in the study area.

Edge indexes

Edge density (ED) reaches the highest value in both time horizons in the landscape elements of mixed forests, meadow vegetation, meadow vegetation with trees, and orchards. These landscape elements have slightly upward trend of the index because of the rising fragmentation of their sizes and generally their larger size (e.g. meadow vegetation is interwoven with the linear woody vegetation and groups of tree vegetation, etc). The lowest values of edge density are in the landscape elements of solitary forests, other water bodies, parking lots and other parking areas, etc. which is caused by their small size and low fragmentation.

Edge density decreases which is due to less fragmentation of sizes of particular landscape elements compared to the year 2003.

The total edge (TE) decreases in the study area which is caused by the decrease in the number of landscape elements as well as in their size.

Core area indexes

Before the analysis of core area indexes, it was necessary to create core areas of patches (boundary polygons) in ArcGIS Desktop 10 software with the use of the V-LATE extension which is further described in the material and methods of the paper. Using these boundary polygons, we determined the total core area (TCA), disjunct core areas (DCA), and core area index (CAI).

Core area indexes integrate the size, shape and edge distance of patches in a single measurement. They reflect the transition zone of adjacent landscape elements using the boundary polygon (see MCGARIGAL and MARKS 1995, NEEL et al. 2004).

In the study area, the value of the total core area (TCA) increased due to a larger number of patches with core areas in 2003. The largest total core area of patches have the landscape elements of mixed forests, meadow vegetation with trees, meadow vegetation, orchards, and parks and residential vegetation with trees and shrubs. This is due to their large size. Conversely, the smallest value of TCA have the small sized landscape elements (solitary forests, other water bodies, groups of trees, etc.).

The disjunct core areas (DCA) decreased in the study area which is related to the decrease in the number of landscape elements. The more landscape elements in the landscape structure, the higher number of disjunct core areas (DCA).

The number of core areas (NCA) also decreased which is caused by a smaller number of patches in 2011.

On the contrary, the core area index (CAI) increased in the study area due to a smaller size of the total core area in 2003. The average value of CAI in the study area during the whole period is 85.5%.

Diversity indexes

Shannon's diversity index (SDI) represents the landscape diversity based on two components, the number of different types of patches and their size proportion. It grows with the increasing number of patch types or if the spatial representation of different types becomes uniform. The maximum value is reached when the maximum number of patches of the groups of landscape elements is represented equally in the landscape structure (BALEJ 2006). Although the species diversity in the study area slightly decreases (which is affected by the decline in the number of particular landscape elements - mixed forests, meadow vegetation, shrub vegetation, glades, etc. and also due to their size and distribution in the study area), the average value of SDI is 0.9 which means that the study area is heterogeneous.

Shannon's Evenness Index (SEI) expresses the distribution and representation of landscape elements (MCGARIGAL and MARKS 1995). It has a value of 0.3 in the study area which means that the distribution of patches in the landscape structure is uniform.

The Dominance has a value of approximately 2.4 in the study area which means that there are less landscape elements with the equal proportion of the size. Dominance slightly rises in the study area which means that the number of landscape elements with the same proportion of the size decreases.

The Richness increases in the study area which is caused by a new landscape element of playgrounds. This landscape element was added up in 2005.

Table 1. Landscape-ecological indexes of landscape elements in the year 2003
 1. táblázat A tájelemek tájmetriai mutatói 2003-ban

2003															
Landscape-ecological indexes															
Landscape	NP	MPS	MEDPS	RA	Ai	MSI	AWMSI	MFR	AWM	ED	TE	TCA	NCA	CAI	
Element	Ha	ha	%					ACT	PFD	ha	m	ha		%	
113	22	27,38	0,08	81,66	43,44	2,07	5,24	1,58	1,38	81,32	59997,5	544,81	38	90,43	
121	2	0,22	0,12	0,06	0,79	2,31	2,55	1,55	1,56	1,07	789,63	0,01	2	3,28	
122	8	0,07	0,05	0,08	0,94	1,32	1,35	1,49	1,46	1,32	973,47	0,03	8	5,23	
123	3	0	0	0	0,08	1,17	1,16	1,77	1,75	0,11	80,38	0	3	0	
124	7	0,55	0,57	0,52	2,24	1,41	1,47	1,38	1,38	3,48	2568,14	1,62	8	42,25	
132	3	0,44	0,25	0,18	1,6	2,76	2,62	1,57	1,52	2,38	1752,86	0,23	3	17,71	
151	1	2,74	2,74	0,37	1,97	3,41	3,41	1,49	1,49	2,71	1999,82	0,85	5	30,84	
152	4	0,38	0,23	0,21	1,12	1,31	1,31	1,38	1,37	1,52	1118,36	0,58	4	38,27	
221	61	0,61	0,18	5,02	19,78	1,64	1,79	2	1,39	29,47	21741,27	20,08	80	53,87	
222	14	1,3	0,1	2,46	5,13	2,06	2,54	1,9	1,38	8,11	5985,55	13,25	17	73,02	
231	4	0,06	0,04	0,03	0,44	1,48	1,51	1,54	1,51	0,65	483,2	0,01	4	4,1	
241	1	0,68	0,68	0,09	0,65	2,33	2,33	1,48	1,48	0,93	683,57	0,17	2	24,58	
312	2	6,12	5,72	1,66	3,18	1,81	1,82	1,34	1,34	4,31	3180,13	9,17	2	74,93	
321	13	1,82	0,74	3,22	8,29	1,73	1,81	1,43	1,35	12,2	9002,91	15,94	16	67,21	
411	2	0,17	0,05	0,05	0,23	1,24	1,11	1,43	1,36	0,42	312,41	0,12	2	36,14	
421	5	0,06	0,03	0,04	0,44	1,3	1,3	1,7	1,44	0,64	473,18	0,06	5	18,46	
441	2	0,77	0,02	0,21	0,36	1,94	1,37	1,56	1,33	0,99	726,8	0,98	2	63,83	
522	1	0,07	0,07	0,01	0,11	1,21	1,21	1,45	1,45	0,15	110,74	0	1	0	
611	20	0,03	0,03	0,07	1,36	1,39	1,32	1,73	1,54	1,94	1431,55	0	20	0	
631	11	0,27	0,11	0,4	2,41	1,64	1,68	1,53	1,42	3,79	2793,83	0,9	13	30,56	
651	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
671	8	2,48	0,3	2,69	6,43	2,22	2,75	1,51	1,41	11,06	8160,45	12,94	17	65,27	
681	3	1,4	0,7	0,57	0,87	1,25	1,3	1,35	1,3	1,83	1351,82	2,97	3	70,67	
691	1	0,32	0,32	0,04	0,25	1,31	1,31	1,38	1,38	0,36	262,64	0,1	1	30,93	
721	2	0,23	0,13	0,06	0,46	1,46	1,57	1,43	1,43	0,68	500,34	0,08	2	17,88	
811	2	1,01	1,01	0,27	3,21	4,66	4,66	1,61	1,61	4,5	3317,26	0	2	0	

Landscape element: 113 Mixed forests, 121 Small forests, 122 Groups of tree vegetation, 123 Solitary forests, 124 Shrub vegetation, 132 Linear gappy woody vegetation, 151 Forest path, 152 Glades, 221 Meadow vegetation, 222 Meadow vegetation with trees, 231 Unused permanent grasslands without tree vegetation, 241 Grass balk, 312 Small-area and narrow fields, 321 Orchards, 411 Bedrock baring, 421 Natural rock formations, 441 Tailings pile, 522 Other water bodies, 611 Individual housing, 631 House gardens, 651 Playgrounds, 671 Parks and residential vegetation with trees and shrubs, 681 Cottages and recreational areas, 691 Parking lots and other parking areas, 721 Farms, farmyards, 811 Main-national roads

2. táblázat A tájelemek tájmetriai mutatói 2003-ban
 Table 2. Landscape-ecological indexes of landscape elements in the year 2011

2011														
Landscape-ecological indexes														
Landscape element	NP	MPS	MEDPS	RA	Ai	MSI	AWMSI	MFRAC T	AWMPFD	ED	TE	TCA	NC A	CAI
		ha	ha	%						ha	m	ha		%
113	18	33,71	0,08	82,20	35,90	2,07	5,44	1,60	1,38	71,10	52456,66	556,88	33	91,79
121	3	1,07	0,31	0,44	1,70	2,21	2,09	1,49	1,41	2,68	1980,07	1,67	3	52,14
122	8	0,07	0,05	0,08	0,94	1,32	1,35	1,49	1,46	1,32	973,47	0,03	8	5,23
123	3	0,00	0,00	0,00	0,08	1,17	1,16	1,77	1,75	0,11	80,38	0,00	3	0,00
124	6	0,58	0,51	0,47	2,11	1,35	1,40	1,37	1,36	2,91	2149,32	1,65	6	47,21
132	3	0,44	0,25	0,18	1,60	2,76	2,62	1,57	1,52	2,38	1752,86	0,23	3	17,71
151	2	1,14	1,05	0,31	1,63	2,14	2,15	1,43	1,43	2,20	1625,37	0,78	3	34,05
152	2	1,28	0,58	0,35	1,51	1,81	2,08	1,39	1,41	2,04	1506,26	1,20	3	46,77
221	37	0,80	0,17	4,01	13,96	1,72	1,91	2,00	1,40	21,37	15768,68	16,86	52	56,99
222	14	2,14	0,10	4,06	7,79	2,10	2,26	1,90	1,36	11,72	8645,40	22,35	17	74,65
231	4	0,06	0,04	0,03	0,44	1,48	1,51	1,54	1,51	0,65	483,20	0,01	4	4,10
241	1	0,68	0,68	0,09	0,65	2,33	2,33	1,48	1,48	0,93	683,57	0,17	2	24,58
312	2	0,44	0,11	0,12	0,50	1,51	1,58	1,43	1,40	0,90	663,74	0,32	2	36,21
321	13	1,82	0,74	3,22	8,29	1,73	1,81	1,43	1,35	12,20	9002,91	15,94	16	67,21
411	2	0,17	0,05	0,05	0,23	1,24	1,11	1,43	1,36	0,42	312,41	0,12	2	36,14
421	5	0,06	0,03	0,04	0,44	1,30	1,30	1,70	1,44	0,64	473,18	0,06	5	18,46
441	2	0,77	0,02	0,21	0,36	1,94	1,37	1,56	1,33	0,99	726,80	0,98	2	63,83
522	1	0,07	0,07	0,01	0,11	1,21	1,21	1,45	1,45	0,15	110,74	0,00	1	0,00
611	20	0,03	0,03	0,07	1,36	1,39	1,32	1,73	1,54	1,94	1431,55	0,00	20	0,00
631	11	0,27	0,11	0,04	2,41	1,64	1,68	1,53	1,42	3,79	2793,83	0,90	13	30,56
651	1	0,64	0,64	0,09	0,31	1,58	1,58	1,39	1,39	0,61	448,88	0,32	1	49,40
671	7	2,74	0,30	2,60	6,12	2,31	2,79	1,52	1,41	10,45	7711,57	12,62	16	65,80
681	3	1,40	0,70	0,57	0,87	1,25	1,30	1,35	1,30	1,83	1351,82	2,97	3	70,67
691	1	0,32	0,32	0,04	0,25	1,31	1,31	1,38	1,38	0,36	262,64	0,10	1	30,93
721	2	0,23	0,13	0,06	0,46	1,46	1,57	1,43	1,43	0,68	500,34	0,08	2	17,88
811	2	1,01	1,01	0,27	3,21	4,66	4,66	1,61	1,61	4,50	3317,26	0,00	2	0,00

Landscape element: 113 Mixed forests, 121 Small forests, 122 Groups of tree vegetation, 123 Solitary forests, 124 Shrub vegetation, 132 Linear gappy woody vegetation, 151 Forest path, 152 Glades, 221 Meadow vegetation, 222 Meadow vegetation with trees, 231 Unused permanent grasslands without tree vegetation, 241 Grass balk, 312 Small-area and narrow fields, 321 Orchards, 411 Bedrock baring, 421 Natural rock formations, 441 Tailings pile, 522 Other water bodies, 611 Individual housing, 631 House gardens, 651 Playgrounds, 671 Parks and residential vegetation with trees and shrubs, 681 Cottages and recreational areas, 691 Parking lots and other parking areas, 721 Farms, farmyards, 811 Main-national roads

Table 3. Overall landscape-ecological indexes for the study area in the years 2003 and 2011
 3. Táblázat A vizsgált terület összesített tájmetriai mutatói 2003-ban és 2011-ben

Landscape-ecological indexes									
2003	PD (#/100 ha)	NP	MPS (ha)	Ai	MEDPS (ha)	TE (m)	ED (ha)	MSI	AWMSI
	0,27	202	3,65	4,07	0,15	129797,82	175,93	1,73	4,66
	MFRACT	AWMPFD	SDI	SEI	Richness	Dominance	DCA	TCA (ha)	CAI (%)
	1,48	1,38	0,88	0,27	25	2,34	33 patches of 202	624,9	84,7
2011	PD (#/100 ha)	NP	MPS (ha)	Ai	MEDPS (ha)	TE (m)	ED (ha)	MSI	AWMSI
	0,23	173	4,26	3,59	0,13	117212,93	158,88	1,76	4,85
	MFRACT	AWMPFD	SDI	SEI	Richness	Dominance	DCA	TCA (ha)	CAI (%)
	1,54	1,38	0,85	0,26	26	2,405	28 patches of 173	636,2	86,2

Discussion and conclusion

To assess the trend in the development of spatial landscape structure of the study area applying landscape-ecological indexes, we used three selected methods represented by specialized software. These extensions are compatible with the ArcGIS software and work with vector data. In the initial phase of the landscape research applying landscape-ecological indexes, we also considered to use the Fragstats software. However, it was replaced by the extensions of V-LATE and Patch Analyst which contain comparable amount of formulas for computing landscape-ecological indexes.

The first method for calculating landscape-ecological indexes uses the StraKa toolbox and deals with the indexes that are described in the work of FORMAN and GODRON (1986). From all of the indexes, we purposefully selected for our research the index for calculating the relative area of patches and accessibility index.

The second method represents the V-LATE extension and it was used to calculate the core areas indexes (number of core areas, total core area, core area index, disjunct core areas) and diversity indexes (Richness, Dominance). These indexes were characterized according to MCGARIGAL (2002), MCGARIGAL and MARKS (1995), and MCGARIGAL and CUSHMAN (2005).

The third method analyzed diversity, shape, size and length of patch edges in the landscape. We used the Patch Analyst extension and calculated results were assessed according to same authors as in the second method.

There are other software can be used to calculate landscape-ecological indexes such as LEAP II or LANDISVIEW, but these are not compatible with the ArcGIS/ArcView software and therefore they were not used for our research.

New extensions for GIS enable to perform the research in a better and easier way. In the paper, we introduced some of the GIS extensions that are used for the assessment and analysis of landscape structure and can replace the lengthy calculations.

Applying landscape-ecological indexes in the study area, we found out that the number of patches declined mainly because of the plant succession. The mean patch size has a growing trend due to the increase of areas of landscape elements which is related to the landscape elements with the decreased area. The patches have slightly elongated shape and geometrically complex shapes of patches dominate which is typical for natural landscape. Edge density of patches decreased which is caused by less fragmentation of areas of

landscape elements as compared to the year 2003. In terms of diversity, the study area is heterogeneous. The distribution of patches is uniform and only few landscape elements with the same proportion of area can be found in the study area. The most stable are landscape elements in the group of residential elements and recreational areas, group of elements of watercourses and water bodies, group of transportation elements, and groups of bedrock and substrate elements because they have small size and their location in the landscape does not change.

Generally, we can point out that the development of the study area will be directed to natural landscape unless there will be another landslide movement that could significantly affect the landscape structure. Human impact will not be significant in the future since the study area is geologically instable. The construction of new residential blocks or other structures is not possible and agricultural production is limited. There are only small-area and narrow fields because the heavy machinery cannot be used and the land can be cultivated only outside the areas of remediation and stabilization works. The human impact would be probably seen mainly in the field of forestry (forest felling, planting new trees), recreation (gardening area in the western part of the landslide), and monitoring and regulating the area in terms of landslide activity.

Acknowledgments

The paper was prepared within the following projects: VEGA 1/0893/11 “Transformation of Nitra region in changes of socio-economical conditions and it’s regional development perspectives“ and KEGA GP No. 023UKF-4/2011 “Terrain geoecological research as a base for creating of education equipment”.

References

- ARAÚJO M. B. et al. 2008: Exposure of European biodiversity to changes in human - induced pressures. *Environmental Science and Policy*, 11: 38-45.
- BALEJ M. 2006: Landscape metrics as indicators of sustainable landscape. In: KRAFT S., MIČKOVÁ K., RYPL J., ŠVEC P., VANČURA M. (eds): *Česká geografie v evropském prostoru*. České Budějovice, pp. 292-299. (in Czech)
- BOLTIŽIAR M. 2007: Structure of the Tatras alpine landscape. Large scale mapping. Analysis and assessment of changes applying remote sensing. CPU, Nitra. (in Slovak)
- CUSHMAN S. A., MCGARIGAL K. 2008: Landscape metrics and scales of resolution. In: GADOW K. V. (ed.): *Adaptive Design of Forested Landscapes: The Multiple Path Principle*, Springer, New York, pp. 31-50.
- CUSHMAN S. A., MCGARIGAL K., NEEL M. 2008: Parsimony in landscape metrics: strength, universality, and consistency. *Ecological Indicators* 8: 691-703.
- DI BARI J. N. 2007: Evaluation of five landscape-level metrics for measuring the effects of urbanization on landscape structure: the case of Tucson, Arizona, USA. *Landscape and Urban Planning*, 79: 308-313.
- FORMAN R. T. T. 2006: *Landscape Mosaic*. Cambridge University Press, Cambridge.
- FORMAN R. T. T., GODRON M. 1986: *Landscape Ecology*. John Wiley and Sons, Inc., New York.
- FRANKLIN J. F., FORMAN R. T. T. 1987: Creating landscape pattern by forest cutting: ecological consequences and principles. *Landscape Ecology* 1: 5-18.
- GAJDOŠ A., KLAUČO M., ŠKODOVÁ M. 2012: Ecological significance of the forest ecotone vegetation in the Starohorské hills. *Geografický časopis*, 64:253-266.
- GARDNER R. H. ET AL. 1987: Neutral models for the analysis of broad-scale landscape pattern. *Landscape Ecology* 1: 19-28.
- GARDNER R. H., O’NEILL R. V. 1991: Pattern, process, and predictability: the use of neutral models for landscape analysis. In: TURNER M. G., GARDNER R. H. (eds.): *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. Springer Verlag, New York, pp. 289-307.
- GULINCK T., WAGENDORP T. 2002: References for fragmentation analysis of the rural matrix in cultural landscapes. *Landscape and Urban Planning* 58: 137-146.
- GUSTAFSON E. J. 1998: Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art?. *Ecosystems*, 1: 143-156.

- HERZOG F. et al. 2001: Landscape Metrics for Assessment of Landscape Destruction and Rehabilitation. *Environmental Management* 27: 91-107.
- JAEGER J. A. G. 2000: Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15: 115–130.
- KILIANOVÁ H. et al. 2009: Ecotones in current landscape. Palacký University in Olomouc, Olomouc. (in Czech)
- LAUSCH A., HERZOG F. 2002: Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: issues of scale, resolution and interpretability. *Ecological Indicators* 2: 3-15.
- LIPSKÝ Z., KALINOVÁ T. 2001: Landscape structure changes in urbanized areas: case study from the Prague outskirts. *Ekológia (Bratislava), Supplement 3* 20: 110-117.
- MAZÚR E., LUKNIŠ M. 1986: Geomorphological division of the SSR and ČSSR. Part Slovakia. *Slovenská kartografia, Bratislava*. (in Slovak)
- MCGARIGAL K. 2002: Landscape pattern metrics. In: EL-SHAARAWI A. H., PIEGORSCH, W. W (eds.): *Encyclopedia of Environmetrics*. Volume 2. John Wiley & Sons, Sussex, pp. 1135-1142.
- MCGARIGAL K., CUSHMAN S. A. 2005: The gradient concept of landscape structure. In: WIENS J., MOSS M. (eds.): *Issues and Perspectives in Landscape Ecology*, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 112-119.
- MCGARIGAL K., MARKS B. J. 1995: FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- MOJSES M., BOLTIŽIAR M. 2011: Using spatial metrics for assessment of the landscape structure changes of the Beša dry polder. *Tájökölógiai Lapok* 9: 415-428.
- MOSER B. et al. 2007: Modification of the effective mesh size for measuring landscape fragmentation to solve the boundary problem. *Landscape Ecology* 22: 447-459.
- NEEL M. C., MCGARIGAL K., CUSHMAN S. A. 2004: Behavior of class-level landscape metrics across gradients of class aggregation and area. *Landscape Ecology* 19: 435-455.
- NEMČOK A. 1982: Landslides in the Slovak Carpathians. *Veda, Bratislava*. (in Slovak)
- OLÁHOVÁ J., BOLTIŽIAR M. 2009: Secondary Landscape Structure of the Handlová Town in 2009. *Geografické štúdie (Geographical Studies)*, 13: 79-86. (in Slovak)
- OLÁHOVÁ J., VOJTEK M., BOLTIŽIAR M. 2011: Use of selected extensions for the analysis of secondary landscape structure in GIS. In: *Young Researchers 2011: PhD Students, Young Scientists and Pedagogues Conference Proceedings*. Nitra, pp. 592-600.
- OLÁHOVÁ J., VOJTEK M., BOLTIŽIAR M. 2012: Analysis of secondary landscape structure of the Handlová town via landscape-ecological indexes. In: *Enviro fórum, Banská Bystrica*, pp. 17-20. (in Slovak)
- PECHANEC V., PAVKOVÁ K., DOBEŠOVÁ Z. 2008: StraKa - GIS tools for the analysis of landscape structure. In: PETROVÁ, A. (ed.) *ÚSES – green backbone of the landscape*, pp. 43-53. (in Czech)
- RUŽIČKA M. 2000: Landscape-ecological planning - LANDEP I. (System approach in landscape ecology). *Biosféra, Nitra*. (in Slovak)
- SUNDELL-TURNER N. M., RODEWALD A. D. 2008: A comparison of landscape metrics for conservation planning. *Landscape and Urban Planning* 86: 219-225.
- TURNER M. G., GARDNER R. H. 1991: *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. Springer-Verlag, New York.
- WAGNER P. et al. 2008. Landslides and other slope deformations. *ŠGÚDŠ, Bratislava*. (in Slovak).

TÉRINFORMATIKAI TECHNOLÓGIÁK ALKALMAZÁSA A TÁJSTRUKTÚRA ÉRTÉKELÉSÉRE
TÁJMETRIAI MUTATÓK HASZNÁLATÁVAL
(ESETTANULMÁNY: A NYITRABÁNYAI FÖLDCSUSZAMLÁS)

Jana OLÁHOVÁ¹, Mataj VOJTEK¹, Martin BOLTIŽIAR^{1,2}

¹ Department of Geography and Regional Development, Faculty of Natural Sciences, Constantine the Philosophers University in Nitra, Trieda A. Hlinku 1, 949 74 Nitra, Slovak Republic

² Institute of Landscape Ecology, Slovak Academy of Sciences, Akademická 2, 949 01 Nitra, Slovak Republic;
e-mail: jolahova@ukf.sk

Kulcsszavak: tájmetriai mutatók, tájstruktúra, V-LATE, StraKa, Patch Analyst, GIS, földcsuszamlás

Összefoglalás: A térinformatikai technológiák új verziói és a hozzájuk tartozó változatos kiegészítő csomagok lehetővé teszik, hogy minél pontosabb információkat kapjunk a tájról és annak jellemzőiről. Munkánk célja, hogy bemutassa három kiválasztott kiegészítő csomag használatát térinformatikai rendszerekben, amelyek a tájstruktúra értékelése során alkalmazott időigényes és összetett számításokat hatékonyabbá teszik. A digitális vektoros térképek használatával, és a kiegészítő csomagok segítségével, lehetővé válik, számos más index mellett, a foltok számának, alakjának, méretének, diverzitásának, szomszédsági viszonyainak a kiszámítása. Ebben a cikkben három kiegészítő csomaggal (V-LATE, Patch Analyst, és StraKa) foglalkozunk, amelyek kompatibilisek az ArcGIS/ArcView szoftverekkel. Ezeket a speciális kiegészítéseket a térbeli tájstruktúra elemzésére használtuk a nyitrabányai földcsuszamlás területén, amelyet a tájstruktúra változása szempontjából is értékeltünk.

TÁJFAJTÁK A ZEMPLÉNI-HEGYSÉGBEN A 2013-2014-ES GYŰJTŐÚT PROGRAM ELSŐ ÁLLOMÁSÁNAK TAPASZTALATAI

PONICSÁNNÉ GYOVAI Ágnes, KOLLÁR Zsuzsanna, PETI Erzsébet, HORVÁTH Balázs, OLÁH Imre, SZALKOVSKI Ottó, BAKTAY Borbála SZALKOVSKI

Növényi Diverzitás Központ
2766 Tápiószele, Külső mező 15.
e-mail: agyovai@mail.nodik.hu

Kulcsszavak: agrobiodiverzitás, tájfajta, vad növényfajok, gyűjtőút, on-farm megőrzés, *ex situ* megőrzés

Összefoglalás: A természetben fellelhető agrobiodiverzitás felkutatására, a növényi génforrások begyűjtésére irányuló, 2013-2014-es években megvalósuló gyűjtőút program első helyszínei 2013. július 29. és augusztus 2. között a Zempléni-hegység települései voltak. A gyűjtőút során célunk kiskertes termelők régóta termesztett, évről évre magfogas útján fenntartott hagyományos szántóföldi- és kertészeti növényeinek szaporítóanyagait génbanki megőrzésre begyűjteni, valamint a Pannon Magbank gyűjteményét gyarapítani.

Bevezetés

A Kárpát-medence változatos klimatikus és földrajzi adottságai gazdag természetes vegetáció kialakulását tették lehetővé, mindemellett hazánk számos újvilági eredetű termesztett növény tekintetében is másodlagos géncentrumnak tekinthető. A termesztett növények sokféleségét veszélyeztető számtalan tényező miatt a mára leginkább háztáji kertekben (konyhakertekben), kisebb parcellákon fennmaradt tájfajták begyűjtésére, génbanki megőrzésére égető szükség mutatkozik. A tápiószelei Növényi Diverzitás Központ feladatai közé tartozik, hogy szántóföldi és kertészeti növények hazánkban még fellelhető tájfajtáinak szaporítóanyagait, magvait begyűjtse, ezzel a már meglévő gyűjteményt gyarapítsa. A 2013-2014-es gyűjtőút program hazánk és a környező országok magyarlakta települései közül azokat a területeket célozza meg, melyek eddigiekben gyűjtésekben nem vagy csak kevésbé voltak érintettek. A gyűjtőutak során a felkeresett területek jellegzetes gyümölcs fajtáinak megismerése, feltérképezése, kultúrnövények vad rokon fajainak, valamint a Pannon Magbank gyűjteményét gazdagító fajok magvainak begyűjtése is a célok között szerepel.

Anyag és módszer

A program első hazai célpontjai -Magyarország kistájainak katasztere szerinti besorolás alapján (DÖVÉNYI 2010) az Észak-Magyarországi-középhegység nagytáj részét képező Tokaj-Zempléni-hegyvidék középtáj egyes települései és az azokat környező természetes élőhelyek voltak, mivel intézetünk nyilvántartása szerint meglehetősen kevés kultúrnövény tétel került a génbankba a térségből. A terület adottságai, a falvak viszonylagos elszigeteltsége, megközelíthetősége, gazdasági és társadalmi helyzete arra engedett következtetni, hogy génmegőrzés szempontjából kedvező tulajdonságokkal rendelkező területen fogunk kutatni. A falvak kiválasztásában helyi civil szervezetek, önkormányzatok, falugondnokok segítségét kértük. Ajánlásaik és helybeli segítségnyújtásuk alapján a Vitányi-rögök kistájban elhelyezkedő Mikóháza, a Hegyközi-dombság kistájban található Füzér, Füzérradvány, Vilyvitány, Pusztafalu, Bózsva, valamint a Központi-Zemplén kistáj területéhez tartozó Komlóska településeket kerestük fel. (A gyűjtőút utolsó napján egy közeli másik tájegységre, a Bodroghözbe, azon belül Cigánd településre is ellátogattunk, ahová az idei évben a

génbankban őrzött, helyből vagy a környékből származó kertészeti növények magjai kerültek vissza fenntartásra és bemutatásra.)

A felkeresett gazdálkodókat termesztett növényeikről kérdeztük, kiemelt figyelmet fordítva az általuk évtizedek óta fenntartott tájfajták termesztési tulajdonságainak megismerésére, a tájfajta fenntartás motivációinak megértésére. A kiskertekben lehetőség nyílt a szóban forgó tájfajták on-farm fenntartásának megismerésére, dokumentálására, az egyes tételekkel kapcsolatos gyűjtőlapok kitöltésére. Begyűjtésre azon növények szaporítóanyagait (magvak, hagymák) kerültek, amelyeket a gazdálkodók elbeszélése alapján, már legalább tíz növényi generáción keresztül, helyben fogott maggal (hagymával) termesztettek, és kizárható, hogy nemesített vagy közforgalomban lévő fajtáról van szó.

Eredmények és megvitatásuk

A kiskertes vizsgálatok során a Tokaj-Zempléni-hegyvidék 7 településén 14 termelőnél jártunk sikerrel. Tőlük 15 fajhoz tartozó 53 tételt gyűjtöttünk, melyek élelmezési és takarmányozási célt szolgálnak.

1. táblázat Termesztett növények tételszáma faj szerinti megoszlásban
Table 1. The number of accessions of the collected cultivated species

Faj	Tételek száma	Termelők száma
<i>Phaseolus vulgaris</i> L.	19	9
<i>Lycopersicon esculentum</i> Mill.	5	2
<i>Petroselinum crispum</i> Mill.	4	3
<i>Zea mays</i> L.	4	3
<i>Allium cepa</i> L.	3	3
<i>Cucurbita maxima</i> Duch.	3	3
<i>Cucurbita pepo</i> L.	3	3
<i>Anethum graveolens</i> L.	2	2
<i>Capsicum annuum</i> L.	2	1
<i>Phaseolus coccineus</i> L.	2	2
<i>Pisum sativum</i> L.	2	2
<i>Allium sativum</i> L.	1	1
<i>Apium graveolens</i> L.	1	1
<i>Lactuca sativa</i> L.	1	1
<i>Salvia officinalis</i> L.	1	1
Összesen	53	

A tételek több mint egyharmada - az elmúlt években zajlott gyűjtőutakhoz (PONICSÁNNÉ et al. 2010, 2012) hasonlóan - maghüvelyes volt. A Füzérkajátán élőket a környező falvakban „paszulyásoknak” nevezték, utalva a térség bab termesztési hagyományaira. A babokat nem csak a ház melletti kiskertben, konyhakertben, hanem a kisebb szántó parcellákon is termelik napjainkban is, ahol a vadkárok miatt jelentős termés kieséssel számolhatnak a gazdák. A *Phaseolus vulgaris* L. és *Phaseolus coccineus* L. fajokhoz tartozó bab tételek között közel megegyező arányban találunk bokor- és futóbabokat. A gazdálkodók a mag színére, mintájára, eredetére, felhasználására vonatkozó neveket illették az egyes tételeket. Találtunk fehér- és tarkababokat, „kullancsbabot”, „lencsebabot”, „kövérbabot”, „erzsibabot”. Egyes bab tájfajták, pl. a sokak által említett „büdöskőbab” termesztéséből való kikerülése egyértelműen a termelőszövetkezeti időkben behozott tarkabab

elterjedésére vezethető vissza. Az akkoriban nagy területen termesztett és a falu konyhakertjeibe kikerült tarkabab hüvelyei egyszerre érnek be, ami előnyös tulajdonság a termelők szemében, így a folyamatosan érő és folyamatos szedést igénylő „büdösköbáb” kiszorult a kertekből.

Két gazdálkodó a borsó vetőmagokat is saját magfogásból biztosítja, így a génbanki maghüvelyes gyűjteményt két tétellel tudtuk jóvoltukból bővíteni.

A további termesztett növények is a családok ételkészítésében, fűszer-és gyógynövény igényeinek kielégítésében, valamint háziállataik takarmányozásában jelentősek. Öröndetes módon több termelő igyekszik két éves növényből, leggyakrabban petrezselyemből magot fogni, ennek köszönhetően a helyi talajadottságok mellett is hosszú, nem elágazó gyökerű növényeket termeszt. Az egyik termelőnél fellelt kukoricák közül a „piros kukorica” megőrzését nem elsősorban takarmányozási cél motiválja, hanem a vadak, vaddisznók távoltartásában betöltött vélt vagy valós szerepe. A termelő úgy tartja, hogy a hagyományos, sárga szemű kukoricás köré vetett piros szemű kukorica tövek elriasztják a nagy károkat okozó vaddisznókat. „Családi hagyma” és „kötőhagyma” néven gyűjtöttünk csokroshagyma (*Allium cepa* var. *aggregatum*) tételeket. A különféle hasznosítású, többnyire a falu határában lévő területeken termesztett tökökből is rendszerint kikaparják a magokat, így biztosítva a jól bevált fajták tartós fennmaradását.

A helyi kiskertés termelők közül többen dísnövénykertjük vetőmagszükségletét is saját magfogásból fedezik. Az évtizedek óta fogott virágmagok esetében, hasonlóan a mezőgazdasági- és ételkészítési célú növényekhez, a termesztés kezdete óta eltelt idő elegendő a helyi ökológiai adottságokhoz való alkalmazkodáshoz. Begyűjtésre került 4 termelőtől 7 dísnövény faj 8 tétele is. Mindemellett a gyógynövények között számon tartott *Tanacetum vulgare* L. (Gilisztaűző varádics) magjai kerültek kultúrnövény génbanki gyűjteménybe.

(Cigándon 5 termelőtől 11 fajhoz tartozó 16 tételt gyűjtöttünk, melyek közül 4 faj a Zempléni-hegységből gyűjtött anyagban nem szerepelt. Ezek a *Beta vulgaris* L., a *Carthamus tinctorius* L., a *Brassica oleracea* L. valamint a *Cucumis sativus* L. voltak.)

Gyümölcsészeti szempontból különösen értékes egy Pusztafalun fellelt gyümölcsös gyűjtemény. Tulajdonosa évtizedek alatt a helyi és a számára érdekes gyümölcsfajtákat begyűjtötte, szaporította, saját területén elültette. Füzéren és Komlósán is számos idős gazdálkodó gyümölcsös kertjében talált sokféleség további kutatások tárgya lehetne. A Zempléni-hegység különösen a *Pyrus communis* L. (körte) szempontjából mutatott nagy változatosságot.

A vad fajok vonatkozásában 30 faj, 32 tételét sikerült begyűjteni az út során a Pannon Magbank számára Komlóska, Pusztafalu, Tarcal, Tokaj, Pálháza és Mikóháza térségéből (lásd 2. táblázat). A természetvédelmi oltalom alatt álló fajok közül említést érdemel a szűnyoglábú bibircsvirág (*Gymnadenia conopsea* (L.) R. Br.), a sárga len (*Linum flavum* L.) vagy a fehér törpezanót (*Chamaecytisus albus* (Hacq.) Rothm.).

A helyi értékek közé sorolható kultúrnövény génforrások fennmaradásáért szerencsére egyre több polgármester és helyi civil szervezet tesz lépéseket, melyről a gyűjtőút előkészítése és lebonyolítása során is meggyőződhattünk. Génbanki megőrzéssel biztosítható a begyűjtött tételek hosszútávú fennmaradása, mindemellett fontos, egyéni és társadalmi szinten is értékes a termelők munkája, akik a hagyományos fajták, tájfajták helybeli, on-farm fenntartásával biztosítják a kultúrnövények sokféleségének megőrzését.

2. táblázat A Zemplénben gyűjtött vad fajok tételeinek listája
Table 2. List of the collected wild species from Zemplén mountains

Latin név	Magyar név
<i>Petrorhagia saxifraga</i> (L.) Link	Kötörő aszúszegefű
<i>Leontodon hispidus</i> L.	Közönséges oroszlánfog
<i>Petrorhagia prolifera</i> L. P.W. Ball et Heywood	Homoki aszúszegefű
<i>Rhinanthus minor</i> L.	Csörgő kakascímer
<i>Filipendula vulgaris</i> Moench	Koloncos legyezőfű
<i>Verbascum phoenicum</i> L.	Lila ökörfarkkóró
<i>Prunella laciniata</i> L.	Fehér gyíkfü
<i>Malva sylvestris</i> L.	Erdei mályva
<i>Inula salicina</i> L.	Fűzlevelű peremisz
<i>Melica transsilvaniaca</i> Schur	Erdélyi gyöngyperje
<i>Silene vulgaris</i> (Moench) Garcke	Hólyagos habszegefű
<i>Salvia glutinosa</i> L.	Enyves zsálya
<i>Gymnadenia conopsea</i> (L.) R. Br.	Szúnyoglábu bibircsvirág
<i>Astragalus glycyphyllos</i> L.	Édeslevelű csüdfű
<i>Astragalus cicer</i> L.	Hólyagos csüdfű
<i>Linum flavum</i> L.	Sárga len
<i>Trifolium campestre</i> Schreb.	Mezei here
<i>Plantago media</i> L.	Közepes útifű
<i>Clinopodium vulgare</i> L.	Közönséges borsfű
<i>Muscari neglectum</i> Guss. Ex Ten.s.l.	Fürtös gyöngyike
<i>Salvia nemorosa</i> L.	Ligeti zsálya
<i>Chamaecytisus albus</i> (Hacq.) Rothm.	Fehér törpezanót
<i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth	Siska nádtippan
<i>Festuca pratensis</i> Huds.	Réti csenkesz
<i>Elymus repens</i> (L.) Gould	Közönséges tarackbúza
<i>Ranunculus acris</i> L.	Réti boglárka
<i>Juncus inflexus</i> L.	Deres szittyó
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	Úszó hídőr
<i>Achillea chritmifolia</i> Waldst. Et Kit.	Hegyközi cickafark
<i>Geum urbanum</i> L.	Erdei gyömbérgyökér

Köszönetnyilvánítás

Köszönetünket fejezzük ki Miklós Rudolfnak (Polyán Egyesület), Géczi Istvánnak (Abaúj-Zemplén Természeti Értékeiért Közhasznú Egyesület); Zsolyomi Tamásnak (Aggteleki Nemzeti Park), Horváth Jenőnek (Füzér polgármestere), Mester Dénesnek (Pusztafalu polgármestere), Köteles Lászlónak (Komlóska polgármestere), Lőrincz Jánosnak (Cigándi Önkormányzat), valamint mindazoknak, akik helyismeretükkel, kíséretükkel segítettek felkutatni azokat a termelőket, akiknek hálával tartozunk a génbank számára felajánlott szaporítóanyagokért.

Irodalom

DÖVÉNYI Z. (szerk.) 2010: Magyarországi Kistájak katasztere, MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest

- PONICSÁNNÉ GYOVAI Á., TÓTH Z., HOCK Zs. 2010: A tájhasználat és az agrobiodiverzitás összefüggései a Vendvidéken, a Magyar Biológiai Társaság XXVIII. Vándorgyűlésén (2010) elhangzott előadás, kötet 51-55.
- PONICSÁNNÉ GYOVAI Á., BAKTAY B., HARMOS K., GYULAI F., SZANI Zs. 2012: A Cserhát-vidék agrobotanikai értékei, a Magyar Biológiai Társaság XXIX. Vándorgyűlésén (2012) bemutatott poszter, kötet 139-144. oldal

LANDRACES IN THE ZEMPLÉN MOUNTAINS
THE FIRST TARGET AREA OF THE COLLECTION MISSION PROGRAM 2013-2014

Á. P. GYOVAI, ZS. KOLLÁR, E. PETI, B. HORVÁTH, I. OLÁH, O. SZALKOVSZKI, B. BAKTAY

Research Centre for Agrobiodiversity
H 2766 Tápiószele, Külső mező 15.
e-mail: agyovai@mail.nodik.hu

Keywords: agrobiodiversity, traditional variety, landrace, wild species, collection mission, on-farm conservation, *ex situ* conservation

As a part of a two years program for collecting plant genetic resources in Hungary and its neighbouring countries, a collection mission conducted in the Zemplén Mountains has revealed a range of diversity of locally grown traditional varieties. These varieties and landraces are cultivated by elderly home gardeners and there is an urgent need to conserve their varieties in gene bank. Traditional knowledge still existing on landrace maintenance may also form a basis for the local NGO's on-farm conservation activities.

Without the establishment of the Pannon Seedbank some wild species and the richness of the Pannonian flora may be threatened by extinction. In order to make the Pannon Seed Bank operational, seed samples of the Hungarian wild plant species need to be collected. One of the main aims of collecting missions is to collect valuable wild species of the region. During mission in the Zemplén 32 accessions of 30 species were collected, species with nature conservation importance were the followings: *Gymnadenia conopsea* (L.) R. Br.), *Linum flavum* L., *Chamaecytisus albus* (Hacq.) Rothm.).

KÜLÖNBÖZŐ KORÚ KOCSÁNYTALAN TÖLGYES ÁLLOMÁNYOK DIVERZITÁSÁNAK ÖSSZEHASONLÍTÓ VIZSGÁLATA A BÖRZSÖNYBEN

TRENYIK Petra^{1,2}, BORCSA-BODOLAY János², MOLNÁR Marianna¹, BARCZI Attila¹,
CZÓBEL Szilárd¹

¹Szent István Egyetem, MKK, KTI, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1.

²Ipoly Erdő Zrt. 2660 Balassagyarmat, Bajcsy-Zs. u. 10.
e-mail: trenyikpetra@gmail.com

Kulcsszavak: diverzitás, erdő, kocsánytalan tölgyes, Börzsöny-hegység

Összefoglalás: A cönológiai felvételeken alapuló diverzitás vizsgálatokat a Börzsönyi-peremhegység kistáj területén kiválasztott, eltérő korú kocsánytalan tölgyes dominálta állományokban végeztük. A Börzsöny az antropogén hatásoktól leginkább megkímélt hegységünk, 1997 óta a Duna-Ipoly Nemzeti Park része, valamint a Natura 2000 hálózatának is tagja, így a régóta jelenlévő erdőgazdálkodás ellenére is fajgazdag, természetközeli állapotú erdők borítják. Az erdészek körében ma az egyik legpreferáltabb, őshonos fafaj a kocsánytalan tölgy, így ezen faj dominálta állományokat választottuk vizsgálatunk alapjául.

Az erdőgazdálkodás, biodiverzitásra gyakorolt hatásainak a feltárására első lépésként a mintaterületek vegetációjának cönológiai felmérését végeztük el 6, főbb paramétereiben megegyező, de eltérő korcsoportú erdőrézletben, azzal a céllal, hogy a korcsoportok struktúra és dominancia viszonyait meg tudjuk állapítani. A vizsgált korcsoportok biodiverzitás értékeinek az összehasonlítását a Shannon- és a Simpson-diverzitás indexek segítségével készítettük el.

A kocsánytalan tölgyes állományokban összesen 88 edényes növényfajt azonosítottunk, amiből 15 fafaj, 11 cserjefaj, 62 pedig lágyszárú faj volt. Mindössze két inváziós taxon, a *Robinia pseudo-acacia* és a *Solidago canadensis* jelent meg alacsony borítással a felvételekben.

A lombkoronaszint diverzitása a 19 éves állománynál volt a legmagasabb és a legidősebb 92 éves állománynál a legalacsonyabb. A cserjeszint diverzitása a 61 éves állománynál volt a legmagasabb, míg a 2 évesnél a legalacsonyabb. A gyepszint esetében a diverzitás értékek növekedése figyelhető, majd a 61 évesnél idősebb állományokban csökkenés tapasztalható.

Bevezetés

Az erdők a természeti folyamatok szabályozásában és a biológiai sokféleség megőrzésében fontos szerepet töltenek be, hiszen a legnagyobb szén-dioxid fogyasztó, és oxigén termelő rendszernek tekinthetők, valamint a legnagyobb szervesanyag termelő, és legnagyobb újratermelhető energiával rendelkező életközösségek. Az 1972-es Buenos Aires-i erdészeti világkongresszuson magyar javaslatra fogadták el az erdők több funkciójáról szóló tételt. Ez azt jelenti, hogy valamennyi erdőterület egyidejűleg tölt be védelmi, gazdasági és közjóléti szerepet. Az erdőállomány tulajdonságai határozzák meg, hogy melyik funkciót tekintjük az elsődlegesnek (http1).

Az erdőgazdálkodási tevékenységeket így ma már nem pusztán ökonómiai szempontok határozzák meg, hiszen felismerték, hogy a faültetvényekkel szemben az elegyes erdők ökológiailag stabilabbak, az esetleges biotikus és abiotikus károsításokkal, természeti katasztrófákkal szemben ellenállóbbak. Másrészt a természetközeli erdőgazdálkodásban a fenntartható fejlődés alapelveinek a betartásával biztosítható az ökonómiai tartamosság jobb érvényesülése is (BARTHA et al. 2001).

Egy erdőtársulás fajgazdagságát nagyban meghatározza az adott termőhelyen uralkodó létfeltételek és az ezekért folytatott versengés, valamint a növény- és állatvilág kapcsolata. Az így létrejövő rendszer határozza meg, hogy egy faj el tud terjedni egy területen vagy pedig nem. Ezeket a természetes folyamatokat próbálja meg befolyásolni az erdőgazdálkodás. Azért, hogy az erdők rendeltetésüket minél inkább betölthessék, a természetközeli erdőgazdálkodásban az ökoszisztéma megőrzése, a talaj és klíma védelme kiemelkedő fontosságú, ami hosszútávon a biodiverzitás megőrzését is szolgálja (SOMOGYI et al. 2001).

Nem szabad arról megfeledkezni, hogy a biodiverzitás megőrzése az ökológiai és ökonómiai kockázatok csökkenését is eredményezheti (BESZE et al. 1999).

A kutatási terület ökológiai jellemzéséhez szükséges vizsgálatok elvégzésével, azok részletes értékelésével elemeztük az egyre idősödő állományokban megmutató trendeket.

A mintaterületek vegetációjának cönológiai felmérését azzal a céllal végeztük, hogy a korcsoportok struktúra és dominancia viszonyait meg tudjuk állapítani. A vizsgált korcsoportok biodiverzitás értékeinek összehasonlítását a Shannon- és a Simpson-diverzitás indexek alapján végeztük.

Anyag és módszer

A vizsgálatok során különböző korú tölgyes erdőállományokat mértünk fel több paraméter szerint. Az erdőrészeket előzetes felmérés során úgy választottuk ki, hogy azok fő tulajdonságaik ne különbözzenek egymástól, és így ne legyenek hatással a felmérés eredményére. Standard paraméternek a tengerszint feletti magasságot, a kitétséget tekintettük, továbbá fontos szempont volt, hogy a fő állományalkotó faj a kocsánytalan tölgy legyen.

Minden korcsoportot egy-egy erdőrészlet képvisel, így összesen 6 erdőrészletben dolgoztunk, amelyek 400 méteres tengerszint feletti magasságban és déli kitétséggű oldalon fordulnak elő, a lejtőszög 2-17° között változik. Az említett szempontok és a helyi erdőállományok alapján 2, 19, 40, 61, 82, 92 éves kocsánytalan tölgyes állományokat vizsgáltunk (WINTERNITZ et al. 2007).

Mind a 6 korcsoportban cönológiai felvételeket készítettünk, melyek során megbecsültük a lombkoronaszint, cserjeszint, és gyepszint összborítását, valamint az egyes szintekben előforduló edényes növényfajok százalékos megoszlását. A szinteket külön-külön értékeltük ki. A 20 m-es oldalhosszúságú, 400 m² alapterületű véletlenszerűen elhelyezett, négyzet alakú kvadrátok felvételezése állományonként 3-3 ismétléssel történt. A felvételezéseket 3 terepbejárás során készítettük 2012.08.22.-én a 19 és a 40 éves állományban, 2012.09.20.-án a 2 és 92 éves állományban, valamint 2012.10.08.-án a 61 és a 82 éves állományban.

A fajlistákban és cönológiai felvételekben szereplő fajok nevezékét Király (2009) művét követve készítettük el.

Az egyes állományok és szintek biodiverzitását taxondiverzitási módszerek segítségével mértük, amely legegyszerűbb módon a fajszámmal jellemezhető.

A mintavételi területek diverzitását a Shannon-féle és a Simpson-féle diverzitási indexek segítségével határoztuk meg. A kétféle diverzitás függvény használatát az indokolta, hogy az indexek különböző érzékenységek. A Shannon-függvény inkább a ritka fajokra, míg a Simpson-függvény a domináns fajok egyedszámára érzékeny (STANDOVÁR és PRIMACK, 2001).

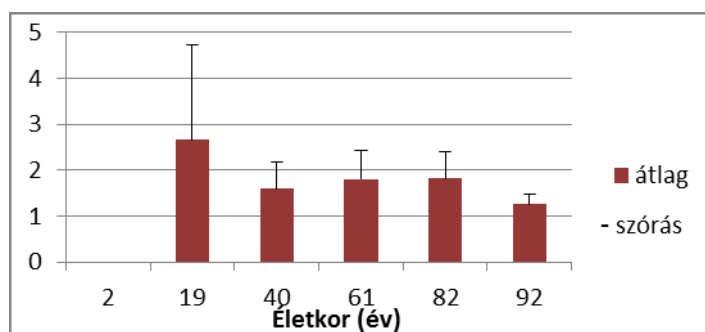
Eredmények és értékelésük

A lombkoronaszint diverzitásának értékelése

A lombkoronaszint diverzitás értékeinek vizsgálatakor azt tapasztaltuk, hogy hasonló tendencia figyelhető meg a diverzitás változásában a Shannon-féle és a Simpson-féle függvény esetében.

Kiugróan magas 2,65-ös értékkel jelenik meg a 19 éves korosztály, hiszen itt még az állomány szerkezetének a kialakítása kezdeti stádiumban van, és a fő állományalkotó fajokon kívül számos egyéb faj is megtalálható (1. ábra). A lombkoronaszintben összesen felvételezett 13 fafajból 12 megjelenik itt. Ezeknek a fafajoknak a tömegessége a későbbi erdőművelési munkálatok miatt nagymértékben csökken, ami a diverzitás csökkenését eredményezi az idősebb erdőrészekben. A két éves állomány magassága nem érte el a lombkoronaszint (5 m) magasságát, ezért a diagramon nem kapcsolódik hozzá diverzitási érték.

A 40 évestől a 82 éves állományig a diverzitás értékek lassú növekedése figyelhető meg, ami a másodlagos lombkoronaszint megjelenésével magyarázható. A 92 éves állományban bekövetkező csökkenést pedig feltehetően a cser állomány kitermelése okozza.

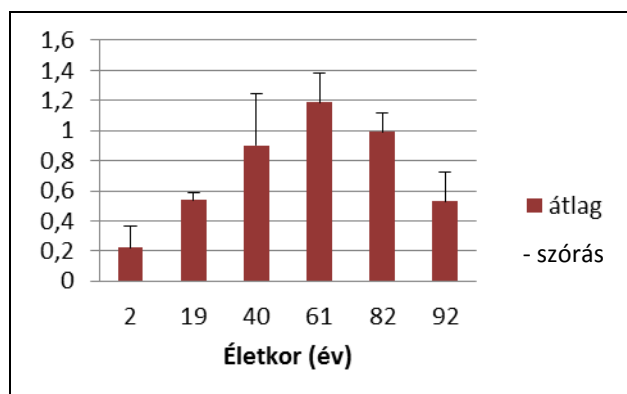


1. ábra A lombkoronaszint diverzitása a Simpson-féle diverzitás index alapján
Figure 1. Diversity of the canopy level according to Simpson diversity index

A cserjeszint diverzitásának értékelése

A szórás értékei a cserjeszintben végig alacsonyok voltak, egyedül a 40 éves állomány esetében fordulnak elő magasabb értékek. Ebből arra lehet következtetni, hogy a 40 éves állománytól eltekintve a cserjeszint meglehetősen homogén, nincsen jelentősebb különbség a mintaterületek között (2. ábra).

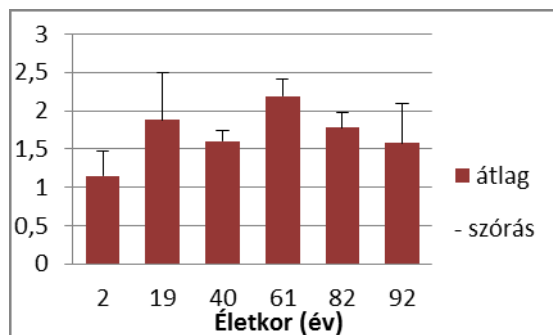
A 2 éves állomány alacsony diverzitását az okozza, hogy a tarvágás után sarjról növekedő erdő borítottságát átlagosan 80%-ban alkotja kocsánytalan tölgy. A 19 és a 92 éves állományok cserjeszintjét is alacsony diverzitás jellemzi. A fiatalabb erdőrészlet esetében ezt az indokolhatja, hogy a még sűrű lombkoronaszint miatt, kevés fény jut le az erdő alacsonyabb térszíneire, ami kedvezőtlen hatású a cserjeszint fajkészletére. Az idősebb erdőállomány esetében a mintavételezés során azt tapasztaltuk, hogy a cserjeszintet majdnem teljesen eltávolították. A 40, 61 és 82 éves erdőrészletek már fajgazdagabbak, ami a nyíltabb lombkoronaszintnek is köszönhető. A cserjeszint legnagyobb diverzitású állományának a 61 éves bizonyult, melynek B-szintjét 10 fásszárú faj alkotta, közülük legnagyobb borításban két faj a gyertyán és a mezei juhar fordult elő.



2. ábra A cserjeszint diverzitása a Shannon-féle diverzitás index alapján
Figure 2. Diversity of the shrub layer according to Shannon diversity index

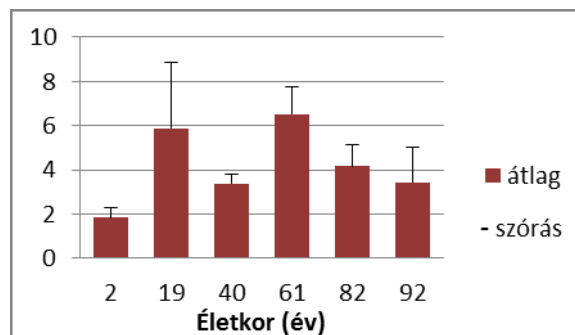
A gyepszint diverzitásának értékelése

A kétféle diverzitás index által számított értékek között a gyepszintben a legmarkánsabb a különbség. A Shannon-féle diverzitás esetében 2,19, míg a Simpson-féle diverzitás esetében 6,53 a legmagasabb érték (3. és 4. ábra). A diverzitás értékek különbözősége ellenére a kétféle diverzitás hasonló trendet mutat a korcsoportokban. Mindkét diverzitás érték esetén a 61 éves állomány bizonyult a legmagasabb, míg a 2 éves állomány a legalacsonyabb diverzitásúnak.



3 ábra A gyepszint diverzitása a Shannon-féle diverzitás index alapján

Figure 3. Diversity of the ground level according to Shannon diversity index



4 ábra A gyepszint diverzitása a Simpson-féle diverzitás index alapján

Figure 4. Diversity of the ground level according to Simpson diversity index

A gyepszintben összesen 62 edényes növényfajt felvételeztünk, legtöbbet a 40 éves, míg legkevesebb a 82 éves állományban. Ennek ellenére a borítási viszonyok miatt nem ezek az erdőrészek jellemezhetők a legnagyobb, illetve legkisebb diverzitási értékekkel.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozunk az Ipoly Erdő Zrt.-nek, hogy lehetővé tette számunkra a vizsgálatok elvégzését, valamint hozzáférhetővé tette a szükséges háttérinformációkat.

Irodalom

- BARTHA D., BODOR L., CSÉPÁNYI P., GENCSI Z., SÓDOR M., SZMORAD F., TEMESI G. 2001: A természetszerű erdők kezelése. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest.
- BESZE P., FARKAS J., MÁRTA V. 1999: Pro Silva. Pro Silva Hungaria, Mátrafüred.
- BORHIDI A. 1993: A Magyar flóra szociálismagatártás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai. JPTE.
- Simon T. (1994): A magyarországi edényes flóra határozója: Harasztok – virágos növények. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- SOMOGYI Z., BARTHA D., BAROVICS A., CSÓKA GY. 2001: Erdő nélkül? L'Harmattan Kiadó, Budapest.
- STANDOVÁR T., R. PRIMACK 2001: A természetvédelmi biológia alapjai. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- WINTERNITZ G., KIS G., KÖRE-MOLNÁR G., PRÓKAY GY. 2007: Az Ipoly Erdő Zrt. Diósjenői Erdészet erdőgazdálkodási egység körzeti erdőterve I.
- WINTERNITZ G., KIS G., KÖRE-MOLNÁR G., PRÓKAY GY. 2007: Az Ipoly Erdő Zrt. Diósjenői Erdészet erdőgazdálkodási egység körzeti erdőterve IV.
- http1: <http://erdo.kormany.hu/az-erdok-jelentosege>

COMPARATIVE STUDY OF DIVERSITY OF DIFFERENT-AGED SESSILE OAK STANDS IN THE BÖRZSÖNY MOUNTAINS

P. TRENYIK^{1,2}, J. BORCSA-BODOLAY², M. MOLNÁR, A¹. BARCZY, SZ. CZÓBEL¹¹Szent István Egyetem, MKK, KTI, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1.²Ipoly Forest Zrt. 2660 Balassagyarmat, Bajcsy-Zs. u. 10.
e-mail: trenyikpetra@gmail.com**Keywords:** diversity, forest, sessile oak woodlands, Börzsöny Mountains

Coenological based diversity examinations were carried out in the Börzsöny offset on the sessile oak dominated stands. Börzsöny is one of our most repressed mountain with low human impact. It has been a part of the Danube-Ipoly National Park since 1997, and it is a part of the Natura 2000 network too. In spite of the present silviculture it is covered in natural forests which are very rich in different species. For the forestries, it is the sessile oak that is one of the most preferred native tree species so we chose our examination substances based on this fact.

To reveal the silviculture's effects on the biodiversity, as a first step botanical survey of selected sampling plots were carried out in 6 forest stands, characterised by same standard parameters, but representing different age groups, in order to find out their structural and dominancial relations. The Shannon- and Simpson-diversity indices were used for comparison of biodiversity values of different age-groups.

Altogether 88 vascular plant species (15 trees, 11 shrubs, 62 herbaceous taxa) were identified in the stands of sessile oak woodlands. Only two invasive taxa, the *Robinia pseudo-acacia* and the *Solidago canadensis*, appeared with low covers on the records.

The diversity of the canopy level was the highest at the 19-year-old stand, and the lowest at the oldest, 92-year-old stand. The diversity of the shrub layer was the highest at the 61-year-old and lowest at the 2-year-old stand. In case of the ground level increasing diversity values were noticed between the 2 and 61 years old groups, then the diversity values decreased at the stands which are older than 61.

KONDOROSI MEZSGYÉK NÖVÉNYZETE ÉS TÁJTÖRTÉNETE KÖZÖTTI ÖSSZEFÜGGÉSEK VIZSGÁLATA

SUTYINSZKI Zsuzsanna, SZENTES Szilárd, KATONA Zoltán, PUSZTA Eszter,
MARINKÁS Ádám, PENKSZA Károly

Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,
Növénytan Tanszék, 2100 Gödöllő, Páter K. u. 1.
e-mail: sutyizsuzsi@gmail.com

Kulcsszavak: tájtörténet, Dél-Tiszántúl, löszmezsgyék, természetesség, védett fajok

Összefoglalás: Az Alföldön egykor hatalmas kiterjedésű löszpusztagyeppek, a szántóföldek terjeszkedése miatt ma már leginkább csak a mezsgyékben gyakran csupán néhány méter széles, de számos értékes és ritka élőlényt rejtő állományokként maradtak fenn. Elsősorban az ősi, elsődleges mezsgyék értékesek, de az agrár-környezetgazdálkodási programoknak köszönhetően nemzetközi szinten is előtérbe kerültek a másodlagosan kialakított szegélyek. Az agrár-környezetgazdálkodási programok sikere érdekében Magyarországon is fontos lenne tudnunk, hogy milyen növényzet alakulhat ki a másodlagos mezsgyéken. Munkánk során célul tűztük ki a vizsgált mezsgyék korának minél pontosabb meghatározását, a mezsgyék növényzete és kora közötti összefüggések feltárását, valamint azon tényezők meghatározását, amelyek kulcsfontosságúak a természetvédelmi szempontból értékes mezsgyék fennmaradásához, kialakulásához. Eredményeink azt mutatták, hogy nem csak a legősibb mezsgyék állapota volt természetes. Sőt a legjobb értékeket az 1893-ban kijelölt, másodlagos eredetű vasúti mezsgye mutatta. Az elsődleges mezsgyék közül számos degradált állapotú, esetleg egy-két ritka faj jelzi, hogy valaha értékesebb lehetett növényzetük. Jellemzően a széles, szántóföldekkel közvetlenül nem érintkező mezsgyék voltak jó természetességűek. Ebből arra következtethetünk, hogy számos tényező együttes jelenléte szükséges a természetes, ősi vegetáció fennmaradásához. Másodlagos mezsgyék esetében a kor mellett rendkívül fontos a megfelelő propagulumforrás is. Éppen ezért fontos, hogy még addig szaporítsuk a szántószegélyek számát és kiterjedését, amíg van honnan visszatelepülniük a természetvédelmi szempontból értékes fajok

Bevezetés

ZÓLYOMI (1969) már a múlt században felhívta a figyelmet a határmezsgyék, sáncok és földvárak megóvásának fontosságára és a gyors cselekvés szükségességére. Ennek ellenére számos értékes mezsgye tűnt és tűnik el anélkül, hogy értékeiket megismertük volna. A kezelés hiányában az inváziós fajok is könnyen megtelepednek és terjednek a mezsgyékben. Mivel gyakran szántóterületekkel határosak az elszántás, a műtrágya-bemosódás és a vegyszerhasználat is komoly veszélyeztető tényezők lehetnek.

Napjainkban az eredeti vegetáció maradványait őrző mezsgyék mellett előtérbe kerültek a szántóföldek szélén másodlagosan kialakított vegyszermentes, természetvédelmi céllal fenntartott gyepsávok. Ez elsősorban annak köszönhető, hogy ezen gyepsávok létesítése, kezelése világszerte, többek között az Európai Unióban is, megjelent a környezetgazdálkodási intézkedések között. Külföldön számos kutatás foglalkozik a vegyszermentes szántószegélyekkel. Magyarországon is fontos lehet tudnunk, hogy mit várhatunk az ilyen másodlagosan kialakult mezsgyéktől. Van-e esély arra, hogy természetközeli, értékes vegetáció fejlődjön ki rajtuk? Ezen kérdés megválaszolásában segíthet, ha megvizsgáljuk különböző korú és eredetű mezsgyék növényzetét. Így képet kaphatunk arról, milyen növényzet kialakulása várható 20, 50 vagy akár 100 év távlatában.

Magyarországon több kutató is foglalkozott apró löszgyep-fragmentumok vizsgálatával. Kalapos és Szerényi az érdi Sánc-hegy vegetációját kutatták (SZERÉNYI és KALAPOS 2000). Jelentős számú munka született a kunhalmokról (pl.: BARCZI et al. 2004, HERCZEG 2005, JOÓ 2003, BARCZI et al. 2004, VONA és PENKSZA 2004, TÓTH 2004). Ezzel szemben a kifejezetten

mezsgyékkel foglalkozó botanikai tanulmányok száma csekély. KISS (1968) a pusztaföldvári Tatársánc növényzetéről közöl adatokat. Balaton-felvidéki fás mezsgyék növényzetét vizsgálta CSONTOS és TAMÁS (2007). A Dél-Tiszántúl, különösképpen a Csanádi-hát mezsgyéiről nyújt átfogó és részletes képet CSATHÓ (2008).

CSATHÓ (2008) a mezsgyéket az őket határoló objektumok és eredetük szerint csoportosítja. Az első szempont szerint megkülönböztet kísérőmezsgyét, közöltmezsgyét és szabadmezsgyét. A kísérőmezsgyék földút, műút, vasút, csatorna stb. mellett található. A közölt mezsgyék két objektum között futnak (pl.: műút-vasút, csatorna-földút). A szabadmezsgyék mindkét oldalról közvetlenül szántóval érintkező gyepsávok. A mezsgyékkel érintkező közeg gyep minőségére gyakorolt hatására is rámutat. Leírja, hogy a közölt mezsgyék növényzete általában jobb állapotú, mint a bemosódó műtrágya által erősen károsított szabadmezsgyék vegetációja.

A mezsgyéket eredetük alapján két csoportra osztja. Véleménye szerint ez természetvédelmi értékességük szempontjából meghatározó lehet. Az elsődleges mezsgyék az eredeti, ősi vegetáció nyomait őrzik, mint például a határsávok. A másodlagos mezsgyék viszont már szántásból kerültek felhagyásra (például árvízvédelmi töltések). Elsősorban gyomok és generalista fajok uralkodnak ezeken a mezsgyéken.

Célkitűzéseink a következők voltak:

- A vizsgált mezsgyék korának minél pontosabb meghatározása.
- A mezsgyék növényzete és kora közötti összefüggések feltárása.
- Azon tényezők meghatározása, amelyek kulcsfontosságúak a természetvédelmi szempontból értékes mezsgyék fennmaradásához, kialakulásához.

Anyag és módszer

A vizsgált terület földrajzi adottságai és rövid története

Vizsgálatainkat Békés megyében, Kondoros külterületének DNy-i részén (a Kondorost Szarvassal, illetve a Kondorost Nagyszénással összekötő utak által határolt területen) végeztük. A nagyközség tájféldrajzi besorolás szerint a Békési-sík kistájhoz tartozik.

Mivel a vizsgált terület Kondoros külterületéhez tartozik, így tájtörténete szorosan összefügg a falu történetével. A települést név szerint (Cundurur) először 1229-ben a Várad Regesztrumban említik (KARÁCSONYI 1896). 1241-ben a tatárok elpusztították a vidéket. Nagy valószínűséggel Kondoros is elpusztult ebben az időben (BELLA 1975). Legközelebb 1403-ban említik, amikor Maróti János macsói bán megkapta a gyulai uradalmat. Az oklevélben Kondorosegyháza néven szerepel, mint a gyulai uradalomhoz tartozó település (KARÁCSONYI 1896). 1526-ban már a legnagyobb falvak közé tartozik a gyulai uradalomban. Nincs róla adatunk, hogy a falu a török megszállás alatt pontosan mikor pusztult el. Az bizonyos, hogy 1602-ben már pusztta (BELLA 1975). Gyula 1695. évi felszabadításával távozott a török a vidékről. Az 1700-as években igen jó legelőként tartották számon e pusztát. 1720-ban Harruckern János György udvari szállító kapta meg egész Békés megyét (http1). A Csaba és Szarvas közt elterülő terjedelmes pusztát két részre osztották, Kis- és Nagy-Kondoros névvel. Az előbbi Csaba, az utóbbi Szarvas hatóságához tartozott (HAAN 1866). HAAN (1870) is megerősíti, hogy a vizsgált terület ebben az időben pusztta volt: „Mikor 1733 eszt. a vármegyei küldöttség járta be a pusztákat, már akkor itt semmiféle régibb épületnek nyoma sem látszott”. Az I. katonai felmérés is pusztaként ábrázolja a területet. Kondoros pusztta a 19. század elején a Batthyány, Bolza, Mithrovszky, Wenckheim nagybirtokosok tulajdonában volt. A 19. század közepén megnőtt a kereslet a gabona iránt, ami a földesurakat arra ösztönözte, hogy újabb területeket vonjanak művelés alá. Ekkor került feltöresre a Kondorosi pusztta is (BELLA 1975). Az 1845–60-as években megtörtént a tagosítás, így a régi

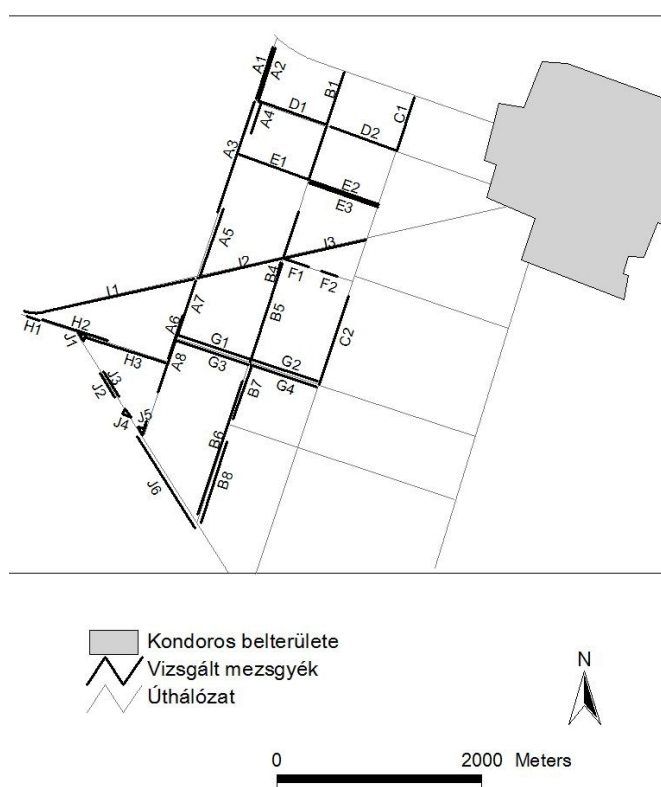
legelőket beszántották, az utak mellett megjelentek az akácfasorok KARÁCSONYI (1896). A legelők feltörésére 1863 előtt kerülhetett sor, hiszen az ekkor készült II. katonai felmérés térképszelvényén már csak a terület neve őrzi az egykori legelők nyomát. A térkép szerint a területen már kizárólag szántók és majorok találhatóak. A tájhasználat a legelők feltörése óta lényegében nem változott: mindig a szántók kizárólagos jelenléte volt jellemző.

Tájtörténeti vizsgálatok

A vizsgált terület tájhasználat-történetének megismeréséhez különböző írott forrásokat (levéltári anyagok, monográfiák, kutatási jelentések, katonai felmérések) használtam. A térképek (I, II, III. Katonai Felmérés, Magyarország topográfiai térképei a második világháború időszakából) feldolgozását Arc View 3.1 szoftverrel végeztem.

Botanikai vizsgálatok

A terület többszöri bejárása során 41 mezsgyeszakaszt vizsgáltunk meg (1. ábra).



1. ábra A vizsgált mezsgyeszakaszok és kódjuk
Figure 1 Map of the sampled verges

Egy szakasz addig tartott, míg egy merőleges földút meg nem szakította, vagy el nem szántották. A háromszög alakú jelek (pl. J4, J5), arra utalnak, hogy ezekben az esetekben nem

csak a mezsgye maradt meg, hanem egy nagyobb folt (régii tanyahelyek). Külön kezeltük az utak jobb és bal oldalát is. Minden mezsgyeszakasról teljes fajlistát készítettünk, felírtuk átlagos szélességét, valamint azt, hogy mi határolja. A mezsgyeszakaszok beméréséhez kézi GPS-t használtunk. A fajlisták és cönológiai felvételek értékelése során a fajok Simon-féle természetvédelmi érték kategóriáját (TVK) (SIMON 1988), szociális magatartási típusát (SBT) (BORHIDI 1995) és cönológiai karaktere szerinti besorolását (HORVÁTH et al. 1995) használtuk. Az 5.3-as kategória alapján határoztuk meg a „lőszfajokat”.

A mezsgyék degradációs fokának, illetve természetességi viszonyainak számszerűsítésére a következő képletet használtuk:

$$Df = \frac{\sum TZ + \sum A + \sum G + \sum GY}{\sum U + \sum KV + \sum V + \sum E + \sum K + \sum TP}$$

Az általunk feljegyzett védett fajokat a 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 közzétételéről (módosította a 21/2001.(IX.28.) KöM rendelet és a 23/2005.(VIII.31.) KvVM rendelet) alapján soroltuk be. A fajnevek KIRÁLY (2009) nomenklatúráját követik.

Eredmények

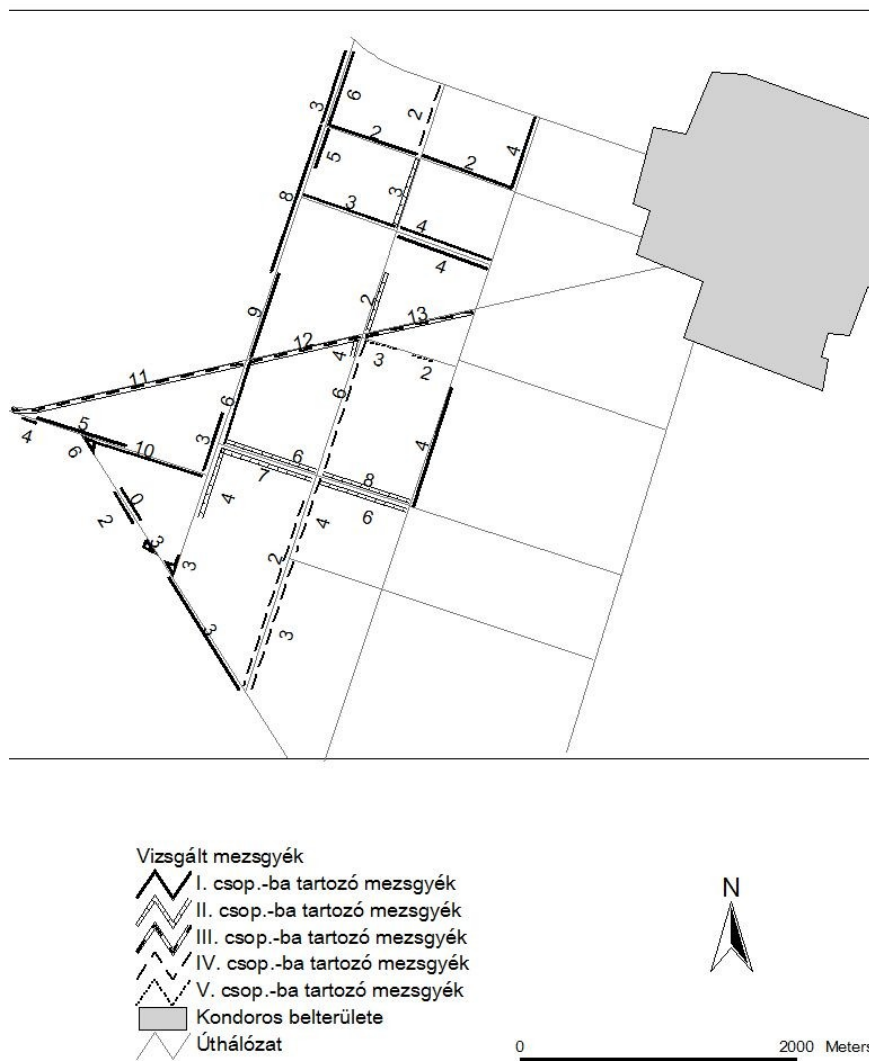
A vizsgált mezsgyék kora és eredete

A vizsgált terület az I. katonai felmérés idejében még teljes egészében gyepterület volt. Ennél több információt sajnos ez a felmérés nem ad a vizsgált mezsgyeszakaszokról. Ezzel szemben a második katonai felmérés térképlapjain már számos megfigyelhető a vizsgált szakaszok közül. Ezek a mezsgyék tehát már az 1863-1864-ben készült térképen is jelölve vannak. Pontos koruk nem állapítható meg, de az bizonyos, hogy legalább 150 évesek. Mivel közvetlenül a legelő feltörése után jelölték ki ezeket az utakat, az őket kísérő gyepsáv növényzete valószínűsíthetően elsődleges. Ezek a mezsgyék alkotják a „legidősebb”, I. csoportot. A harmadik katonai felmérés térképein újabb mezsgyék, földutak „jelennek meg”

A térkép 1874 és 1878 között készült, így az először ezen ábrázolt utakat kísérő mezsgyék minimum 135-140 évesek. Ezek a mezsgyék alkotják a II. csoportot. Ezek a mezsgyék tehát alig fiatalabbak az I. csoportnál, eredetük viszont eltérő, hiszen ezek már másodlagos mezsgyék. A következő térképen, amely az 1930-as években készült, már látható a III. mezsgyecsoport, a Kondoros–Kisszénás vasútvonalat kísérő gyepsáv. Azt biztosan tudjuk, hogy ez a gyepsáv ennél idősebb (120 éves), hiszen a vasútvonal 1893-ban épült meg. Az eddigieknél fiatalabb mezsgyék alkotják a IV. és V. korcsoportot. A IV. csoportba soroltam azokat, amelyek az 1953-59 között térképen már látszanak, és az V. csoportba azokat, amelyek még ennél is később alakultak ki.

A vizsgált mezsgyék növényzete és tájtörténete közötti összefüggések

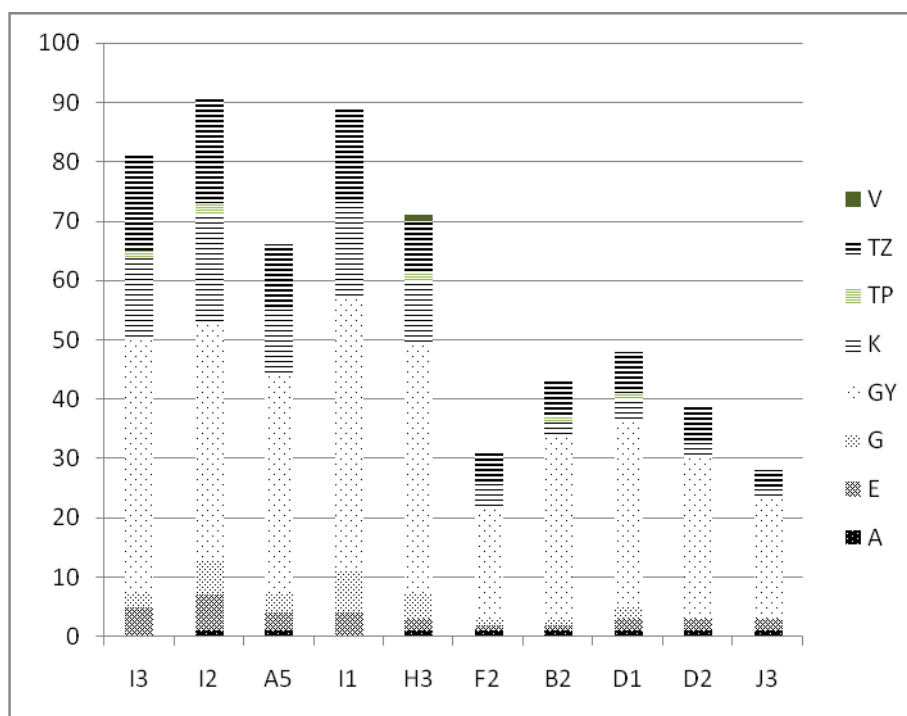
A 2. ábrán a vizsgált mezsgyeszakaszok láthatóak a már ismertetett korcsoportokba osztva. Minden egyes mezsgyeszakaszhoz hozzárendeltük a benne előforduló „lőszfajok” számát. Az irodalmi adatok alapján azt várhatjuk, hogy az elsődleges mezsgyék természetvédelmi szempontból értékesebbek a szántásból felhagyott másodlagos mezsgyéknél (CSATHÓ 2005 2011). Ezek alapján az elsődleges mezsgyékben (I. csoport) vártuk a legtöbb lőszfaj előfordulását.



2. ábra A vizsgált mezsgyeszakaszok korcsoport szerinti besorolása és löszfajaik száma
 Figure 2 The age group of sampled verges and the number of their loess species

Eredményeink némileg eltérnek az előbb leírtaktól. A legtöbb löszfaj nem az I. csoportba tartozó, „ősi” mezsgyék valamelyikén fordult elő, hanem a vasúti mezsgyében. A három legnagyobb érték a három vasúti mezsgyeszakaszhoz köthető (I1, I2, I3). Az I. csoportba tartozó mezsgyék közül csak az A3, A5 és H3 mezsgyeszakaszok esetében volt átlagosnál nagyobb a löszfajok száma. Ebből arra következtethetünk, hogy nem csak az ősiség, a kialakulás óta eltelt idő fontos a növényzet összetétele szempontjából.

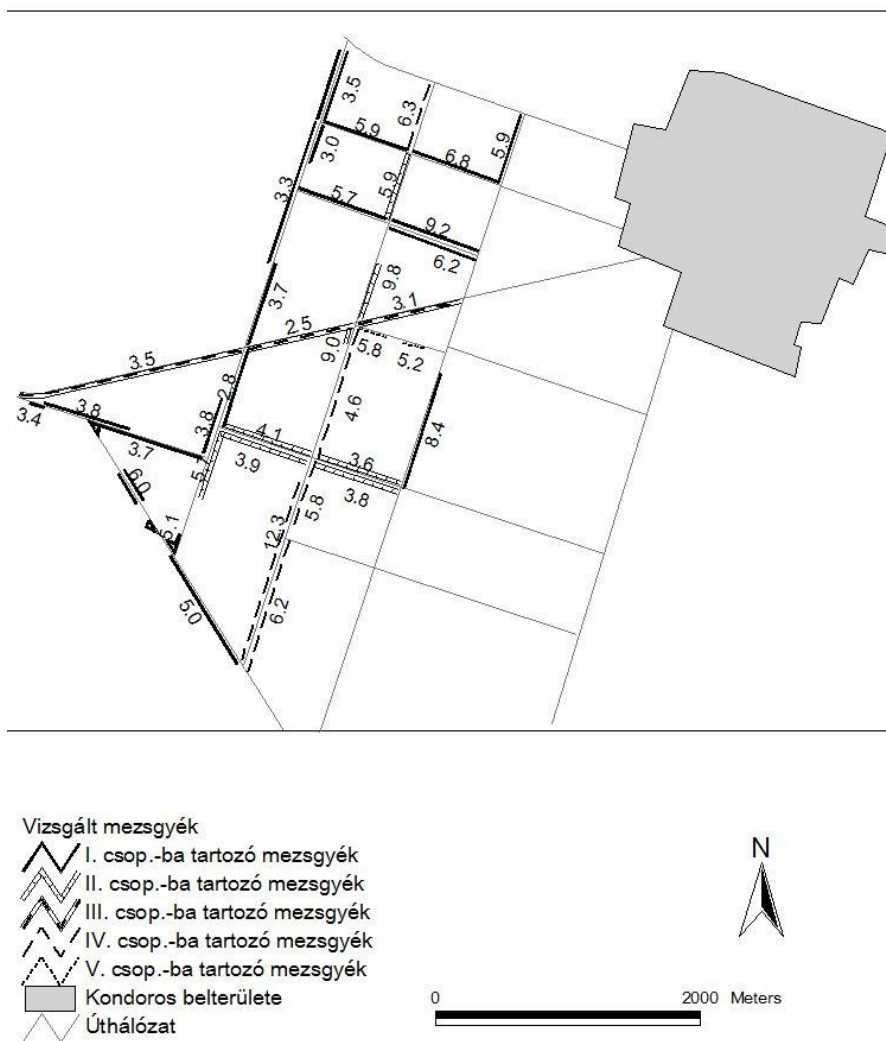
A 3. ábrán az öt legtöbb és öt legkevesebb „löszfajt” tartalmazó mezsgye fajainak TVK értékek szerinti megoszlása látható. Jól látszik, hogy a löszfajok száma tükrözi a növényzet természetességét: a több löszfajnak otthont adó mezsgyék esetében nagyobb a természetességre utaló fajok aránya. A grafikon ugyanakkor azt is mutatja, hogy még az ezen kritériumok alapján legértékesebbnek ítélt mezsgyékben is nagy a gyomfajok száma, valamint a természetességre utaló fajok közül is a zavarástűrők vannak többségben.



3. ábra A fajok Simon-féle természetvédelmi értékkategóriák szerinti megoszlása a 10 kiválasztott mezsgyében

Figure 3 Distribution of species in the ten selected verges according to the nature conservation value categories of Simon

Ha a degradáltság mértékét vizsgáljuk hasonló eredményt kapunk. A 4. ábrán minden mezsgyeszakasz mellett feltüntettük a degradáció mértékét jellemző számot. Minél kisebb a szám, annál kevésbé degradált az adott szakasz. Ezen mutató alkalmazása esetén is a vasúti mezsgye „I” és az „A” határmezsgye bizonyos szakaszai mutatják a legkevésbé degradált képet. A 4. ábra is jól mutatja, hogy nem hagyatkozhatunk csupán a mezsgye korára, ha a természetességére, növényzetére vonatkozóan szeretnénk hipotéziseket felállítani. Például az E2 mezsgyeszakasz az I. csoportba tartozik, degradációs értékszáma mégis 9,2, ami majdnem a legmagasabb.



4. ábra A vizsgált mezsgyék korcsoport szerinti besorolása és degradáltságuk mértéke
 Figure 4 The age group of the sampled verges and their degradation value

Az 5a. ábra mutatja a mezsgyék korát, valamint azt hogy melyik mezsgyeszakaszokban fordult elő az *Ornithogalum brevistylum* és a *Linaria biebersteinii* subsp. *strictissima*. A pontok csupán azt jelölik, hogy az adott faj előfordult mezsgyében, de nem utalnak annak gyakoriságára vagy mezsgyeszakaszon belüli lelőhelyére. Az *Ornithogalum brevistylum* 15, míg a *Linaria biebersteinii* subsp. *strictissima* 16 mezsgyeszakaszban fordult elő. Ha megfigyeljük, hogy ezek a szakaszok melyik csoportba tartoznak, akkor megállapíthatjuk, hogy ezek a védett fajok nem kötődnek az elsődleges vagy nagyon régi mezsgyékhez. Az V. csoport kivételével minden csoportban előfordulnak. A *Linaria biebersteinii* subsp. *strictissima* általában csak kis egyedszámban található meg, de az *Ornithogalum brevistylum* egyes mezsgyékben gyakori (pl. az „I” mezsgyében).



5. a és b ábra Védett növényfajok előfordulása a különböző korú mezsgyékben.
 Figure 5a and 5b Occurrence of protected plants species in the sample verges of different age groups

Az 5.b ábra mutatja a további három védett faj előfordulási adatait. Ezek jóval ritkábbak: a *Vinca herbacea* 2, a *Sternbergia colchiciflora* 3, a *Hypericum elegans* 7 mezsgyeszakaszban volt jelen. Az első két fajt kizárólag elsődleges mezsgyékben találtuk meg. A *Hypericum elegans* az „I” mezsgyében is megtalálható, amely fiatalabb ugyan, de természetessége, fajgazdagsága kiemelkedő. Ezek a fajok tehát szorosabban köthetők az elsődleges mezsgyékhez.

Megvitatás

A felhasznált mutatók alapján az „I” és az „A” jelű mezsgye bizonyos szakaszai mutatják a legtermészetesebb képet. A két mezsgye nem azonos korcsoportba tartozik, ami önmagában is mutatja, hogy nem kizárólag a mezsgye kora a meghatározó a növényzet összetétele, természetesség szempontjából. Az „A” mezsgye az I. csoportba tartozik, azaz elsődlegesnek tekinthető. Ennek ellenére csak az A2, A3, A5 szakaszai tartoznak az értékesebb mezsgyeszakaszok közé. Ezek közös tulajdonsága, hogy viszonylag szélesek és nem érintkeznek közvetlenül a szántóföldekkel. Az A2 és A5 mezsgyeszakaszok esetében a gypsávot erdősáv, illetve mély árok választja el a szántótól. Ezek az élő védősávok tompítják a szántóföldekről érkező negatív hatásokat (pl. műtrágya- és vegyszerbemosódás). Fontos ezen kívül kiemelni, hogy az „A” mezsgye Kondoros határmezsgyéje, a térképek alapján mindig jelentős út volt, amelyet árok és fasor kísért. Az árkok jelenléte megfigyeléseink szerint negatív hatásokkal is bír (invazív fajok terjedése, intenzív cserjésedés). Az „A” mezsgye többi szakasza bizonyítja, hogy ezen feltételeknek (szélesség, „védősáv”) fenn kell

maradnia, hogy az értékes növényzet ne tűnjön el. Az A8-as szakaszra például invazív fajokot telepítettek, ami miatt az adott szakaszon teljesen eltűnt az eredeti növényzet. Az A6-os és A3-as szakaszainak elszántották azon részét, amelyekről a fákat már kivágták.

Ha az „A” mezsgyénél tapasztaltakat összevetjük a vele azonos korcsoportba tartozó „E” mezsgye adataival, akkor azt látjuk, hogy az azonos kora ellenére jóval degradáltabb. Ennek az lehet az oka, hogy a katonai felmérések alapján soha nem volt jelentős út, így valószínűleg mezsgyéje is keskenyebb volt. Ez a helyzet tovább romlott és ma már a teljes elszántás veszélyezteteti fátlan szakaszait. A „H2” mezsgyeszakasz, amely szintén az I. csoportba tartozik, szintén degradált állapotú. Ennek ellenére előfordul benne a *Sternbergia colchiciflora*, amely a növényzet leromlása ellenére jelzi a mezsgyeszakasz elsődleges eredetét. Kérdéses, hogy az ilyen degradált, keskeny mezsgyékben található védett, ritka fajok meddig maradhatnak fenn, illetve milyen mértékben számíthatnak propagulumforrásnak. A másik jó természeti állapotú mezsgye az „I” jelű, amely a vasúti töltést követi. Ez a mezsgye 120 éves, biztosan másodlagos eredetű. Ennek ellenére számos mutató tekintetében a legjobb értékeket mutatta a vizsgált mezsgyék közül. Ennek magyarázata lehet, hogy a legszélesebb mezsgyék közé tartozik, valamint mivel közölt mezsgye nem érik intenzíven a szántóról érkező negatív hatások. Feltételezhetően kialakításakor és az azt követő időszakban még természetesebb állapotban voltak a környező mezsgyék, így az értékes „lőszfajok” könnyebben betelepülhettek, mint napjainkban. A vasúti közlekedésnek köszönhető állandó kezelés is hozzájárulhatott növényzetének kialakulásához, fennmaradásához. Ez a vasúti közlekedés felfüggesztésével komoly veszélybe került, a cserjék intenzíven terjednek a mezsgyében.

Köszönetnyilvánítás

A kutatás a TÁMOP 4.2.4.A/1-11-1-2012-0001 azonosító számú „Nemzeti Kiválóság Program – Hazai hallgatói, illetve kutatói személyi támogatást biztosító rendszer kidolgozása és működtetése országos program” című kiemelt projekt keretében zajlott. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával és a Kutató Kari Kiválósági Támogatás (17586-4/2013/TUDPOL) segítségével valósult meg.

Irodalom

- BARCZI A., PENKSZA K., JOÓ K. 2004: Alföldi kunhalmok talaj-növény összefüggés-vizsgálata. *Agrokémia és Talajtan* 53(1-2): 3-16.
- BELLA I. 1975: Kondoros száz esztendeje. Kondoros Nagyközségi Tanácsa, Kondoros.
- CSATHÓ A. I. 2005: A mezsgyék természetvédelmi jelentősége az Alföld lőszvidékein. *Tájökológiai Lapok* 3(2): 363-364.
- CSATHÓ A. I. 2008: Mezősgyék kutatása a Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság működési területén. Kutatási jelentés. KMNPI, Szarvas.
- CSATHÓ A. I. 2009: Előzetes javaslatok a mezsgyék mintavételezéséhez. 8. Magyar Ökológus Kongresszus, Előadások és poszterek összefoglalói, Szeged, p. 41.
- CSATHÓ A. I. 2011: Az elsődleges és másodlagos mezsgyék növényzetének összehasonlító vizsgálata a battonyai Gránic és Csárda-dűlő példáján. *Tájökológiai Lapok* 9(2): 345-356.
- CSONTOS P., TAMÁS J. 2007: Fás mezsgyék növényzetének vizsgálata a Balaton-felvidéken. *Acta Agronomica Ovariensis* 49(1): 3-13.
- HAAN L. 1866: Békés Csaba mezővárosa hajdanáról és mostani állapotjáról. Pest.
- HAAN L. 1870: Békésvármegye hajdana. I. történelmi rész. Pest.
- HERCZEG E. 2005: Botanikai vizsgálatok kunhalmok Dél-tiszántúli lőszgyepein. *Kanitzia* 13: 45-54.
- HORVÁTH F., DOBOLYI Z. K., MORSCHHAUSER T., LÖKÖS L., KARAS L., SZERDAHELYI T. 1995: FLÓRA adatbázis 1.2 – taxonlista és attribútum-állomány. FLÓRA munkacsoport, MTA-ÖBKI, MTM Növénytára, Vácrátót.
- JOÓ K. 2003: Adatok a Csipő-halom flórájához és vegetációjához. *Tájökológiai Lapok* 1: 87-95.
- KARÁCSONYI J. 1896: Békésvármegye története. Gyula.

- KIRÁLY G. (szerk.) 2009: Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvafő.
- KISS I. 1968: Ősgyep-maradvány az Orosházi Nagytatársáncon, *Acta Academ. Pedagogiae Szegediensis Szeged* 2: 39-61.
- SIMON T. 1988: A hazai edényes flóra természetvédelmi értékének becslése. *Abstracta Botanica* 12: 1-23.
- SZERÉNYI J., KALAPOS T. 2000: Lőszpusztai vegetáció maradványai az Érd-százhalombattai Sánc-hegyen. Lippay János – Vas Károly Tudományos Ülésszak, Szt. István Egyetem, Budapest, 2000. nov. 6–7. Összefoglalók: Botanikai Szekció, pp. 62-63.
- TÓTH A. 2004: A kunhalom-kérdésről. In: TÓTH A. (szerk.): A kunhalmokról más szemmel. Alföldkutatásért Alapítvány, Kisújszállás-Debrecen, pp. 7-12.
- VONA M., PENKSZA K. 2004: A szentesi Kántor-halom vegetációjának változása és ennek összefüggése a talaj vízháztartásával. *Tájökológiai Lapok* 2(2): 341-348.
- ZÓLYOMI B. 1969: Földvárak, sáncok, határmezsgyék és a természetvédelem. A Csörsz-árok és az Alföld ősi növényzete. *Természet Világa* 100: 550-553.
- [http1:http://www.kondoros.hu/index.php?option=com_content&view=article&id=99&Itemid=337](http://www.kondoros.hu/index.php?option=com_content&view=article&id=99&Itemid=337)

STUDIES ON THE VEGETATION AND THE LANDSCAPE HISTORY OF VERGES NEAR KONDOROS

Zs. SUTYINSZKI, Sz. SZENTES, Z. KATONA, E. PUSZTA, Á. MARINKÁS, K. PENKSZA

Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences, Department of Botany,
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1.
e-mail: sutyizsuzsi@gmail.com

Keywords: landscape history, South Tiszántúl, loess verges, naturalness, protected plant species

The loamy soils of the Carpathian Basin have been ploughed since thousand years. Therefore the broad loess steppes of the Tiszántúl has nearly disappeared. Nowadays we can find their remains principally on verges, loess walls and kurgans. Mainly the primary verges are valuable which were never ploughed in. However many agri-environmental schemes in the EU focus on secondary, newly established verges. Therefore in Hungary it is also important to know what kind of vegetation can develop on these secondary habitats. The aims of our study were to date the age of the sample verges and explore the connections between the vegetation and the landscape history of verges. Our results showed that not only the vegetation of primary verges was valuable and natural. Moreover a secondary verge which was established in 1983 had the highest diversity value. Some of the primary verges were degraded, however in some cases one or two vulnerable, protected species could survive in these habitats as well. Generally those wide verges preserve valuable vegetation which are not directly connected with the ploughed fields. As a conclusion we can say that the coincidence of some factors (age, width, etc.) is necessary to the surviving of the natural vegetation. These factors can be important when new verges are established as well.