

NAPJAINK KÖRNYEZETSZENNYEZŐJE, A POLÁROS FÉNYSZENNYEZÉS

FALUSI Eszter, TÓTH Andrea

Szent István Egyetem, Környezet és Tájgazdálkodási Intézet,
Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék
Gödöllő 2103, Páter Károly u. 1., e-mail: falucei@gmail.com

Kulcsszavak: poláros fényszennyezés, poláros fény, polarizáció-érzékelés, ökológiai csapda

Összefoglalás: A városokban és azok közelében az éjszakai égbolt csillagainak láthatósága jelentősen lecsökken, ami lényegében lehetetlenné teszi a tudományos csillagászati megfigyeléseket. Ezt a jelenséget csillagászati fényszennyezésnek nevezzük. Az ökológiai fényszennyezés alatt az élőhelyek mesterséges fények miatti degradációját értjük. Ebben az áttekintő cikkben megismerjük a poláros fényszennyezés (PF) fogalmát, ami a mesterséges poláros fénynek a polarizációérzékeny állatokra gyakorolt káros hatásait jelenti. Ezen belül is csak a sima és sötét mesterséges felületekről visszaverődő erősen és vízszintesen poláros fénynek a polaro-taktikus vízirovarokra kifejtett káros hatásai kerülnek összefoglalásra. A PF a környezeti hatásoknak egy teljesen új formáját jelenti, ami globális és evolúciós értelemben egészen újkeletű. Példákon keresztül kerülnek ismertetésre a PF eddig megismert kísérleti bizonyítékait. Az erősen és vízszintesen polarizáló mesterséges felületek poláros ökológiai csapdaként működhetnek, mivel az e felületekhez vonzódó polarotaktikus rovarok gyakran elpusztulnak és az általuk lerakott peték kiszáradva megsemmisülnek. Ezáltal a PF közvetlen veszélyt jelenthet egyes vízirovar-populációkra az utódgeneráció megnövekedett pusztulási rátája okán. Az áttekintő cikk érintőlegesen foglalkozik a polárosfényszennyező forrásokhoz vonzódó vízirovarokkal táplálkozó predátorok, pók, madarak és denevérek lehetséges hasznáival és kárával.

Bevezetés

A földfelszínre érő teljes sugárzás a közvetlen sugárzásból és a szórt égboltfényből tevődik össze, három színtartományt magába foglalva: ibolyántúli (ultraibolya, UV): 300–380 nm, látható fény: 380–750 nm, vörösön belüli (infravörös, IV, IR): 750–3000 nm. Optikai jellemzői az intenzitás vagy fényesség, a hullámhossz, a polarizációs irány vagy rezgési sík és a polarizációs irány állásának gyakorisága a polarizációfok. A fénypolarizáció jelentős részét a tükröződési polarizáció eredményezi, amelynek a természetben előforduló legfontosabb forrásai a vízfelszínek. A vizek polarizációját egyrészt a felületről visszatükröződő vízszintesen poláros fény, másrészt a víztestből származó, függőlegesen poláros fény határozza meg. A fényvisszaverő objektum sötétsége vagy világossága mellett a közeg törésmutatója is hatással van a fénypolarizációra. Ha nagyobb a fényvisszaverő közeg levegőre vonatkoztatott törésmutatója, akkor nagyobb lesz a visszatükröződés, a polarizációfok és a vízszinteshez közelebb lesz a visszatükröződő fény rezgésirányja. Ezért például a fekete kőolaj, vagy kátrány töcsa nemcsak a színe, hanem a víznél nagyobb törésmutatója miatt is jobban polarizálja a felszínéről visszaverődő fényt.

A fény optikai sajátságai fontos információkat hordoznak, amelyeket a fényérzékelésre képes állatok hasznosítanak. Ugyanakkor a fotoreceptorokkal rendelkező állatcsoportok és gyakran az azonos rendszertani csoportba sorolt különböző fajok között is jelentős különbségek adódnak abban a tekintetben, hogy a fény előbbiekben felsorolt négy optikai sajátsága közül melyik információtartalmát használják ki. Az emlősök idegrendszerének

és látászervi apparátusának evolúciós fejlődése során olyan fényérzékelő szervrendszer alakult ki, amely csak a fény intenzitását és hullámhosszát képes érzékelni, és így a fény polarizációjában rejlő információkat az emlősök nem tudják kiaknázni. Ezzel szemben az ízeltlábúak, a halak, a kétélűek, a hullók és a madarak között számos olyan fajjal találkozunk, amelyek látószerve érzékeny a fény polarizációjára. Bizonyos mesterséges felszínek fénypolarizációs sajátosságait tekintve megtévesztésig hasonlóak lehetnek egy vízszintesen poláros fényt visszaverő vízfelszínhez a vizet kereső rovarok számára. Mivel a vízi rovarok vízdetektálása a vízfelszínről érkező vízszintesen poláros fény segítségével történik, egyes antropogén eredetű termékek (aszfaltút, gépkocsi, üvegházak) vizuális csapdaként hatnak rájuk. Az előbbieken felsorolt antropogén termékek, aszfaltút, kőolajkifolyások optikai rovarcsapda hatását jól demonstrálhatjuk, a mezőgazdaságban sok helyütt használt fényes fekete műanyag (polietilén) fóliával, ennek hasonló optikai tulajdonsága miatt.

A poláros fényszennyezések

Sötét olajfelszínek által csapdázott vízi rovarok

KENNEDY (1917) volt az a kutató, aki elsőként tájékoztatott olyan szitakötő fajokról, amelyek egyedei azért pusztultak el, mert a nyíltfelszínű nyersolaj és petróleum tárolók folyadékát vízként azonosították. HORVÁTH és ZEIL (1996) hasonló jelenséget figyeltek meg a kuvaiti sivatagban, ahol az öbölháború következtében százával kialakult nyersolaj tavakba különböző vízirovarok, különösképpen szitakötők pusztultak bele, amelyek akkor estek csapdába, amikor megpróbálták lerakni petéiket az olajfelszínre. A két kutató feltételezése szerint a polarotaktikus vízirovarokra erőteljesen vonzó hatást gyakorolt az erősen és vízszintesen poláros fényt reflektáló olajfelszín. Horváth és kutatótársai (HORVÁTH et al. 1998), valamint WILDERMUTH (1998) svájci kutatóprofesszor vizsgálták, majd bizonyították ezt a hipotézist: kimutatták, hogy a pozitív polarotaxis a legfontosabb mechanizmus, amely a szitakötők élőhely- és petézőhely-választását irányítja és erre a sajátosságra vezethető vissza, hogy ezeket a rovarokat megtéveszti és magához vonzza a nyers- és fáradtolaj, a kátrány és aszfaltfelszín, amelyek erősen és vízszintesen poláros fényt tükröznek.

Képkalkotó videopolarimetriát használva HORVÁTH és ZEIL (1996) demonstrálták, hogy a sötét olajfelszín mindig vízszintesen poláros fényt ver vissza, amelynek polarizáció foka p megközelítőleg a Brewster szög (kb. 57° a függőlegetől) alatt vizsgálva igen nagy érték (közel 100%), miközben különösen a fehér árnyalatú víztestek alacsonyabb polarizációfokú fényt reflektálnak, amelynek iránya sem mindig vízszintes. A tükröző felületről visszaverődő fény magasabb polarizációfoka és a rezgésíkjának a vízszintes iránytól való kisebb mértékű eltérése erőteljesebb vonzóhatást gyakorol a vízirovarokra (HORVÁTH és VARJÚ 2004). Végső következtetésként megállapíthatjuk, hogy egy sötét olajtócsa sokkal vonzóbb lehet a polarotaktikus vízirovarok számára, mint egy világosabb víztest. Így a vízirovarok számára a természetes vizes élőhelyet utánzó olajtavak valójában egy szupernormális ingeret képeznek.

Korábban Budapest külvárosában 1951 és 2001. között egy nyíltfelszínű pakuratóról létezett. Bernáth és munkatársai (BERNÁTH et al. 2001a, 2001b) kimutatták, hogy ez a nyíltfelszínű olajtároló egy végzetes rovarcsapdaként működött 50 évig. Terepmunkájuk során megfigyelték, hogy a pakura szitakötőket, kérészeket, tegzeseket, vízi poloskákat és vízi bogarakat csapdáz nagy mennyiségben, különösen tavasszal, nyáron és ősszel a rovarok rajzása és kolonizációja során. Mind a nőstény, mind a hím szitakötők körében megjelentek például ugyanazok a jellegzetes viselkedésformák (járőröző repülés, territórium védelem, vízérintés, zsákmányszerzés a levegőben, párzás és petézés) az erősen és vízszintesen poláros olajfelszín fölött, mint a szitakötők természetes élőhelyén a víztestek fölött (CORBET 1999).

Polarotaktikus rovarok megtévesztése a talajfelszínen elhelyezett fényes fekete műanyagfóliákkal

A mezőgazdaságban gyakran használnak nagy kiterjedésű fehér és fekete műanyag (polietilén) agrofóliákat, amelyeket azért terítenek ki a szántóföldeken, hogy megakadályozzák a gyomnövények elburjánzását, csökkentsék a víz elpárolgását a talajból, mérsékeljék kora tavasszal a felmelegedett termőföld hőkisugárzását, vagy megvédjék a termést az esőtől. Egy vízszintes fekete műanyagfólia mindig erősen és vízszintesen poláros fényt reflektál a Brestwer szög közelében, míg egy fehér műanyagfólia alacsony polarizáció fokú, függőlegesen, vagy ferdén poláros fényt tükröz (HORVÁTH és VARJÚ 2004). Így a vízszintes helyzetű fényes fekete műanyagfóliáról visszavert fény szupernormális ingerként hat a vizet kereső polarotaktikus vízirovarokra.

Számos kutató azt bizonyította, hogy valóban ezek a fényes fekete műanyagfóliák erőteljesen magukhoz vonzzanak különböző vízirovarokat (vízi bogarak és poloskák, szitakötők, kérészek, álkérészek, tegzesek, bögyölők) nagy számban, míg a fehér fóliák nem voltak vonzóak (NOORDWIJK 1980, HORVÁTH et al. 1998, 2008, KRISKA et al. 1998, 2006a, 2006b, 2007, WILDERMUTH 1998, WILDERMUTH és HORVÁTH G. 2005, BERNÁTH et al. 2001a, 2001b, CSABAI et al. 2006; HORVÁTH és KRISKA 2008) Az összes vízirovar hasonló viselkedési elemeket mutatott a fekete műanyag fóliánál: rajzás, landolás, felszállás, felületérintés, mászás a fólián, párzás és peterakás. Végül a vízirovarok nagy része (pl. vízi poloskák és bogarak) kiszáradva elpusztulnak néhány órán belül a fekete fólián. Ezek a rovarok mind a vízfelszínről tükröződő vízszintesen poláros fény alapján ismerik föl a víztesteket és ezek felé repülnek, ami egyértelmű megjelenése a pozitív polarotaxisuknak.

Polarotaktikus vízirovarok vonzódása száraz aszfalt utakhoz

PUSCHNIG (1926) és WHITEHOUSE (1941) közöltek adatokat arról, hogy különböző szitakötő fajok száraz aszfalt utak mentén járőröznek és gyakran megérintik az aszfaltfelszínt. Kriska és munkatársai (KRISKA et al. 1998) megfigyelték, hogy napnyugtakor számos kérészfaj egyedei rajzanak, és párosodnak az aszfaltút felett és gyakran landolnak a száraz aszfalton a közvetlen szomszédságában a patakknak, ahonnan kirepültek. A párzást követően a nőstény kérészek lerakták petéiket a száraz aszfaltfelszínre. A kérészek

hasonló viselkedést mutattak az aszfalt út fölött, mint természetes körülmények között a vízfelszín fölött. Tavasszal a petecsomóikat potrohvégeiken cipelő, petézésre készülő nőstény álkérészek is gyakran megfigyelhetők az említett aszfaltúton.

Képalkotó videopolarimetria segítségével, Kriska és munkatársai (KRISKA et al. 1998) kimutatták, hogy napnyugtakor az égboltfénnyel megvilágított aszfalt felszín (ahol a kérészek rajzoltak) egy erősen és vízszintesen poláros vízfelszínt utánoz a vizet kereső kérészek számára. Bizonyították azt is, hogy a kérészek a vizet a felszínéről visszavert fény vízszintes polarizációjáról ismerik fel és pozitív polarotaxissal rendelkeznek; továbbá azt is, hogy minél sötétebb és simább egy vízszintes aszfaltfelszín annál vonzóbb a kérészek számára.

Vízirovarok vonzódása fekete, vörös, vagy sötét színárnyalatú gépkocsikhoz

Korábban többen is gyakran megfigyelték vízi bogarak és poloskák leszállását fekete és piros színű gépkocsik motorháztetőjén, tetején és csomagtartóján (JÄCH 1997, NILSSON 1997; VONDEL 1998, KRISKA et al. 1998), és azt is, hogy kérészek és szitakötők gyakran rakják a petéiket ezen autók felszínére (KENNEDY 1938, WYNIGER 1955, SVIHLA 1961, WATSON 1992, WILDERMUTH 1998, STEVANI et al., 2000, BERNÁTH et al. 2001b, GÜNTHER 2003, TORRALBA és OCHARAN 2003, WILDERMUTH és HORVÁTH 2005). SCHWIND (1991, 1995), Kriska és munkatársai (KRISKA et al. 2006a) megállapították, hogy a vörös és fekete vízszintes tükröző felületek majdnem teljesen azonos mértékben vonzzák a vízi bogarakat és poloskákat, míg a sárga és a fehér vízszintes tükröző felületek egyáltalán nem vonzóak. Képalkotó videopolarimetria alkalmazásával Kriska és kollégái (KRISKA et al. 2006a) kimutatták, hogy a spektrum kék és zöld színtartományában a vörös és a fekete autókról visszavert fény polarizációfoka nagy és a motorháztetőről, a tetőről és a csomagtartóról visszatükröződő fény rezgéssíkja pontosan, vagy majdnem pontosan vízszintes. Így a vörös és fekete autók vízszintes felületei erősen vonzzák a polarotaktikus vízirovarokat. Másrészt pedig a sárga és fehér autók vízszintes felszíneiről visszaverődő fény polarizációfoka igen alacsony és a polarizáció iránya általában nem vízszintes. Eképpen a sárga és a fehér gépkocsik nem vonzzák magukhoz a polarotaktikus vízirovarokat. A gépkocsikhoz vonzott vízirovarok által a karosszériára lerakott peték rövid idő alatt kiszáradnak és elpusztulnak. Ez a pusztító hatás gyakran megjelenik a vízirovarok imágóinak esetében is, amelyek leszállásuk után szinte rögtön odasülnek a napsütésben felhevült autófelszínhez. A gépkocsi karosszériára lerakott peték is sérülést okozhatnak a fényezésen a savas esők hatásához hasonlóan a petékben található kéntartalmú aminosavakból képződő kénsav révén. (STEVANI et al. 2000).

Fekete sírkövek által megfévesztett szitakötők

WYNIGER (1955), NEVILLE (1960), JURZITZA és KORMANN (1960), és PAINE (1992) megfigyelték, hogy különböző szitakötő fajok egyedei szexuális és petézési viselkedést mutatnak különböző vízszintes tükröző felületeknél, fényes betonfelszínen, fekete padon, fényes sátozott, műanyag szélvédőn és üvegtáblákon. Horváth és társai (HORVÁTH et al. 2007) megfigyelték, hogy különböző *Sympetrum* szitakötő fajok egyedei vonzódtak a polírozott felületű fekete sírkövekhez egy temetőben, ahol mindnyájan ugyanazt a viselkedést mutatták (pl. ülőágon való tartózkodás, felületérintés, párzás) mint a vizeknél.

A szitakötők azokat a síremlékeket részesítették előnyben, amelyek rendelkeztek egy legalább 0,5 m²-es majdnem vízszintes, fényesre polírozott fekete felülettel, nyílt égbolt alatt helyezkedtek el és volt legalább egy ülőág a közvetlen szomszédságában. Képkalkotó videopolarimetriát alkalmazva Horváth és munkatársai (HORVÁTH et al. 2007) azt találták, hogy a vízszintes fekete sírkövek, hasonlóan a sima vízfelszínnekhez erősen és vízszintesen poláros fényt reflektálnak. Bizonyították, hogy a fekete síremlékekhez vonzódó szitakötők pozitív polarotaxissal rendelkeznek, mert természetes körülmények között a szitakötők vízdetekciója a tükröző vízfelületről érkező vízszintesen poláros fény érzékelésén alapszik.

Függőleges üvegfelületek által megtévesztett polarotaktikus tegzesek

A *Hydropsyche pellucidula* tegzesek napnyugtakor repülnek ki a Dunából Budapestnél, majd megkezdik rajzásukat a fák és bokrok körül a folyóparton. Kriska és munkatársai (KRISKA et al. 2008a, 2008b) megfigyelték, hogy ezek a vízirovarok tömegesen a vízparti épületek függőleges üvegtábláihoz vonzódnak: a tömegrajzásban résztvevő *H. pellucidula* egyedeket akár több órára is magukhoz vonzzák a sötét, függőleges üveglapok, amelyekre leszállnak, mászkálnak és párzanak rajta, miközben jelentős részüket csapdába ejtik az épület nyitott bukóablakai. Kriska és kollégái (KRISKA et al. 2008a) kimutatták, hogy a petézésre készülő *H. pellucidula* nőstények vonzódnak az erősen és vízszintesen poláros fényhez, amely az összetett szemük hasi oldalával érzékelnek. Ennek a pozitív polarotaxisnak a vízdetekció a funkciója, amelynek eredményeként petézéskor képesek visszatalálni ahhoz a víztesthez, amelyben a lárvakorukat töltötték. Kriska és munkatársai (KRISKA et al. 2008a) azt is kimutatták, hogy az erősen poláros függőleges fekete üvegfelületek szignifikánsan vonzóbbak a *H. pellucidula* egyedek számára, mint a kevésbé poláros fehér üvegfelületek.

Képkalkotó videopolarimetria alkalmazásával, Malik és kollégái (MALIK et al. 2008) kimutatták, hogy a repülő tegzesek vonzódása a függőleges üvegfelületekhez és a helybenmaradásuk is egyértelműen magyarázható a függőleges üvegfelület tükröződési-polarizációs sajátságaival és ezen rovarok polarotaktikus viselkedésével. Ők bizonyították, hogy a tegzesek kibújásuk után a vízparti épületekhez vonzódnak annak sötét sziluettje és az üvegfelületeiről tükröződő vízszintesen polarizált fény miatt. Napnyugta után az épületek csapdázó hatása továbbra is megmarad az épület világítása által kiváltott pozitív fototaxis miatt. Mivel az épületek függőleges üvegfelületei tömeges megjelenésük az antropogén eredetű optikai környezetben és a polarotaktikus vízirovarok szélesen elterjedtek szerte a világon, ezek az eredmények általános érdeklődésre tarthatnak számot a vízirovarok vizuális és viselkedési ökológiájával foglalkozó kutatók körében.

A poláros fényszennyezés rovarvökre gyakorolt lehetséges előnyei és hátrányai

A poláros fényszennyezés megnevezés arra a tényre utal, hogy a jelenség kialakulásának egyetlen kiváltó oka a poláros fény, míg a szennyezés kifejezés azt jelzi, hogy a poláros fényszennyezés elsődleges hatása az, hogy megtéveszti és magához vonzza a fény vízszintes polarizációja révén a polarotaktikus rovarokat. Az elsődleges hatás mellett a poláros fényszennyezés másodlagos hatásai előnyösek is lehetnek, amikor bizonyos állatok (pl. rovarvő madarak, pókok és denevérek) olyan polarotaktikus rovarokkal

táplálkoznak, amelyek erőteljesen vonzódnak a mesterséges eredetű vízszintesen poláros fényhez. Ebben az esetben a ragadozók hasznat húzhatnak a poláros fényszennyezésből. Az utcai lámpákhoz vonzódó rovarokra vadászó békák (BUCHANAN 2006), hullók (PERRY és FISHER 2006), madarak (EISENBEIS 2006), denevérek (RYDELL 2006) és pókok (FRANK 2006) megjelenése a fényforrások közelében egy jólismert másodlagos következménye a hagyományos (nem poláros) ökológiai fényszennyezésnek.

Bernáth és munkatársai (BERNÁTH et al. 2008) barázda billegetőkről közöltek adatokat (*Motacilla alba*, *M. flava*) amelyeket a földre kiterített fényes fekete műanyag agrofóliák által csapdázott polarotaktikus rovar tömeg vonzott a száraz és erősen, vízszintesen poláros felületekhez. Ezek a billegetők szisztematikusan vadászták le a fólia fölött repülő és a fóliára leszálló rovarokat, amely ezáltal úgy működött, mint egy gigantikus madáretető. Kriska és munkatársai (KRISKA et al. 1998) megfigyelték, hogy a barázda billegetők (*Motacilla alba*) gyakran összeszedetik a rajzó és párosodó kérészeket azoknál a száraz aszfaltutaknál, amelyek a patakok és folyók közelében futnak.

Összetettebb táplálékhálózat kialakulásáról számoltak be Bernáth és munkatársai (BERNÁTH et al. 2001a, 2008) egy budapesti, nyíltfelszínű pakuratároló vizsgálatára kapcsán: Az erősen és vízszintesen poláros fekete olajfelszín különböző vízirovar fajok egyedeit vonzza magához nagy tömegben. Ez a rovar tömeg különböző rovarvő madarakat és denevéreket vonz a közelbe, amelyeket gyakran foglyul ejt a ragacsos olajfelszín. A csapdába esett madarak és denevérek tetemei ragadozó madarakat vonzzanak a területre (pl. baglyok, karvalyok), amelyeket szintén csapdába ejt a pakura. Végül a táplálékhálózat összes tagja áldozatul esik a pakurató poláros fényszennyezésének, a vízirovarokat, madarakat és denevéreket is elpusztítja az olaj.

Korábban már említettük, hogy a bögölyök is polarotaktikus rovarok, így vonzódnak az erősen és vízszintesen poláros felszínhez (HORVÁTH et al. 2008; KRISKA et al. 2008b). A fényes fekete felületek poláros fényszennyezésének vizsgálata tette lehetővé egy új optikai csapda kifejlesztését a bögölyök számára, amely sokkal nagyobb hatékonysággal fogja be ezeket a rovarokat, mint az eddig használt a visszavert fény intenzitása és színe alapján működő csapdák (pl. MALAISE 1937, HALL et al. 1998). A poláros bögölycsapda hatékonyan csökkentheti helyi szinten a bögölyök egyedszámát, ami előnyös az emberek és háziállataik számára egyaránt, hiszen a világszerte elterjedt bögölyök nőstényeinek többsége vérszívó. A nőstény bögölyök vérszívással számos az embereket és házi állatokat megbetegítő kórokozót terjesztenek (pl. lépfene, tularémia, anaplazmózis, hog kolera, vándor filária, Lyme kór), ezért az ellenük való védekezés nem csak gazdasági, hanem közegészségügyi szempontból is igen jelentős.

Irodalom

- BERNÁTH B., SZEDENICS G., MOLNÁR G., KRISKA GY., HORVÁTH G. 2001a: Visual ecological impact of „shiny black anthropogenic products” on aquatic insects: oil reservoirs and plastic sheets as polarized traps for insects associated with water. Archives of Nature Conservation and Landscape Research 40: 87–107.
- BERNÁTH B., SZEDENICS G., MOLNÁR G., KRISKA GY., HORVÁTH G. 2001b: Visual ecological impact of a peculiar waste oil lake on the avifauna: dual-choice field experiments with water-seeking birds using huge shiny black and white plastic sheet. Archives of Nature Conservation and Landscape Research 40: 1–28.
- BERNÁTH B., KRISKA GY., SUHAI B., HORVÁTH G. 2008: Insectivorous birds as insect indicators on plastic sheets attracting polarotactic aquatic insects. Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae 54: 145–155.

- BUCHANAN B. W. 2006: Observed and potential effects of artificial night lighting on anuran amphibians. In: Rich, C. and Longcore, T. (eds.): *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*. pp. 192–220. Island Press, Washington – Covelo – London.
- CORBET P. S. 1999: *Dragonflies. Behaviour and Ecology of Odonata*. Harley Books, Martins, Great Horkesley, Colchester, Essex.
- CSABAI Z., BODA P., BERNÁTH B., KRISKA GY., HORVÁTH G. 2006: A 'polarisation sun-dial' dictates the optimal time of day for dispersal by flying aquatic insects. *Freshwater Biology* 51: 1341–1350.
- EISENBEIS G. 2006: Artificial night lighting and insects: attraction of insects to streetlamps in a rural setting in Germany. In: RICH C., LONGCORE T. (eds.): *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*. pp. 281–304. Island Press, Washington – Covelo – London.
- FRANK K. D. 2006: Effects of artificial night lighting on moths. In: RICH C., LONGCORE T. (eds.): *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*. pp. 305–344. Island Press, Washington – Covelo – London.
- GÜNTHER A. 2003: Eiablage von *Sympetrum vulgatum* auf ein parkendes Auto (*Odonata: Libellulidae*). *Libellula* 22: 19–23.
- HALL M. J. R., FARKAS R., CHAINEY J. E. 1998: Use of odour-baited sticky boards to trap tabanid flies and investigate repellents. *Medical and Veterinary Entomology* 12: 241–245.
- HORVÁTH G., ZEIL J. 1996: Kuwait oil lakes as insect traps. *Nature* 379: 303–304.
- HORVÁTH G., VARJÚ D. 2004: *Polarized Light in Animal Vision – Polarization Patterns in Nature*. Springer Verlag, Heidelberg – Berlin – New York.
- HORVÁTH G., KRISKA GY. 2008: Polarization vision in aquatic insects and ecological traps for polarotactic insects. In: Lancaster, J. and Briers, R. A., (eds.): *Aquatic Insects, Challenges to Populations*. CAB International Publishing, Wallingford, Oxon, UK, pp. 204–229.
- HORVÁTH G.; BERNÁTH B., MOLNÁR G. 1998: Dragonflies find crude oil visually more attractive than water: Multiple-choice experiments on dragonfly polarotaxis. *Naturwissenschaften* 85: 292–297.
- HORVÁTH G., MALIK P., KRISKA GY., WILDERMUTH H. 2007: Ecological traps for dragonflies in a cemetery: attraction of *Sympetrum* species (*Odonata: Libellulidae*) by horizontally polarizing black gravestones. *Freshwater Biology* 52: 1700–1709.
- HORVÁTH G., MAJER J., HORVÁTH L., SZIVÁK I., KRISKA GY. 2008: Ventral polarization vision in tabanids: horseflies and deerflies (*Diptera: Tabanidae*) are attracted to horizontally polarized light. *Naturwissenschaften* 95: 1093–1100.
- JÄCH M. A. 1997: Daytime swarming of rheophilic water beetles in Austria (Coleoptera: Elmidae, Hydraenidae, Haliplidae). *Latissimus* 9: 10–11.
- JURZITZA G., KORMANN K. 1960: Libellenbeobachtungen in der Umgebung von Karlsruhe (Baden). *Beiträge zur naturkundlichen Forschung in Südwest-Deutschland*, 19: 56–57.
- KENNEDY C. H. 1917: Notes on the life history and ecology of the dragonflies (Odonata) of central California and Nevada. *Proc US Nat Mus* 52: 483.
- KENNEDY C. H. 1938: The present status of work on the ecology of aquatic insects as shown by the work on the Odonata. *Ohio Journal of Science* 38: 267.
- KRISKA GY., HORVÁTH G., ANDRIKOVICS S. 1998: Why do mayflies lay their eggs en masse on dry asphalt roads? Water-imitating polarized light reflected from asphalt attracts Ephemeroptera. *Journal of Experimental Biology* 200: 2273–2286.
- KRISKA GY., MALIK P., CSABAI Z., HORVÁTH G. 2006a: Why do highly polarizing black burnt-up stubble-fields not attract aquatic insects? An exception proving the rule. *Vision Research* 46: 4382–4386.
- KRISKA GY., CSABAI Z., BODA P., MALIK P., HORVÁTH G. 2006b: Why do red and dark-coloured cars lure aquatic insects? The attraction of water insects to car paintwork explained by reflection-polarization signals. *Proceedings B of the Royal Society* 273: 1667–1671.
- KRISKA GY., BERNÁTH B., HORVÁTH G. 2007: Polarotaxis in a mayfly that needs not search for water: polarotactic water detection in *Palingenia longicauda* (Ephemeroptera). *Naturwissenschaften* 94: 148–154.
- KRISKA GY., MALIK P., SZIVÁK I., HORVÁTH G. 2008a: Glass buildings on river banks as 'polarized light traps' for mass-swarming polarotactic caddis flies. *Naturwissenschaften* 95: 461–467.
- KRISKA GY., MAJER J., HORVÁTH L., SZIVÁK I., HORVÁTH G. 2008b: Polarotaxis in tabanid flies and its practical significance. *Acta Biologica Debrecina Supplementum Oecologica Hungarica* 18: 101–108.
- MALAISE R. 1937: A new insect-trap. *Entomologisk Tidskrift Stockholm* 58: 148–160.
- MALIK P., HEGEDÜS R., KRISKA GY., HORVÁTH G. 2008: Imaging polarimetry of glass buildings: why do vertical-glass surfaces attract polarotactic insects? *Applied Optics*, 47/24: 4361–4374.
- NEVILLE A. C. 1960: A list of Odonata from Ghana, with notes on their mating, flight, and resting sites. *Proceedings of the Royal Entomological Society of Lond* 35: 124.

- NILSSON A. N. 1997: On flying *Hydroporus* and the attraction of *H. incognitus* to red car roofs. *Latissimus* 9: 12–16.
- NOORDWIJK M. V. 1980: Dragonfly behaviour over shining surfaces. *Notul Odonatol* 1: 105.
- PAINE A. 1992: Notes and observations. *Journal of the British Dragonfly Society*, 8: 14–18.
- PERRY G., FISHER R. N. 2006: Night lights and reptiles: observed and potential effects. In: RICH C., LONGCORE T. (eds.): *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*. Chapter 8, pp. 169–191, Island Press, Washington – Covelo – London.
- PUSCHNIG R. 1926: Albanische Libellen. *Konowia* 5: 33, 113, 208, 313.
- RYDELL J. 2006: Bats and their insect prey at streetlights. In: RICH C., LONGCORE T. (eds.): *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*. 3: 43–60, Island Press, Washington – Covelo – London.
- SCHWIND R. 1991: Polarization vision in water insects and insects living on a moist substrate. *Journal of Comparative Physiology A* 169: 531–540.
- SCHWIND R. 1995: Spectral regions in which aquatic insects see reflected polarized light. *Journal of Comparative Physiology A* 177: 439–448.
- STEVANI C. V., PORTO J. S., TRINDADE D. J., BECHARA E. J. H. 2000: Automotive clearcoat damage due to oviposition of dragonflies. *Journal of Applied Polymer Science* 75, 1632–1639.
- SVIHLA A. 1961: An unusual ovipositing activity of *Pantala flavescens* Fabricius. *Tombo* 4: 18.
- TORRALBA B. A., OCHARAN F. J. 2003: Coches como hábitat para libélulas? Algunos machos de *Crocothemis erythraea* creen que sí. *Boletín de la Sociedad Entomología Aragonesa* 32: 214–215.
- WATSON J. A. L. 1992: Oviposition by exophytic dragonflies on vehicles. *Notulae Odonatologicae* 3: 137.
- WHITEHOUSE F. C. 1941: A guide to the study of dragonflies of Jamaica. *Bull Inst Jamaica Sci Ser No 3*, pp 1–69.
- WILDERMUTH H. 1998: Dragonflies recognize the water of rendezvous and oviposition sites by horizontally polarized light: a behavioural field test. *Naturwissenschaften* 85: 297–302.
- WILDERMUTH H., HORVÁTH G. 2005: Visual deception of a male *Libellula depressa* by the shiny surface of a parked car (Odonata: Libellulidae). *International Journal of Odonatology* 8: 97–105.
- VONDEL B. J. VAN 1998: Another case of water beetles landing on a red car roof. *Latissimus* 10: 29.
- WYNIGER R. 1955: Beobachtungen über die Eiablage von *Libellula depressa* L. (Odonata, Libellulidae). *Mitteilungen der Entomologischen Gesellschaft Basel NF* 5: 62–63.

POLARIZED LIGHT POLLUTION, A CURRENT ENVIRONMENTAL POLLUTION

E. FALUSI, A. TÓTH

Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management, Dept. of Nature Conservation and Landscape Ecology, H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1.
falucei@gmail.com

Keywords: polarized light pollution, polarized light, polarization vision, ecological trap

The degradation of human views of the night sky in/near cities makes practically all astronomical observations impossible, which phenomenon is called ‘astronomical photopollution’. Ecological photopollution (EPP) has been defined as the degradation of the photic habitat by artificial light. In this review article we introduce the definition of polarized light pollution (PLP), meaning all adverse effects on polarotactic aquatic insects attracted by exactly or nearly horizontally polarized light reflected from smooth and dark artificial surfaces. PLP is a new kind of environmental effects, it is global and novel in an evolutionary sense. We review the experimental evidences of PLP, such as (i) trapping of aquatic insects by dark oil surfaces; (ii) dehydration of polarotactic insects attracted to black plastic sheets used in agriculture; (iii) egg-laying of polarotactic mayflies onto dry asphalt roads; (iv) attraction of aquatic insects to black, red or dark-coloured car paintwork; (v) deception of polarotactic dragonflies by shiny black gravestones; (vi) attraction of mass-swarming polarotactic caddis flies to glass surfaces. All such highly and horizontally polarizing artificial surfaces may act as polarized ecological traps for polarotactic insects, because these surfaces are inappropriate for the development of eggs laid by the deceived aquatic insects. The mortality associated with PLP may threaten populations of endangered aquatic insect species. We discuss possible benefits and/or disadvantages of predators (spiders, birds, bats) feeding on the polarotactic insects attracted to different sources of PLP. Several remedies of PLP are also suggested. PLP is mainly a byproduct of the human architectural, building, industrial and agricultural technology, and it may allow to function feeding webs composed of polarotactic insects and their predators.

GYEPTAKARMÁNY-TERMESZTÉSTŐL A TERMÉSZETVÉDELMI GYEPGAZDÁLKODÁSIG, GYEPÉRTÉKEK, GYEPÉRTÉKELÉSEK

PENKSZA Károly¹, SZENTES Szilárd¹, TASI Julianna²

¹Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,
Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék
2103 Gödöllő, Páter Károly utca 1., e-mail: penksza@gmail.com

²Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,
Növénytermesztési Intézet, Gyepgazdálkodási osztály

Kulcsszavak: gyepgazdálkodás, legeltetés, kaszálás, takarmányozás

Összefoglalás: Az áttekintő dolgozattal a gyepgazdálkodás egyes jelentős területeinek eredményeit, kutatási irányait a természetvédelmi célpontokra koncentrálnak mutatjuk be, nem teljes monográfikus igényvel, hanem a megjelölt területekhez fűződő, első sorban hazai irodalmi vonatkozásokkal. Az áttekintés a kezdetekre visszanyúlva napjainkig tart, közel 400 irodalmi felsorolással, ami még inkább hangsúlyozza a téma aktualitását, jelentőségét és szerves kapcsolatait más tudományterülettel is.

Bevezetés

A legeltetési állattenyésztés hazánkban nagy hagyományokra és eredményekre tekint vissza. Az extenzív állattartás végigkísérte történelmünket, sőt már a honfoglalás előtti időktől jellemezte a magyarokat. A honi tájakon a természeti tényezők együttes hatására főleg erdős legelők jöttek létre. A szélsőséges éghajlat, a változatos talajviszonyok és főleg az ember átalakító munkája gyepterületeket eredményezett. Ezek a területek történő legeltetési állattartás – az élelemszerzésen túl – részévé vált a művészetnek, a kultúrának, és a mindennapoknak is. A szabad legeltetési állattenyésztés jogi szabályozása is korán, a 17. században kezdődött. A 19. században már megjelennek a gyeptelepítésekre és gyepjavításokra vonatkozó rendeletek is, aminek háttérében az húzódozott meg, hogy a magyar jószág keresett áru volt Nyugat-Európa piacain. Kiemelkedett ezek közül Bécs, ahova lábon lehetett elhajtani az állatokat (HERMAN 1909, DORNER 1923, BÍRÓ 1928). A legelők jelentőségének a hanyatlása viszont már a 19. század elején megindult – a jelen pillanatig is tart –, amit olyan tényezők is erősítettek, mint a mezőgazdasági termékeket feldolgozó ipar szántó-igénye, a pásztorokat sújtó rendelkezések vagy a régi pásztorok helyére került emberek nem megfelelő szaktudása (VINCZEFFY 1993b, 1996b, 2005, VISZLÓ 2007, SALÁTA et al. 2007, SZABÓ et al. 2007).

A külterjes állattartásnak elsődleges szempontja volt – a legelő minőségének hosszú távon való megőrzése mellett – a legelő és az állatok minél gazdaságosabb hasznosítása, ami jelen időszakunkra a természetvédelmi szempontokat is igyekszik beépíteni – elsősorban a természetközeli vagy természetes gyepekben – a gyepgazdálkodási rendszerekbe (BÉRI et al. 2004, BODÓ 1997). Emellett viszont nem hagyható figyelmen kívül, hogy a legelő, mint élettér hozzájárul a genetikai sokféleség fenntartásában (BODÓ et al. 2006). DOHY (1994) már időben jelezte, hogy az EU rendelkezései szerint az állattartónak biztosítani kell az állat védelmét: az éhezés és a hiányos táplálkozás ellen, az egészségkárosodás, a stresszhatás és a káros hőmérsékleti és fizikai hatások ellen, amit elsősorban a legeltetési tartásmód tud segíteni.

A legelő használatában pedig egyre nagyobb hangsúlyt kap az a szemlélet is, hogy a gyepek gazdasági haszna mellett eredeti állapotát, fajösszetételét is megőrizzük, ezzel hosszú távon sokoldalú értékeit is fenntarthatjuk. Ezzel a szemlélettel alapvetően a hazai irodalomban haladunk végig szem előtt tartva a célt, a gyepterületeink értékeinek bemutatását, értékelését, sokrétű hasznát. A jelen munka során kiemeljük a jelentős hazai eredményeket és kutatási irányokat, idézzük a rendkívül gazdag hazai és nemzetközi irodalom témához fűződő közleményeit.

Gyepterületek, mint értékhordozók

A **természetes és természetközeli gyepek**, „ösgyepek” természetvédelmi értékének megőrzése nagy jelentőségű (KÁRPÁTI 2001, MARGÓCZI 2001), amely a nemzetközi törekvésekkel is megegyezik (NAGY 2008, NAGY et al. 2001, DÉR et al. 2003, MALATINSZKY 2005, 2008, VÁRALLYAY 2007), egyre inkább az ökológia háttérrel figyelembe vevő irányba fordulva (SZEMÁN 2001, 2003b, BÖLÖNI et al. 2008). E védett, illetve védendő területek kezelésében a legelő állatoknak egyre nagyobb szerep jut (BODÓ 2005, STEFLER ÉS VINCZEFFY 2001), hiszen ezek a területek fajgazdagok. VINCZEFFY (2005) szerint hazánk gyepeiben előforduló fajok száma 1300 körüli. Ebből körülbelül 300 étkezésre vagy fűszernek is alkalmas, 650 fölötti a mézelők taxon száma (VINCZEFFY 1993a, 1993b, 2005), valamint e növények egy része egyben védett is (NAGY 1996, AVASI 1999a, MALATINSZKY 2003). A gyepek kérdését fajgazdagságuk miatt körültekintően kell kezelni (LÁNG 1974, 1992). Gyepterületeinken előforduló fajok közül, mintegy 550 fajnak bizo-nyított a gyógyhatása (BERNÁTH 1993, BREMNESS 1998, DÁNOS 1992, VINCZEFFY 1992, 1996). A gyógynövények iránti igény azért is fokozódik, mert gyakorlatilag nincsenek mellékhatásaik (VINCZEFFY 1985a, 1985b, 1996a, 2001, 2003, 2004, 2005). Alkalmazásuk a népi és a hivatalos gyógyászatban is elterjedt (TASI ÉS KIPNER 2003).

A **legeltetéses hasznosítás** az ökológiai háttérrel is biztosítja a gyepeknek, megmarad az adott talajtípusra jellemző biotóp, a gyepek faji összetétele értékesebbé válik (MIHÓK 1993, 1997a). A természetközeli élőhelyek elsősorban extenzív hasznosítás mellett maradtak fenn (MALATINSZKY 2002, 2004). A szikes puszták rövidfűvűségét és biodiverzitását a rövidfűvű területeken főleg juhokkal és lovakkal, míg a magasabb fűvű, mezofilabb térszíneken szarvasmarhákkal lehet megvalósítani. A természetvédelemben a legeltetés eszköz, amivel megőrizhető az életközösségek fajösszetétele (MARGÓCZI 2003, LAPIS et al. 2003).

Az **extenzív gazdálkodású gyepterületeken** fajgazdag gyepekkel lehet biztosítani az egész éves talajfedettséget (BARCSÁK ÉS KERTÉSZ 1990, SZEMÁN 1994). E tevékenység csak külterjes hasznosítás mellett tartható fenn, de itt is be kell tartani a technológiai feyvelmet (TASI ÉS SZÉL 1996, TASI ÉS SZEMÁN 2006). A gyepek művelési ágban történelmileg nyomon követhető a rendszer fejlődése. Tradicionális-hagyományos, konvencionális-szokásos intenzifikált, fajszám csökkentő hatású, fenntartható- extenzifikált, élőhely fenntartó (SZEMÁN 2005). Természetvédelmi, nem gazdasági célú, élőhely biztosító gyeppenntartás, másodlagos takarmány előállítási igénnyel. A természetvédelmi szempontokat is figyelembe vevő gazdálkodás újszerű gyeppgazdálkodási rendszerek kifejlesztését (STEFLEER ÉS VINCZEFFY 2001, SZEMÁN 2005), és konkrét védett területekhez kapcsolódó legeltetési módszerek kidolgozását indokolja (BÉRI et al. 2004). Az utóbbi években egyre jobban elterjedt a már meglévő természetes gyepterületek legeltetéses hasznosítása. Ezzel együtt

kidolgozásra kerültek különböző gyepjavítási eljárások, ilyen például a gödöllői gyepgazdálkodási módszer is (BARCSÁK et al. 1978, KELEMEN 1997). A módszer figyelembe veszi a Földművelődésügyi Minisztérium a 218/1963. FM. számú rendeletét, ami javasolja a felmérés után az állami támogatás rendszerének megalkotását és bevezetését (BARCSÁK et al. 1978). Az 1996-os LIII. Törvény szerint a természetközeli gyepek természeti területként kezelendők, fenntartásuk és hasznosításuk legeltetéssel, kaszálással és csak kis mennyiségű vegyszer használata mellett lehetséges. Azért is szükséges a környezetbarát agrárgazdaság megvalósítása, mert lehetővé teszi mindezek mellett a környezetkímélő, energiatakarékos, hulladékszegény technológiák alkalmazását; hazánk kiváló adottságait és kitűnő szakembereink tudását kihasználva az átlagnál jobb minőségű termékek előállítását. Az érzékeny természeti területeken (ÉTT) továbbá alkalmazhatók az integrált természetvédelmi, tájvédelmi, talajvédelmi és vízvédelmi zonális célprogramok (ÁNGYÁN et al. 2003, BARCZI 2006, SZEMÁN 2005) is.

A **gyepek fajgazdagsága** és a legelő állatok közötti összefüggés fontosságára a kutatók már a múlt század elején felhívták a figyelmet (KÁROLYI 1905, RÉTI 1911, RÁZSÓ 1906). A fajgazdag gyepon nevelkedett állatok legtermészetesebb és legértékesebb takarmánya a legelőfű és a gyepszéna. DREZNER (1927) megállapítása sem időt múlt, miszerint a legelőt, a legelő állat képes természetes állapotában karbantartani, és hogy a jőszág így jut természetes gyógyhatású anyagokhoz. Ezt a nézetet napjainkban is többen osztják (KOTA et al. 1991, VINCZEFFY 1993a). Számos szerző (DÉR et al. 1991, BÉRI 1992, SZOVÁTAY 1993) kiemeli még a legeltetés kedvező biológiai hatásait. A legelő élettere az állatnak, szelektíven legeli, patájával tapossa, ürülékével táplálóanyagot juttat vissza (BÉRI et al. 2004). A napsütés, a friss levegő, a megfelelő mozgás következtében jobb a termékenyülés, az ellenálló képesség, a szervezeti szilárdság (MAKRAY et al. 1996, MIHÓK és NAGY 1991, MIHÓK 1993, MUCSI 1993, 2003, ÓCSAG 1992a, 1992b, SÁS 1999a, 1999b, SZABÓ P. 1993a, 1993b, SZENDREI 1999, VILÁGOSI és SZABÓ P. 1999, VINCZEFFY 2006).

A széna hozamok alacsonyak (JANOVSKY 1998, SZEMÁN 2005, BARCSÁK 2004), amit a gazdálkodók jobban is tudnák használni (KUKOVICS és JÁVOR 1997a, JANOVSKY 1998, SZEMÁN 2005), de a gyepek intenzívve vagy intenzívebbé tétele viszont magával vonja a fajszám csökkenését (NAGY 1991, SZEMÁN 1999), ami a természetvédelmi értékük jelentős csökkenését jelentené. A természetvédelmi területeken ezért ez nem is alkalmazható, melyet a 49/2001. (IV.3.) Kormányrendelet is kimond. Alacsony termőképességük ellenére Magyarországon csak mintegy 300–350 ezer ha gyp megőrzése indokolt természetvédelmi hasznosítású gyepeként (JANOVSKY 1998, DÉR és MARTON 2001). E területeken a hasznosítás gyeptípushoz igazodó természetkímélő legeltetéssel és kaszálással történhet (LÁNG 1996, 1997, VISZLÓ 2007). Ezen élőhelyek esetében kiemelten fontos a teljes biológiai értékű gyp, mely lehetséges hozamának csak 60–70%-át adja, ellentétben a fajokban elszegényedett intenzív hasznosítású gyepekkel (VINCZEFFY 1992).

A **réték** és **legelők** (természetvédelmi és gyepgazdálkodási) értéke nagymértékben függ a botanikai összetételétől, melyet a hasznos, a káros és az egyéb fajok egymáshoz viszonyított aránya határoz meg (BAJNOK et al. 2000, BARCSÁK és KERTÉSZ 1986, BARCSÁK 2004, BARCSÁK et al. 1978, HARASZTI 1973, KOTA et al. 1993, VINCZEFFY 1993a). A feltételes gyomok szerepével többen is foglalkoztak (BUCHGRABER 1997, SZEMÁN 2002), és számos szerző hangsúlyozta a gyepek fajösszetétele pontos ismeretének fontosságát is (SZEMÁN 1990, 1991, 1994-95, 1997, 2003a, TASI 2002, 2003). A különböző hasznosítási módok, melyek nagymértékben hatnak a gyepek összetételére fontos, gazdasági és természetvédelmi

kérdéskört alkotnak. Elsők között KLAPP (1955, 1956) foglalkozott a témával. Vizsgálatai alapján megállapította, hogy kaszáláskor a pázsitfűvek:pillangósok:egyéb kétszikűek borítási aránya 48%:9%:43%, míg a legeltetés eredményeként ez az arány 69%:15%:22%. STEINSHAMN et al. (2001) is igazolta, hogy az egyoldalú legeltetés következtében nőtt a *Trifolium repens* borítási aránya. A legelő-kaszáló használat előnyeire már a hatvanas években GRUBER (1962) is rávilágít, majd NAGY (1993) kihangsúlyozza, hogy a legeltetés és kaszálás váltogatásával egyensúlyt lehet teremteni a legelő és a kaszáló típusú fajok között, melynek a gyomszabályozásban is szerepe van (SZEMÁN és TASI 1983). TÓTH et al. (2003) a legeltetés fajszámcsökkentő hatásáról ír, ORR (1980), PETTIT et al. (1995), RENZHONG és RIPLEY (1997) DWAYNE és MERTENS (1995) egyéb példákkal számolnak be hasonló eredményekről. Megállapítják ezen kívül a pillangós virágúak részeseződésének csökkenését a legeltetés hatására, úgy (STEINER és GRABE 1986, STOCKDALE 1986, PURGAR et al. 2008, MAKEDOS és PAPANASTASIS 1996). Több szerző megállapítása szerint a kétszikűek szintén csökkenést mutattak (PENKSZA et al. 1998, 2007a, 2007b, SÜLE et al. 2006). Közlik továbbá a pázsitfűvek arányának növekedését is. Az egyes fűfajok legelési kedveltségét a faj legelésével eltöltött idő alapján megbízhatóan lehet rangsorolni (SZEMÁN et al. 2004). A fűfélék különösen az első növedék legeltetési ideje alatt gyorsan elvénülnek, a pillangósvirágúak lassabban. Ezzel magyarázható, TASI (2006) megfigyelései szerint is, hogy a szarvasmarhák a fűvek elvénülésének megfelelően egyre nagyobb arányban legelnek pillangósvirágúakat.

Az egyes pázsitfű fajok **legelési kedveltségét** juhlegelőn a faj legelésével eltöltött idő alapján megbízhatóan lehet rangsorolni, szarvasmarhák esetén a harapásszám megfigyelésével vizsgálható az elfogyasztott takarmánymennyiség (BARCSÁK et al. 2003, SZEMÁN et al. 2004, BENYOVSZKY et al. 1995, 1996, 1998, 1999, 2007). Arra vonatkozóan, hogy a legeltetett állatok milyen fajokat kedvelnek TASI és BARCSÁK (2000, 2005), TASI (2006) végzett jelentős, részletes vizsgálatokat. A legkedveltebb a *Phleum pratense* vezérnövényű keverék volt. Ez azt mutatja, hogy a vegyes növényzet ízlik az állatoknak legjobban az első növedék különböző fejlődési fázisaiban. Fenofázistól függetlenül kedvelték a legelő jóságok a *Lotus corniculatus* növényt is. Fenofázistól függetlenül nem kedvelték a *Poa pratensis*, a *Festuca arundinacea*, a *Festuca rubra* és a *Phalaris arundinacea* fajt. A többi fajok fenofázistól függően különböző helyet foglaltak el a rangsorban. A kedvelt fajok esetében kiemelhető tulajdonságok a növények szárazanyag tartalma, az általános emészthetőség és a csersav-tartalom, amelyek szoros összefüggést mutatnak az illető fajok kedveltségével. A *Dactylis glomerata* május elején igen kedvelt, majd a rosttartalom növekedésével csökken az ízletessége, júniusban a legkevésbé kedvelt, amit KÜCHBAUCH és VOIGTLÄNDER (1979) és LABUDA és KOVÁČ (1966) is megerősít. A nádasképuú csenkesz és a réti perje cukortartalma igen magas, de mégsem eszik szívesen, ami a morfológiából (érdes szőrözöttség) is adódhat. A cukortartalom befolyásolja az ízletességet, de nem egyedülálló módon. TASI és BARCSÁK (2001) vizsgálta néhány gyepnövény fejlődési fázisa és takarmányminőségének változása közötti összefüggést is, mely során lineáris összefüggés mutatható ki mind a 12 faj esetében a növénymagasság, valamint az általános emészthetőség és az öregedés között. TASI és BARCSÁK (2001) áttekintő cikke szerint a legelő állatok a keverék növényállományokat legelték legszívesebben, amit telepített gyepekben végeztek, illetve a juhok esetében szabad tartásban. A juhoknál nyelőcsőfiszta és mikroszövet-tani vizsgálatok segítettek a legelőn élő növényfajok kedveltségének megállapításában (MÁTRAI 1984, BARCSÁK et al. 1989, SZABÓ I. 1979). A

juhok 35% körüli mennyiségben fogyasztottak nem pillangósvirágú kétszikű növényeket (feltételes gyomokat) is. TASI és BARCSÁK (2001) igazolta, hogy bizonyos tápanyagok mennyisége és az adott növényfaj kedveltsége között van összefüggés.

VINCZEFFY (1971) a gyepnövények magprodukciójával kapcsolatos kutatásokat is végzett. Megállapította, hogy a szűros gyomok gátolhatják a hasznosítást. A legjelentősebbek a következők: *Cardus acanthoides*, *Cardus nutans*, *Cirsium arvense*, *Cirsium brachycephalum*, *Cirsium canum*, *Cirsium vulgare*, *Eryngium campestre*, *Ononis spinosa*, *Xanthium spinosum*. Bolygatott területen 200–1500%-kal több magot, termést is termelhetnek. A fenológia vizsgálatok jelentőségét számos egyéb vizsgálat is megerősíti. A levélzet növekedése folyamatos, de intenzitása változó (ROBSON et al. 1988, HOLMES 1989). A nem hasznosított levelek elöregszenek, így az állatok már nem tudják hasznosítani. Az elhalt szervek helyett új, fiatal levelek képződnek (ROBSON et al. 1989, PARSON és WILLIEMS 1989). A fűvek tavasszal vegetatív szerveiket növesztik, majd az első növedék vége felé gyarapodásuk generatív irányba vált át, mely a mag szár fejlesztésével kezdődik és a magéréssel zárul. E folyamat során csökken az értékes takarmányt adó levélzet aránya a takarmány tömegben, mivel a levelek hajtásonkénti összhossza április-június időszakban előbb emelkedést, majd csökkenést mutat (NAGY 2007a, 2007b). Az aránylag kis levéltömeg miatt az első szakaszban a növekedés üteme lassú. A termés bár jó minőségű, de mennyisége kevés és az ekkor végzett legeltetésnek több káros hatása is van. A második szakaszra a bugahányásig gyors növekedés jellemző, amely főleg a nagy asszi-milációs felületnek köszönhető. A harmadik harmadban a növekedés lelassul, mert a növények főleg a generatív hajtások fejlesztésére fordítják az energiájukat. A magérlelés utáni hasznosítás rosszabb takarmányminőséget és lassabb regenerációt eredményez.

A **fenológiai és morfológiai** változások beltartalmi változásokat vonnak maguk után (GILL et al. 1989, DWAYNE és MERTENS 1995), amelyek a gyepetakarmány minőségének romlásához vezetnek, melynek oka a kémiai összetevők arányának eltolódása és az emészthetőség csökkenése. A mag szár és a levélhüvely emészthetősége egyre romlik, alatta marad a levéllemez kiegyenlítettebb feltárhatóságának. E folyamatok az első növedék idején zajlanak le a leggyorsabban, mivel ekkor a legkedvezőbbek, az első növedékben mag szárát fejlesztenek a fűvek, ez pedig erőteljes változásokkal jár, a sarjában a legtöbb fű pedig nem hoz mag szárát (VINCZEFFY 1993b). TASI és BARCSÁK (2000, 2001), TASI et al. (2004) és TASI (2007) a növény elvénülése, a növény magasság, a nyersrost-, a fehérje tartalom, a fehérje-rost arány és a szerves anyagok emészthetősége között lineáris összefüggést talált. A nyersfehérje tartalom folyamatosan csökken, míg a nettó- és az életfenntartó energia tartalom csak május közepéig csökken jelentős mértékben. A jó emészthetőség a növekedés kezdeti szakaszára jellemző, ekkor a gyep magassága megegyezik az optimális legelőmagassággal. A növedékenként csökkenő fehérje tartalmat koppenzálhatja a pillangósok jelenléte, amelyek a második kaszálásra nagy mennyiségben jelenhetnek meg. Az emészthetőség szoros pozitív összefüggésben van a takarmány fehérjetartalmával. A jó emészthetőség gyorsítja az emésztési folyamatokat, így a takarmány gyorsabban halad át az emésztőrendszeren, ami több takarmány felvételét eredményezheti. Hazánkban a gyepre alapozott állattartás két fő korlátja a nyári szárazság (NAGY et al. 1996) és a mérsékelt égövi összehasonlításban viszonylag rövid legeltetési időny (RATH és PEEL 2005), bár pl. NAGY és VINCZEFFY (1993) az esetleges decemberi legeltetést is elképzelhetőnek tartják. A *Festuca arundinacea* ősszel és a korai fagyok után is zöld marad, így még a téli legeltetésre is jó legelőt ad (SLEPER és BRUCKNER 1995,

THARMARAJ et al. 2005) és az olcsó tartási mód idejének megnyújtásával javíthatja pl. a húsmarha és juhtartás eredményességét (NAGY 2005a, 2005b.)

PRÉCSÉNYI (1975), ANTAL és JUHÁSZ (2008) a növényzet **biomassza** termelését vizsgálták. PRÉCSÉNYI (1975) a magyarországi legelők egyik jellemző társulását a *Potentillo-Festucetum pseudovinae*-t elemezte, mely a *Festucetum sulcatae* leromlásaként alakult ki. A közlemény 15 magyarországi rét-legelő (9 száraz legelő, 2 szikes pusztai legelő, illetve rét, 3 mocsárrét és 1 kaszálórét) talajszint alatti és feletti növényi részei arányának változását ismerteti. Az arány minden társulásban meghaladta az egyet, vagyis a gyökérsúly minden esetben nagyobb volt, mint a talajszint feletti részéé. A szikes gyepek műtrágyázási kísérletével számos kutató foglalkozott. ANTAL és JUHÁSZ (2008) legelők gyepprodukciónak vizsgálták a legelési időnek megfelelően a területet több, jól elkülöníthető termőhelyre bontva. Szoros összefüggést állapítottak meg a terület termőhelyi adottságai, a legelés és a gyeptömeg között. A kaszálás hatását elsősorban nedves élőhelyek fenntartásában vizsgálták (DEÁK és TÓTHMÉRÉSZ 2007, TÖRÖK et al. 2007, ARADI et al. 2007, VONA et al. 2008), mely vizsgálatok eredményeként a fűnemű növények csökkenése mellett a fajszámnövekedés igazolható volt.

A **takarmányozási költségek** fontos szerepet játszanak az állattartásban, ezért a tömeg-takarmány minősége nagyon jelentős. A **növények tápértékét** azok vitamintartalma és ásványi-anyag tartalma is meghatározza (PAIS 1980, SZABÓ L. Gy. 2000). A takarmány megfelelő makro- és mikroelem, valamint aminosav arányának mértéke megfelelő növénytársítással növelhető (KAKUK és SCHMIDT 1988, SCHMIDT 1996, 2003). Az ásványianyag tartalmat sok tényező befolyásolja, olyanok, mint a hőmérséklet, a csapadék, a talajtípus, a tápanyag-ellátottság, a gyeptípusok, a fajösszetétel, a tenyészidő aszpektusai, a fenofázis vagy a gyephasználat módja (TÖLGYESI és HARASZTI 1970, KOTA és VINCZEFFY 1974, BÁNSZKI 1990, SZATAI és DÉR 2007, KÁDÁR 1992, 2006). GYÖRY és ALAPI (2003) ártéri példán mutatja be, hogy gazdagítják ásványi anyagokkal a különböző növényfajok a legelőt. A gyógynövények hamutartalma 53%-kal, cukortartalma 25–35%-kal több, mint a kiváló fűvek és pillangósok átlaga (KOTA et al. 1993). A fajgazdagabb gyepek szénája általában több nyersfehérjét és aminosavat tartalmaz, mint a kevés fajúak (AVASI et al. 1999b). E takarmányok valószínűleg illóolajokban, íz- és aromaanyagokban és egyéb, biológiailag aktív vegyületekben is gazdagabbak. A tápláléérték azonban nem csak a kémiai összetétel, hanem az emészthetőség is befolyásolja (BEDŐ 1994). A természetes legelő emészthetősége általában 66–76% között változik (KOTA és VINCZEFFY 1993, KOTA et al. 1993, 1997). PÁLINKÁS (1997), PÁLINKÁS et al. (1996) intenzív művelésű gyepek fehérje- és rosttartalma, illetve energiatartalma között állapított meg összefüggést.

A legelő állatok, állatcsoportok

Részletes képet a hazai megjelent munkákról WITTMAN (2005) ad, aki az elmúlt 50 évet tekinti át szerzőnként és évenkénti született pulikációk szerint.

A **szarvasmarha** a puhább, dús levélzetű, aljfűvekben gazdagabb, mérsékelten magas állományú legelőt kedveli, de elfogyasztja a durvább, rostosabb növényeket is, kevésbé válogat, mint a juh. Virágzás után viszont már nem nagyon kedveli a legelőfűvet (MIHÓK 2005). Legelésének előnye, hogy nem rágja tövig. A takarmány felvételekor inkább szakítja, mintsem harapja a növények részeit. A legelési tulajdonságai révén jól tudja nyitni a bokrokkal benőtt, elhanyagolt, területeket. BÉRI (1989) igazolta, hogy a legeltetés megfelelő körülmények között intenzív tejtermelésnél is tudja fedezni az állatok

takarmány szükségletét. A terület környezeti háttere erősen meghatározza és befolyásolja a szarvasmarha hús- és tejhozamát is (BURTIS és PHILLIPS 1987, CLARK et al. 1974, DENT et al. 1968, GIBB et al. (1997). A marha a puha talajú legelőt zombékossá teszi, melyhez nagy tömege, és az is hozzájárul, hogy az előtte járó csapásába lép bele, így tovább mélyíti azokat, így a nedves talajfelszínen egyenetlenségek alakulnak ki (CZEGLÉDI et al. 2002).

Főleg az alföldi szikes gyepeken legelt az őshonos **szürkemarha** fajta, amely az 1960-as évekre szinte eltűnt a magyar pusztáról, de a gyepterületek fenntartásának ösztönzésével újra előtérbe került Magyarországon, és számos, elsősorban természetvédelmi célú gyep fenntartójává vált (KÁRPÁTI B. et al. 2004). A fajtát extenzíven tartják, tartástechnológiájában megegyezik a húsmarháéval. A hagyományos legeltetési gyakorlattól (Szent Györgytől - Szent Mihály napjáig, április 24-től szeptember 29-ig) eltérően hosszabb ideig lehet a legelőn tartani, kevés élőmunka ráfordítást igényel. KÁRPÁTI B. et al. (2004) áttekintést ad a hazai szürkemarha tartásról, miszerint a hazai tehénállomány 4500–4800 körül van, melynek több mint felét különböző természetvédelmi szervezetek, hatóságok tenyésztik. Összesítették a jelenlegi pályázati trendeket és egyéb anyagi források lehetőségeit is, a tiszta vérű, valamint a keresztezett állományok gazdasági előnyeit, hátrányait. Ha nem csupán a természetvédelmi kezelést vesszük figyelembe, hanem a húshozamot is, hasonló tendenciák érvényesek rá is, mint a többi húsmarhára. A húsmarhatenyésztésben a lápi körülmények között számos eredményt SZABÓ F. (1981, 1984, 1986, 1996, 2000, 2001), SZABÓ és TÖZSÉR (2002) közöl. STEFLER et al. (2000a) a húsmarhatartás lehetőségét vázolja gyepterületeken.

A **lovak** a leginkább válogatva legelő állatok közé tartoznak. Bizonyos területeket túllegelnek, más területek növényzetéhez pedig hozzá sem nyúlnak. Fokozott taposásuk miatt pedig gyomosíthatják a területet. A ló a rostosabb, alacsonyabb szálfüveket szereti jobban, ezért az öregebb fűvet is lelegeli (MIHÓK 2005). A nagy biológiai értékű lovak felneveléséhez is nélkülözhetetlen a legelő, mely a takarmány mellett élettér is a lónak (ÓCSAG 1992b, GULYÁS 1996, 1997). A megfelelő mozgás nélkül felnevelt lovak rövid időn belüli károsodásáról MIHÓK (1993) publikált adatokat. A lólegelők elsődleges követelményének az ösgyepet említi (MIHÓK 1996). Hidegvérű csikókat is legeltetnek mennyiségi és minőségi hústermelés céljából (MAKRAY et al. 1996, GULYÁS et al. 2004). A legeltetési húslo tartástechnológiája lényegében megegyezik a húsmarhatartás technológiájával (DÉR 1995, DÉR et al. 1995).

A **juhok** különösen válogatva, a növényeket mélyen harapják le. Ennek a legelési típusnak természetvédelmi szempontból nagy előnye, hogy hatására mozaikos növényzet alakul ki. Egy idő után azonban a nem kedvelt, kevésbé ízletes fajok elterjedtebbekké válnak. BEDŐ et al. (2002, 2004) a juhok tejtermelési jellemzői és a legelő táplálóanyag ellátottsága közötti összefüggésre hívta fel a figyelmet. A területek gazdálkodási tervezésekor figyelembe kell venni az egyes állatok legelési szokásait is. MUCSI (1993) szerint a juhok normális tejtermelésének a jó legelő és a folyamatos legelés az alapja. JÁVOR (1993, 1994) és JÁVOR és KUKOVICS (1996) alátámasztják a juh legelőntartásának pótolhatatlanságát. JÁVOR (1999) arról is ír, hogy a legelőről levitt állatok tejtermelése hamar visszaesett. JÁVOR (1999) szerint célszerű lenne általánossá tenni a juhászatok körében a legeltetést, és nem csak kisebb igényű juh fajtákat tartani a legelőn. A csoportonkénti optimális állatlétszámot 400–600, kis gazdaságok esetén 40–60 anyára tartja a szakirodalom. PÓTI et al. (2007) vizsgálták a szakaszos és a pásztoroló legeltetés hatását juhlegelők esetében. A szakaszos legeltetés mind a legelő botanikai összetételére, mind az anyajuhok

kondíciójára jobb hatással volt, mint a pásztoroló legeltetés. CSIZI (2003) alföldi gyepek juheltartó képességét vizsgálta a hasznosítási mód tükrében. Vegyes gyephasznosítási módnál szignifikánsan nagyobbak találta az egységnyi terület termésének, szárazanyag alapján számolt juheltartó képességét. A juhek 30% körüli mennyiségben fogyasztanak feltételes gyomokat (TASI et al. 2004). Az általuk legkedveltebb fűfajok a *Bromus inermis*, a *Dactylis glomerata*, míg a nem kedvelt fajok közé tartozik a *Festuca arundinacea* (NAGY 1996, 2003, 2006) a *Festuca pseudovina* (SZEMÁN et al. 2004, 2008, SZEMÁN 2006) és a *Botriochloa ischaemum* (SZABÓ I. et al. 2006, 2008). Az előregedett füvet nem legelik le. A nyílt homoki gyepeben az alacsony hozam következtében csak juhlegeltetés valósítható meg. Ezzel párosulva a Kárpát-medence központi területén a ritka pannon homoki puszták fenntartásában is nagy a jelentőségük. Segítik ezzel a természetvédelmi célú kezeléseket, legtöbb esetben közvetlenül az állományok domináns fajainak mintázatára hatnak. A védeni kívánt ritkább fajok életlehetőségeit a domináns fajok alkotta fajmátrix szerkezete határozza meg és tartja fenn. Nagy a szerepe a domináns fajoknak, a fűavarnak és az állományon belüli zavarásoknak is (BARTHA et al. 1994, 1998, 2006, 2008, VIRÁGH et al. 2006, BARTHA és KÉRTÉSZ 1998). A gyepek használatát egyrészt elősegíti a juhek normális fejlődését (JÁVOR 1993, 1994, JÁVOR és KUKOVICS 1996), segíti a szakaszos és a pásztoroló legeltetést is. A juheknek a gyér gyepek fenntartásában nagy szerepük van, elősegíthetik a gyomok visszaszorítását (ORR 1980, RENZHONG és RIPLEY 1997). A pillangósvirágúak részeseése is csökkenhet (STEINER és GRABE 1986, MAKEDOS és PAPANASTASIS 1996).

A juhtartók több mint fele **kecskét** is tart a nyájban, amik befolyásolják a nyáj legelési szokásait. A kecske takarmányfelvételét gyors mozgása és válogató tulajdonsága határozza meg (RADICS és SEREGI 2005). A faj zárt, intenzív tartásra és extenzív legeltetésre is alkalmas. Szárazanyag felvétele 1,7–1,9 kg/nap kis testű-, 3,0–3–5 kg/nap nagy testű fajták esetén (BEDŐ és PÓTI 1999, VÁRHEGYI és HERMÁNNÉ 1999). A takarmány felvételét a környezeti tényezők jelentősen befolyásolják (MORAND-FEHR et al. 1991, MORAND-FEHR 2005). Sok növényfajt kedvel és helyez előtérbe másokkal szemben HUCHENS (2003). YOUNG et al. (1996) szerint a legelés legmeghatározóbb tényezője a növedék magassága. BEDŐ és PÓTI (1999) az 5–10 cm magas gyepet tartja optimálisnak. A kecske mélyen legel. Elsősorban dombvidéki legelőkre való (BARCSÁK 2004). Lombfogyasztása révén különösen alkalmas elvadult, bokrosodott gyepes területek karbantartására is. Természetvédelmi kezelésben való alkalmazhatóságukról HAUMANN (1997), KREHL (1997), KUKOVICS és NÉMETH (2007) is publikált adatokat. Tartásuknál a terelgető és a szakaszos vagy adagoló legeltetés lehet a legeredményesebb (BARCSÁK 2004). Legeltetés esetén gondoskodni kell árnyékos helyről. A tavaszi kihajtás esetén fokozatosan kell áttérni a zöldfüre annak laxáns hatása miatt.

A **sertések** legeltetése régebben általánosan elterjedt volt. Legelőn tartásukra és annak előnyeire SZABÓ P. (1992, 1993a, 1993b, 1996, 1998) hívta fel a figyelmet. Az állatok legelőn tartása mellett elmaradnak az amúgy jellemző légzőszervi problémák, gyógyszerek nélkül nevelhetők, nő a kocák élettartama, csökken a malacelhullás, a malacok nem igényelnek vaspótlást, előállításuk gazdaságosabbá válik (SZABÓ P. 1998). A szabadtartás hatását a sertések termelésére ALEXY et al. (2003a, 2004a) vizsgálták. A sertéslegeltetés hatására SZENDI et al. (2003) által vizsgált gyep összborítása az eredeti $2/3$ -ára csökkent. Kimutatták, hogy a pázsitfűvek közül az *Elymus repens* és a *Lolium perenne*, míg a kétszikűek közül a *Capsella bursa-pastoris* és a *Chenopodium album* bírta a legjobban a legeltetést. A pillangósok eltűntek a területről.

A **baromfi**-félék közül a lúdlegeltetésnek vannak a legnagyobb hagyományai a Kárpát-medencében. A libák legelő madarak. Kortól függően 4–10% rostot igényelnek, amit a legelt füvekből és egyes feltételes gyomnövényből fedeznek (MIHÓK 1997a, 1997b). A fiatal ludak étrendje nem alapozható csak gyepről származó takarmányra (NAGY et al. 2001, 2002, GYÜRE et al. 2003). NAGY és MIHÓK (1992) szerint legalább 15% abraktakarmány szükséges a gazdaságos hús- és tolltermeléshez. A nevelő tápok vagy szemes takarmányok azonban 25%-ban kiválthatók zöldfüvel, mely élettani és gazdasági szempontból is kedvezőbb (GYÜRE et al. 2004). Megfelelő módszer használatával a ludak a gyep és a környezet szennyezése nélkül legeltethetők, melyre MIHÓK (1989, 1997a) több módszert is kidolgozott. MATUS és TÓTHMÉRÉS (1990, 1995) alföldi libalegelők eredményeit foglalja össze, gyomviszonyok változásáról adnak értékes adatokat.

A növényevő **nagyvadak** jelentősége hazánkban is fellendülőben van. Kiemelkedő helyet foglal el az exportcélra termelő, legelőre alapozott gímszarvas tartás, melyet először HORN (1988, 1996) említ gyephasznosítási lehetőségként. E fajjal olyan gyeppek is legeltethetők, melyek háziállatainkkal már nem hasznosíthatók (HORN és DÉR 1997). A szarvasmarhához és a juhhoz viszonyítva a rostban gazdag takarmányokat rosszabbul, az értékesebb növényi részeket azonban jobb hatásfokkal emésztli (HORN et al. 2006). A *Lolium perenne* vezérnövényű gyep esetében az optimális magasság 8–10 cm. A pillangósok aránya 0–10% között igen jelentősen javítja a tömeggyarapodást, az e feletti borításban már számolni kell az összes hozam csökkenésével. A farmszerű szarvastartás legeltetés-technológiáját több külföldi összefoglaló tanulmány is tárgyalja pl. a Deer Industry Manual of New Zealand 2000 vagy a The Deer Farming Handbook 2003. Gyors terjedésére a fejlett mezőgazdasággal rendelkező országokban HORN et al. (2001) hívta fel a figyelmet. A tartási rendszerek egyrészt az extenzív legeltetésre alapozott „land range” típusú gazdálkodási formából, másrészt a fejlett legeltetési állattenyésztés technológiájából alakultak ki (PEARSE és DREW 1998). A hazai gímszarvas állomány szerepéről, terjeszkedéséről részletes munkák jelentek meg (CSÁNYI 1989, 1999, 2003, CSÁNYI és TÓTH 2000, SZEMETHY et al. 2002, 2003a, 2003b). A 20. században – elsősorban az Alföldön – a nagyvad megjelenése és létszámának egyre gyorsuló növekedése mutatkozott (CSÁNYI 1999, TÓTH és SZEMETHY 2000). A vegetációs időszakban 5–6 km-re is eltávolodhatnak a téli szállásul szolgáló erdőtől (SZEMETHY et al. 2001, 2002, 2003a, 2003b), körülbelül 6 km-es sávval körülrajzolható az általuk használt terület. A gímszarvas fogyaszthat ugyan fűféléket is (MÁTRAI és SZEMETHY 2000, MÁTRAI et al. 2002, 2003), de a táplálékának túlnyomó részét a fűszárúak hajtásai teszik ki.

A **vegyes** állomány során, ugyanazon területen több fajhoz tartozó állatok közös vagy egymás utáni legeltetésével (pl. juhok mellett néhány szarvasmarha, illetve kecske vagy szarvasmarha és ló együtt) a gyepstruktúra egyenletesebb lesz, mivel az eltérő legelési szokások hatása kiegyenlítődik. Ilyenkor általában kisebb a növényfajok száma, és a gyomosodás veszélye is minimálisra csökken. Ezért például régen használt gyepterületek felújításakor igen eredményes lehet a különböző állatfajok együttes legeltetése. BUS és TASI (2008) is ezt vette figyelembe a természetvédelmi célú legeltetési terv kialakításakor.

Gyeptermőképesség

A gyeppek termőképességének mérése gazdasági szempontból fontos (SZÜCS 1986, 1996, SZÜCS et al. 1994, SZÜCS és LIEBMANN 1993, SZEMÁN 1985, 1990, BENYOVSZKY et al. 1998, 1999, BENYOVSZKY és PENKSZA 2002, NAGY 2004), és nagyon lényeges, hogy hogyan

növelhető. Több vizsgálat vonatkozik arra is, hogyan változik meg a legelő talajainak és növényzetének összetétele tápanyag hozzáadás, trágyázás hatására. BÁNSZKI (1992a) sziki gyepekben több kísérletet is végzett. Az istállótrágyázás hatásakor öntözött szikes gyepeken istállótrágya és kisadagú műtrágyázás hatását vizsgálta. Biotakarmányozás szempontjából jelentős az istállótrágyázás, amit CSÍZI és MONORI (2008) is megerősít. A trágyázás hatására évről évre nőtt a hozam, 8 év során a gyeplévényállományában szukcesszív változás történt. Nőtt a szárazanyag tartalom is. BÁNSZKI (1992b) NPK és Ca^+Mg trágyázás hatását is vizsgálta szikesen. A NPK kezelés a gyepek hozamát jelentősen növeli, de a talajokat elsavanyítja, így a Ca trágyázás szükséges lehet. Hortobágy-Halastónál 5 éven át – öntözött sovány csenkeszes gyeptípuson – NPK trágyázást végeztek, emellett Ca és Mg mezoelem pótlás is történt. A mezoelem trágyázás 83–241% terméscsökkenést eredményezett, a túlzott meszezés, Mg pótlás viszont 25–29% termésnövekedést okozott. A NPK műtrágyázás hatását BÁNSZKI (1995, 1996) különböző telepített gyeplen vizsgálta. Mészlepedékes csernozjomon 4 év alatt a gyeplévény szerkezete megváltozott, a *Dactylis glomerata* 64–92%-os borítása csökkent, a gyomok aránya 4–19%, a borítatlan területek nagysága 4–18%-ra emelkedett. TÖLGYESI (1969), TÖLGYESI et al. (1979) különböző homoki és löszgyeplen jellemző növényfajok talajának gyökérszónájában a Ca/Mg arányát vizsgálták. A *Salvia-Festucetum rupicolae* társulásban 5 jellemző növényfaj talajának gyökérszónájában a Ca/Mg arány megváltozott a legeltetés okozta degradáció hatására. A leromlott területen a növények P és Mn fel-vétele intenzívebb. A gyakorlat számára több lehetséges megoldás lehet a degradációs folyamatok megállítására. A legeltetés mérséklése, a N, P, Br adagolása nagyobb növénytömeget, az erózió, defláció mérséklését vonná maga után. Növénytermelési szempontból a talajsavanyítás pH 6,8-ig indokolt lehet. A sztyepprétek legfeljebb még egy évszázadig menthetőek meg, a terjeszkedő akácok a legeltetésnél is drasztikusabb beavatkozást fog eredményezni. BÁNSZKI (1993) NPK és Mg-trágyázás hatását a homoki gyepek termésének mennyiségére és minőségére vizsgálta 3 éves kísérletben, savanyú, Mg-szegény talajokon, Debrecen-Martinka területén. A pillangósok kiszorultak és a *Poa pratensis* borítása 13–21%-ra csökkent, a *Bromus inermis* pedig 40–58 %-ra nőtt. A kísérletben 150 és 300 kg/ha N adagot alkalmaztak. A szárazanyagtermésben 119–173% többlethozam volt megfigyelhető.

Hosszú távú vizsgálatok

A növényzetben bekövetkező változásokat a legeltetés nagymértékben meghatározza és az élőhelyek fejlődésével szoros a kapcsolata (BARTHA 2001, 2007, MILCHUNAS et al. 1988, CAMPETELLA et al. 2004). MILCHUNAS et al. (1988) modellje a legeltetés és a növényzet koevolúciós kifejlődésével foglalkozik, illetve a környezeti hatások fontosságát támasztja alá (MILCHUNAS és LAUENROTH 1993). Munkáik során megállapították, hogy a legeltetés hatására az egyéves fajok mennyisége felszaporodott (SALA 1988, SALA et al. 1996). A fajdiverzitás növekedését szemiárid és mediterrán területen számos szerző taglalja (MCNAUGHTON 1979, MILCHUNAS et al. 1988, NOY-MEIR et al. 1989, NAVEH és WHITTAKER 1979, SEABLOOM és REICHMAN 2001, LAVRENKO és KARAMYSHEVA 1993). A különböző intenzitással legeltetett területek vegetációját összevetették. Leginkább fajgazdag, diverzebb területnek a kevésbé igénybe vett, alullelegeltetett területeket találták (SALA 1988, SALA et al. 1996). A felhagyás fajcsökkenéssel, esetlegesen a vegetáció jellegtelenebbé válásával járt (LUOTO et al. 2003, SALA 1988, SALA et al. 1996, MITCHLEY és XOFIS 2005).

A nagytestű növényevők jelentős változást okoznak a vegetációban, a térbeli mintázatban, a vegetáció szerkezetben (NOY-MEIR et al. 1989, ADLER és LAUENROTH 2000, PECO et al. 2006, SALA 1988 MEERS et al. 2008). A nagytestű növényevők a fajösszetételben és a fajdiverzításban is nagyobb változásokat alakítanak ki (CREMENE et al. 2005, KAHMEN et al. 2002, VIRÁGH et al. 2006, OLFF és RITCHIE 1998, PYKÁLÁ et al. 2005).

Az Erdélyi Mezőségben juh és marhalegelőket is vizsgáltak, az elmúlt 30–50 év során bekövetkezett változásokat elemezve (RUPRECHT et al. 2003, ENYEDI et al. 2008, KUN et al. (2007).

A gyepek értékelési (ökológiai, gyepgazdálkodási, természetvédelmi) lehetőségei

A rét-legelő gyepek faji összetételének, minőségének és hozamának vizsgálata az Alpokban a cönológia módszereinek a kialakulásához vezetett (STEBLER és SCHRÖTER 1892). Magyarországon a növényzociológiai kutatások megindulása után fordultak a szakemberek a nagy elődök munkája nyomán (DORNER 1923, BITTERA 1935, TOLVALY 1944, GRUBER 1962) a mezőgazdasági gyakorlat számára is hasznos gyepársulások osztályozásához, különböző becslésekhez (BALÁZS 1943, 1949, MÁTHÉ 1954, 1956, KOVÁCS 1955). SIMON (1988, 1992, 2000) cönológiai értékelése a rét-legelő gazdálkodáshoz nagy segítséget nyújt, ami hosszú távú tapasztalaton alapul, visszanyúlva és kiegészítve JUHÁSZ-NAGY (1959) munkáit is (SIMON 2004).

A botanikai kutatók igyekeztek a növények jelzőértékét – ami azt jelenti, hogy mely termőhelyi adottság esetében található meg a legnagyobb valószínűséggel – számszerűsítve is alkalmazni. Elsőként a tengerparti zónában található sötűrésre vonatkozó sötűrésértékek jelentek meg (IVERSEVN 1936). Ezt követve ELLENBERG (1950, 1952) a szántóföldi növények különböző igényeit mérve skálákat állított fel, majd a felállított skálákat és ezek értékeit kiterjesztette a német flóra teljes fajkészletére. A virágos fajok mellett a mohák és a zuzmók jelzőértékei is szerepelnek a közleményekben. Különböző, és egyre bővebb skálák jelentek meg (ELLENBERG 1974, ELLENBERG et al. 1991). A hazai botanikai kutatás során Zólyomi Bálint kezdeményezésére a magyar flóra relatív ökológiai mutatói tapasztalati értékek alapján alakultak ki (ZÓLYOMI et al. 1967). Zólyomi és munkatársai által 1400 fajra készített lista kiegészítését KÁRPÁTI et al. (1968), KÁRPÁTI (1978) ZÓLYOMI (1964) végezte el. ZÓLYOMI és PRÉCSÉNYI (1964) módszertani feldolgozási lehetőségeire és a relatív ökológiai mutatók alkalmazhatóságára vonatkozóan jelentett meg dolgozatot. Az 1950-es évek elején többek között Máthé és tanítványai, Juhász és Prettenhoffer foglalkoztak a rét és legelő értékelés problémakörével (MÁTÉ 2003). BAGI (1987) munkájában tesztelte a relatív ökológiai mutatókat. Az egyik legteljesebb skálát SIMON (1988, 1992, 2000) munkáiban találjuk. A magyar flóra fajaira BORHIDI (1991, 1993, 1995) ELLENBERG munkáit alapul véve GRIME (1979, 1988) a növények stratégiájáról felállított modelljét is figyelembe véve adott értékeket. Soó (1964, 1980) valamennyi hazai őshonos száraz növényfajra közölt mutatószámokat, melyeket ötfokozatú skálán tüntetett fel. Az ökológiai mutatók különböző skáláiról BARTHA D. (1995) nyújt jó áttekintést.

A relatív ökológiai mutatók közül leginkább a Borhidi-féle szociális magatartási típusok (BORHIDI 1991, 1993, 1995) és SIMON (1988, 1992, 2000) természetvédelmi érték kategóriái a legalkalmasabbak a gyepek természetes állapotának értékelésére, emellett a gyep produkciójával is összekapcsolhatók (ANTAL és JUHÁSZ 2008).

A botanikai munkákban **talajtani** utalások és vizsgálatok is előfordulnak (MARRS és PROCTOR 1979, DYRNESS és YOUNGBERG 1966, KOVÁCS 1966, 1970). Számos szerző az egyes ökológiai mutatók közötti, illetve a talajtani paraméterek és a növények relatív

ökológiai értékei közötti összefüggésre keresett választ. KUNZMANN (1990) különböző nedvesség fokozatú kategóriákat állított föl, és ennek függvényében vizsgálta, hogy mennyi a növény számára felvehető nitrogén mennyisége. KUNZMANN (1989) meghatározta az egyes talajtípusoknál a szabadföldi vízkapacitás minimum és maximum értékét (a főgyökérzet területén), a növény számára felvehető talajvíz mennyiségének minimum és maximum értékét, az altalajvíz mélységét, a talajban lévő levegő mennyiségét és a pF értéket. Megállapította, hogy a növény és a talajvíz közötti összefüggést a talaj víz-háztartása, a talaj vízáteresztő képessége, a talaj infiltrációs képessége, a kapilláris vízellátottság és a talaj fizikai félesége határozza meg. KUNZMANN (1990) az Ellenberg által felállított tapasztalati skálát vizsgálta felül a növények számára felvehető víz formájára vonatkozólag. Vizsgálták a talajprofilban a talajvíz dinamikáját. Mérték a beszivárgó víz mennyiségét. Hangsúlyt fektettek a talajvíz jellemzőire a talaj szabadföldi vízkapacitása mellett. Meghatározták a növényfajok számára az optimális nedvességtartományt. Az értékek alapján középértéket számoltak. A szerzők javaslatot tettek arra is, hogy az általuk vizsgált paramétereket érdemes megvizsgálni a növények víz és tápanyagellátottságára vonatkozó összefüggések során. STEIN et. al (1987) az extenzív és intenzív művelés során indikátor növények előfordulását vizsgálták. Elektro-ultra-filtrációs talajanalízist végeztek a két művelésmód összehasonlítására, és kapcsolatot kerestek a közepes talajnedvességi állapot és az EUF frakciók eredményei között. Megállapították, hogy extenzív körülmények között folytatott művelés során kimutatható a kapcsolat a talaj nedvességi állapota és a mineralizált nitrogén mennyisége között. BARTHA D. et. al (1994) a talajban felhalmozódó nitrogén mennyiségének kimutatását végezték el. Négy mintaterületet választottak ki, azzal a céllal, hogy kimutatható kapcsolatot tudjanak felállítani a feltalaj N-tartalma és a degradáltságot jelző lágyszárú növények között. Az adatok értékelését varianciaanalízissel végezték el. Az egyes átlagok összehasonlításához a Duncan-tesztet használták 95%-os valószínűségi szinten. A vizsgálati eredményekből megállapították, hogy a talajminták könnyen felvehető N-tartalma szignifikánsan különbözik a növényi N-felvételtől. Más szerzőkhöz hasonlóan (KOVÁCS 1964, 1969) a szerző megállapította, hogy a talajok nitrogén-tartalma és a növények N értékszámai között nem mutatható ki szoros összefüggés. BARCZI et al. (1996–97, 1998), VONA et al. (2006) a mért talajparaméterek és a relatív ökológiai mutatók közötti összefüggéseket tárták fel. BAGI (1989) a *Gypsophila muralis* előfordulásának talajtani adottságaira adott választ szikeseken. Kunhalmok talajának vizsgálatakor is összefüggés mutatható ki a talaj mért paramétereit és a növényzet relatív ökológia mutatói között (BARCZI 1995, 2003, 2006, BARCZI és JOÓ 2000, SZENTES et al 2007a, 2007b, 2008., CENTERI et al. 2007, PENKSZA et al. 2003, 2005). JEFFERIES-WILLIS (1964) néhány savanyúság- és mészkedvelő növény talajviszonyait és kémiai összetételét állította párhuzamba.

A térinformatikai lehetőségek alkalmazhatóságára is vannak példák mezőgazdasági területeken (GRÓNÁS 2001, BELÉNYESI et al. 2002, GRÓNÁS et al. 2006, GRÓNÁS és LŐRINCZI 2001), a korábbi térképek alapján a tájhasználatra vonatkozóan is kaphatunk adatokat (GRÓNÁS és BARCZI 2000).

Gyepék minősítési és termésbecslési rendszerei

Annak megállapításához, hogy egy gyep adott időszakban hány szamosállatot képes eltartani, meg kell állapítanunk annak takarmányozási értékét. Ezt az értéket a „gyepteremés” mennyisége és minősége határozza meg. A gyep termőképessége és takarmány minősége

között pozitív lineáris összefüggés áll fenn (VOISIN 1968). Mindkét tényező javulása együtt jár a mezőgazdasági érték növelésével. A gyep területi teljesítménye attól függ, hogy mennyire tudja hasznosítani a rendelkezésre álló horizontális és vertikális teret, vagyis a termelési zónát. A felszín kihasználásának egyik mértéke a borítottság (GRANT 1981).

A gyepek, illetve a fajok takarmányozási értékének meghatározására számos módszert dolgoztak ki. A termésbecslések egyik típusa a fajösszetétel, a borítottságon és a gyepmagasság mérésén alapul. Hazánkban BALÁZS (1943, 1949, 1960) módszerei terjedtek el. Németországban KLAPP et al. (1953) dolgoztak ki hasonló rendszert. De a gyepek étékelésére VINCZEFFY (1963) is közöl módszert, szintén a botanika összetételre alapozva.

A legelők zöldtermésének megállapítása nehezebb a rétekhez viszonyítva, mivel a legelő állapot a „fütermést” sarjadzás közben is szívesen fogyasztja. Így nagyon nehéz a lelegelt tömeg mennyiségi és minőségi ellenőrzése.

A **nyíráspróba** módszere a gyep tényleges produkciójának mérésén alapul (ANTAL és HUZSVAI 2007). Ilyenkor rendszerint néhány m²-t lekaszálnak vagy lenyírják. A nyíradékot összegyűjtik és zölden megméri. A területegységről kapott termés mennyiségéből következtethetünk a legelő termésére (A termés alatt is a zöld és szárított növényzet tömeget értjük). A fűminta gyepalkotók szerinti szétválogatásával következtethetünk a gyep minőségére is. A módszer előnye, hogy közvetlenül és nagy pontossággal adja meg a gyep termésének nagyságát. Hátrányai (eltérő tarlómagasság, nagy kézimunkaigény, eszközigény, kevés mintaszám, a behajló fűvek miatti pontatlan mintázás, stb.) azonban nehézkessé teszik alkalmazásukat (NAGY és PETŐ 2001). Fejlettebb változata a parcellakombájnos mérés, mely a vágást és a mérést is elvégzi (DÉR 1995).

A Balázs-féle módszer

E módszernél lényeges a kvadrátok helyének helyes megválasztása. A becslés helyét és a mintavételi helyek számát úgy kell meghatározni, hogy minden tipikus növénytársulás lehetőleg több kvadráttal szerepeljen.

A produkció becslése a Balázs-féle (BALÁZS 1949, 1960) módszer szerint a következő képlet alapján történik:

$$P = [(M-s) \times B \times b] / E \times 100$$

P: produkció[kg/ha széna]

M: gyepmagasság [cm]

s: tarlómagasság [cm]

B: tömegkoefficiens (400 [kg/ha/cm 100%-os borítottság esetén])

b: borítási% [%]

E: beszáradási tényező

Ha a zöldfűből a szénát akarjuk megkapni, akkor a kapott értéket a beszáradási tényezővel is osztani kell. Ennek értéke időjárástól és fajtól függően általában 2,5–3,5 között változik. Száraz gyepeknél 2,5-, nedves gyepeknél 3-, vörösherénél 3,5.

A gyeptermeés minőségének kiszámításához BALÁZS (1949) szintén kidolgozott egy módszert, mely a fajok egyenkénti értékelésén alapul. Az adott faj termését úgy kapjuk meg, hogy a faj borítását megszorozzuk a faj átlagos magasságával:

$$t = b \times m$$

t: adott faj termése

b: a faj borítási %-a [%]

m: a faj átlagos magassága [cm]

A hasznos fajok terméseit összeadjuk. Az így kapott értéket az összterméshez viszonyítjuk és %-os értékben fejezzük ki.

A gyeptakarmányminőségét úgy kapjuk meg, hogy a hasznos fajok terméseinek összegét elosztjuk a gyeptakarmányössztermésével és megszorozzuk 100-zal.

$$K = (T^+/T) \times 100$$

K: a gyeptakarmány minősége [%]

T⁺: a hasznos fajok terméseinek összege

T: a gyeptakarmányössztermése

Ha a kapott érték: 75%-100% közötti a takarmány I. osztályú, minősége igen jó

50%-75% közötti a takarmány II. osztályú, minősége jó;

50%-25% közötti a takarmány III. osztályú, minősége közepes;

0%-25% közötti a takarmány IV. osztályú, minősége gyenge.

A Vinczeffy-féle módszer

A Vinczeffy-féle módszer lényege, hogy a vizsgált gyepek egy három karakteres minősítési számból álló skálába vannak besorolva. A módszer nem foglalkozik részletesen a talajtani és éghajlati hatásokkal. A gyeptípusokban állományalkotó fajokat első, második, harmadik, negyedik és ötödik rendű fajokra osztja. Az egyes minőségi csoportokba tartozó fajok sorszáma állandó. Az első minőségűek 1–19-ig, a második minőségűek 21–39-ig, a harmadik 41–69-ig, a negyedik 61–79-ig sorszámozottak, az ötödik minőségűek sorszáma 80 felett van. A gyeptípus uralkodó fajának száma lesz a mutatószám második karaktere. Ha a gyeptakarmányban az ötödik osztályba tartozó fajok összborítása nem éri el a 10%-ot, akkor a minősítési számnál ezt nem jelöljük. Ha azok borítása 10–25% között van 1, ha 25–50% között van 2 értékkel romlik a gyeptakarmány minőségét jelző első karakter. Például a réti perje, és az általa kialakított gyepek sorszáma 9. Ez első minőségű gyeptakarmányt jelent, tehát a minősítési szám első két karaktere: 1, 9. Ha az ötödik kategória fajai 10–25%-kal vannak jelen, ez az érték 2, 9-re, ha 25–50%-kal szerepelnek, akkor 3,9-re módosul.

E jelölési mód egyúttal azt is jelzi, hogy javítás után milyen fejlődést várhatunk (ismét 1, 9 lesz a gyeptakarmány mutató száma). A minősítési szám harmadik számjegye a hozamot jelzi. A hozam szerinti beosztás VINCZEFFY-nél (1963) a következő:

Réteknél:

1: 70 q/ha fölötti szénamennyiség,

2: 52–70 q/ha szénamennyiség,

3: 35–52 q/ha szénamennyiség,

4: 17–35 q/ha szénamennyiség,

5: 17 q/ha alatti szénamennyiség

Legelőnél:

- 1: 155 q/ha fölötti zöldfü mennyiség,
- 2: 120–155 q/ha zöldfü mennyiség,
- 3: 85–120 q/ha zöldfü mennyiség,
- 4: 50–85 q/ha zöldfü mennyiség,
- 5: 50 q/ha alatti zöldfü mennyiség.

Így az előző példából kiindulva, ha az ötödik kategóriába tartozó fajok összborítása 8%, a terméshozam 97 q/ha zöldfü mennyiség, a legelő mutató száma: 1,9,3. Ha a legelő hozamát szénában fejezzük ki, akkor a zöldfü értéket 3-mal osztjuk vagy szénaérték szerint írjuk fel a hozamát. Az 1. hozamú legelő és kaszáló biológiai értéke gyakorlatilag azonos. A legelő kisebb termését ellensúlyozza, hogy ízletesebb és könnyebben emészthető. A hármas minősítési szám első és harmadik karakteréből megállapítható az egy számú „gyepérték”, aminek termését széna értékben lehet kifejezni.

A Nagy-féle mezőgazdasági érték

A gyepek mezőgazdasági értéke a gyepalkotó fajok agronómiai jellemzőiből vezethető le. Adott faj mezőgazdasági értékének kiszámításához NAGY (2003, 2005) a következő képletet javasolja:

$$MÉ_{\text{faj}} = \text{Borítottság}_{\text{faj}} \times \text{Termőképesség}_{\text{faj}} \times \text{Termésminőség}_{\text{faj}}$$

A tetszőleges fajszámú gyep mezőgazdasági értékét a fajok mezőgazdasági értékének összege adja, melyet az alábbi képlet fejez ki.

$$MÉ_{\text{gyep}} = 1/100 \times \sum_{i=1}^n B_i \times TK_i \times TM_i$$

ahol

- B: a fajok borítottság %,
 TK: a fajok termőképességi faktora,
 TM: a fajok takarmányminőségi faktora.

A számszerűsítést mindkét faktor esetén egy 5 értékű skála segíti. A termőképesség meghatározása szubjektív módon történik. Kategóriái a következők:

- 1: gyenge, igen alacsony,
- 2: alacsony, átlag alatti, mérsékelt,
- 3: átlagos, közepes,
- 4: jó, átlagostól jobb, bőtermő,
- 5: kiemelkedő, igen bőtermő.

A takarmányminőség skálája a következő:

- 1: értéktelen, az állat gyakorlatilag nem fogyasztja,
- 2: gyenge, az állat csak szükség esetén fogyasztja,
- 3: közepes, pl. ha az állatok bizonyos fejlettség után nem szívesen fogyasztják,
- 4: jó, az állatok szívesen fogyasztják,
- 5: kiváló, az állatok első sorban ezt a növényt keresik.

A fenti értékeket a képletekbe helyettesítve elérhető maximális mezőgazdasági érték, amely 25. A számított érték szintén öt minőségi osztály valamelyikének felel meg:

0–5	értéktelen, silány	V.
5,1–10	csekély értékű, gyenge	IV.
10,1–15,0	átlagos, közepes	III.
15,1–20,0	jó, átlagosnál jobb	II.
20,1–25	nagyon jó, kiemelkedő	I.

A D-e-Meter gyepterület értékelési rendszere

Hazánkban a földminősítési rendszer korszerűsítésére 2001-ben 9 intézmény kutatási és fejlesztési tevékenységét összefogó konzorcium alakult a D-e-Meter program keretében. Célszerű a szántó és erdőművelési ágak mellett a gyepterületek földminősítésével és földértékelésével is foglalkozni (MÁTÉ 2003, GERGELY et al. 2007, VÁRALLYAY 1996, 1997, 2002, 2003a, 2003b, 2003d, VÁRALLYAY és NÉMERTH 2004). HORN és STEFLER (1990) a gyepterület típusának és a gyephasználat intenzitásának jellemzése alapján végezték el a gyepek csoportosítását. A gyepek újszerű osztályozását DÉR (2003) a gyepterület és hasznosítás lehetősége szerint végezte el. A talaj termékenységének a változati tulajdonságok alapján történő becslési alapelveiről, vagyis a D-e-Meter rendszer lényegéről MAKÓ et al. (2007) közleménye tájékoztat. A D-e-Meter gyepterület pontszámítási rendszerének kialakításakor célul tűzték ki, hogy az általános elveiben lehetőség szerint minél több ponton kapcsolódjék és azonosuljon a szántóföldi növénytermesztés és az erdőszeti terület adatrendszeréhez. Ennek eredményeként alakulhat ki a legfőbb jellemzőiben egységes, a három művelési ág (szántó, gyepterület, erdő) részben átjárható földértékelési rendszere. A gyepterület D-e-Meter pontszámítási rendszerében a gyepterület termésének mennyiségi és minőségi értékét befolyásoló tényezőit, és az állati termék előállításra használt gyepterület valós értékét tükröző állattartó képességét vették alapul. A D-e-Meter gyepterület értékelési rendszerében kiindulópontként a vizsgált gyepterület szárazanyagban kifejezett hektáronkénti termőképességét (t/ha) vették figyelembe. Ezt az értéket módosították a termőhelyre jellemző és a termés mennyiségét számottevően befolyásoló faktorokkal. A számításakor figyelembe vették az agroökológiai körzetet, a lejtőkategóriát, a gyepterület idejét (a nem beállt gyepterületnél 0,8 faktortal, a telepítés utáni, 2–10 éves gyepterületét 1,6, míg az ösleges gyepterületét (10 év felett) 1,2 faktortal), az évszám hatását (kedvező, átlagos, kedvezőtlen, amelyek 0,8–1,2-ig terjedő szorzófaktortal érvényesülnek) a művelés intenzitását, a minőségi faktort és az állattartó képességét.

A Klapp féle módszer

A gyepterületben előforduló fontosabb növényfajok takarmányozási értékének meghatározására KLAPP et al. (1953) 10 fokozatú skálát hoztak létre, amelyben a legértékesebb fajok 8-as értékszámot kaptak, az értéktelenek vagy az állatok által nem legeltek 0-át, a mérgezők -1-et. A növényfajok besorolása a következő szempontok alapján történt:

- fehérje- és ásványianyag-tartalom kémiai vizsgálatok alapján,
- használatok általi ízletesség és kedveltség,
- értékes növényi részek aránya (levél, szár, virág, termés),
- a teljesértékűség (mint takarmány) időtartama,
- a faj hasznosíthatósága és betakaríthatósága,

- károsító- és mérgező tulajdonság,
- megengedhető aránya a növényállományban (pl. mérgező növényeknél).

Ha az értéktelen és mérgező fajok nagy arányban voltak jelen a növényállományban, akkor ennek megfelelően az állomány összértéke csökkent. Ennek számszerűsítése érdekében KLAPP et al. (1953) a következőket vették figyelembe:

1. Mérgező növények takarmányértéke 3%-os borításig -1; 3–10% között -2; 10% fölötti borítás esetén -3.
2. Az olyan kétszikű fajok értékszámát, melyek a szénát szennyezik 10%-nál nagyobb borítottság esetén 1-2 értékkel csökkentjük.
3. Külön értékelés vonatkozik a takarmány értékét nagyon rontó fűfélékre és gyomokra.

Irodalom

- ADLER P. B., HAUENROTH W. K. 2000 Livestock exclusion increases the spatial heterogeneity of vegetation in Colorado shortgrass steppe. *Applied Vegetation Science* 3: 213–222.
- ALEXY M., NAGY G., GUNDEL J. 2003a: Grassland in a pig production system. *Optimal Forage System for Animal Production and the Environment*. Vol. 8. Grassland Science Science in Europe. 26–28. May 2003. Pleven, Bulgaria, pp. 279–282.
- ALEXY M., NAGY G., GUNDEL J. 2003b: Outdoor rearing of gilts. *Book of Abstracts of the Annual Meeting of the European Association for Animal Production*, 31. August–3. September 2003. Rome, Italy, p. 379.
- ALEXY M., NAGY G., GUNDEL J. 2004a: Pig production responses to a grassland based outdoor system. *Land Use Systems in Grassland Dominated Regions*. Grassland Science in Europe, No 9. proc. Of 11th EGF Symposium 21–24. June 2004. Luzern, Switzerland. pp. 1122–1124.
- ALEXY M., NAGY G., GUNDEL J. 2004b: Süldők etológiai megfigyelése szabadtartásban. *Agrártudományi Közlemények* 13: 9–15.
- ÁNGYÁN J., TARDY J., VAJNÁNÉ MADARASSY A. (szerk.) 2003: Védett és érzékeny természeti területek mező-gazdálkodásnak alapjai, Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- ANTAL Z., JUHÁSZ L. 2008: Determining soil reaction values and nature conservation value categories for grass production model based grazing. *Cereal Research Communications* 36: 975–978.
- ANTAL Zs., HUZSÁVI L. 2007: Előkészítő vizsgálatok védett gyepterületek produkciójának modellezéséhez. *Agrártudományi Közlemények* 26: 64–69.
- ARADI E., MARGÓCZI K., KRNÁCS Gy. 2007: Gyepmaradványok védelme és kezelése: a dél-kiskunsági semlyék példáján. *Természetvédelmi Közlemények* 13: 179–186.
- AVASI Z. 1999a: Az alföldi sziki gyepék védett és gyógynövényei. *Agroökológia-Gyep-Vidékfejlesztés*, Debrecen, pp. 55–62.
- AVASI Z. 1999b: Gyepék diverzitásának és takarmányozási értékének összefüggései. *Tiszántúli Mezőgazdasági Tudományos Napok '99 DATE*, Debrecen.
- BAGI I. 1987: Statistical relationships between the ordination of coenological releves and characteristic indicator values. *Acta Bot. Sci. Hung.* 33: 199–210.
- BAGI I. 1989: A *Gypsophila muralis* L. kiskunsági szikeseken való előfordulásának talajtani okai és természetvédelmi vonatkozásai. *Bot. Közlem.* 76: 51–63.
- BAJNOK M., ROSTÁS M., TASI J. 2000: Néhány legelő és rét növényzetének értékelése a takarmányozás szempontjából. *Állattenyésztés és takarmányozás, Herceghalom* 49: 247–256.
- BALÁZS F. 1943: A növénycönológia szerepe a gyepék értékelésében. *Növterm. Kut. Szolg., Kolozsvár* 4: 1–19
- BALÁZS F. 1949: A gyepék termésbecslése növényzociológiai felvételek alapján. *Agrártudomány*, Budapest, 1: 26–35.
- BALÁZS F. 1960: A gyepék botanikai és gazdasági értékelése. *A Keszthelyi Mezőgazdasági Akadémia Kiadványai*, 8:3–23.
- BÁNSZKI T. 1990: Gyepék tápelemtartalmának változása. *Az állattenyésztés fejlesztéséért*. DATE, Debrecen, pp. 97–101.
- BÁNSZKI T. 1992a: Az istállótrágyázás hatása öntözött sovány csenkeszes gyepen. *Növénytermelés* 41: 351–364.

- BÁNSZKI T. 1992b: NPK és Ca+Mg trágyázás szikes talajú, öntözött *Festuca pseudovina* gyeptípuson. Növénytermelés 41: 443–454.
- BÁNSZKI T. 1993: NPK és Mg-trágyázás hatása a homoki gyepek termésének mennyiségére és minőségére. Növénytermelés 42: 63–72.
- BÁNSZKI T. 1995: NPK műtrágyázás hatása telepített csomós ebír gyepekben. Növénytermelés 44: 519–533.
- BÁNSZKI T. 1996: NPK műtrágyázás eredményei telepített gyepeken. Növénytermelés 45: 167–180.
- BARCZI A. 1995: A Tihanyi-félsziget talajterképezése és a talajokban bekövetkezett változások leírása a talajterképek alapján. Szakdolgozat, Gödöllő.
- BARCZI A. 2003: Data for the botanical and pedological surveys of the Hungarian kurgans (Great Hungarian Plain, Hortobágy). *Thaiszia* 13: 113–126.
- BARCZI A. (szerk.) 2006: Agrár-környezetgazdálkodás és vidékfejlesztés az Európai Unióban és Magyarországon (folyamatelemzés, helyzetértékelés, jövőkép és fejlesztési stratégiavázlat). ROP.3.3. Pályázat támogatásával készült Tananyag, Gödöllő.
- BARCZI A., FÜLEKY GY., GENTISCHER P., NÉRÁTH M. 1998: Soils and agricultural use in Tihany. *Acta Agronomica* 46: 225–235.
- BARCZI A., JOÓ K. 2000: Kurgans: Historical and ecological heritage of the Hungarian Plane. *Multifunctional Landscapes* pp. 199–200.
- BARCZI A., PENKSZA K., CZINKOTA I., NÉRÁTH M. 1996–97: A study of connections between certain phytoecological indicators and soil characteristics in the case of Tihany peninsula. *Acta Bot. Sci. Hung.* 40: 3–21.
- BARCSÁK Z. 2004: Biogep-gazdálkodás. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- BARCSÁK Z., KERTÉSZ I. 1986: Gazdaságos gyeptermeles és gyephasznosítás. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- BARCSÁK Z., KERTÉSZ I. 1990: Gyeptermesztés és gyephasznosítás. Gödöllő.
- BARCSÁK Z., BASKAY T. B., PRIEGER K. 1978: Gyeptermesztés és hasznosítás. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- BARCSÁK Z., KISPÁL T., MEZŐSI L. 1989: Use of an Esophageal Fistula for Study the Grazing and Selective Ability of Sheeps. *Anim. Husbandry and Nutrition*, pp. 537–541.
- BARCSÁK Z., SZEMÁN L., TASI J. 2003: Fűízletességi (preferencia) vizsgálat Limousine és Hereford húsmarhákkal. EU konform mezőgazdaság és élelmiszerbiztonság, SZIE Gödöllő-DE Debrecen. *Proceedings*, I. pp. 260–267.
- BARTHA S. 2001: Életre keltett mintázatok. A JNP modellekről. In: OBORNY B. (ed.): *Teremtő sokféleség. Emlékezések Juhász-Nagy Pálra*. Acad. Press, Budapest, pp. 61–95.
- BARTHA S. 2007: A vegetáció leírásának módszertani alapjai. In: HORVÁTH A., SZITÁR K. (szerk.): *Agrártájéka növényzetének monitorozása. A hatás-monitorozás elméleti alapjai és gyakorlati lehetőségei*. MTA ÖBKI, Vácrátót. pp. 92–113.
- BARTHA S. 2008: Mikroökológiai módszerek a táji vegetáció állapotváltozásának vizsgálatára. *Tájökológia Lapok* 6: 229–245.
- BARTHA S., KERTÉSZ M. 1998: The importance of neutral-models in detecting interspecific spatial associations from 'trainsect' data. *Tiscia* 31: 85–98.
- BARTHA S., CAMPATELLA G., CANULLO R., BÓDIS J., MUCINA L. 2004: On the importance of fine-scale spatial complexity in vegetation restoration. *Int. J. Ecol. Environ. Sci.* 30: 101–116.
- BARTHA S., CZÁRÁN T., PODANI J. 1998: Exploring plant community dynamics in abstract coenostate spaces. *Abstracta Botanica* 22: 49–66.
- BARTHA S., HORVÁTH A., VIRÁGH K., MOLNÁR E., ILLYÉS E., TÜRKE I. 2006: Mikroökológiai monitorozás – módszertani vizsgálatok. *Bot. Közlem.* 93: 126.
- BARTHA D. 1995: Ökológiai és természetvédelmi jelzőszámok a vegetációs értékelésben. *Tilia* 1: 170–184.
- BARTHA D., BILKÓ A., KOVÁCS G. 1994: Degradáltságvizsgálatok a Kőszegi Hegységben. In: BARTHA D. (szerk.): *A Kőszegi-hegység vegetációja*. Sopron, pp. 183–197.
- BASKAY TÖTH B. 1966: *Legelő- és rétművelés*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- BEDŐ S. 1994: A legelőfű táplálórterkének alakulása a legeltetési időszakban Gödöllői Gyepgazdálkodási Anket, Gödöllő, pp. 19–22.
- BEDŐ S., PÓTI P. 1999: A kecske takarmány és táplálóanyag szükséglete. In: KUKOVICS S., JÁVOR A. (szerk.): *A kecskeágazat jelene és jövője*. 6. Debreceni Állattenyésztési Napok, Magyar Kecsketartók és Tenyésztők Országos Szövetsége, Herceghalom, pp. 79–88.
- BEDŐ S., BARCSÁK Z., BARCSÁKNÉ TÖTH G. 1994: A telepített fűfajok táplálórterkének alakulása különböző fejlődési állapotban. *Természetes állattartás* 4: 59–66.
- BEDŐ S., NIKODÉMUSZ E., PÓTI P., TÖZSÉR J. 2002: Az anyajuhok tejtermelési jellemzői és a legelő táplálóanyag ellátottsága között megfigyelt összefüggések. XXIX. Óvári Tudományos Napok, Mosonmagyaróvár, október 3–4., p. 85.

- BELÉNYESI M., CENTERI CS., GRÓNÁS V. 2002: A térinformatika alkalmazásának lehetőségei a fenntartható földhasználat tervezésében. *Acta Agraria Kaposvariensis* 6: 185–194.
- BENYOVSZKY B. M., PENKSZA K. 2002: A N-műtrágyázás optimális szintje a kedveltség szempontjából egy isaszegi lólegelőn. *Növénytermelés* 51(4): 509–512.
- BENYOVSZKY B. M., PENKSZA K., ROMVÁRI GY., BARCSÁK Z. 1995: Különböző mértékben legelt területek összehasonlító vizsgálata a bükki Nagymezőn. Előadaskivonatok: A fenntartható fejlődés időszervi kérdései a mezőgazdaságban, Georgikon napok, Keszthely, pp. 333–338.
- BENYOVSZKY B. M., PENKSZA K., FIGECZKY G., NAGY J. 1996: Lólegelőként hasznosított természetes gyepök cönológiai viszonyai. A "Lippai János" tudományos ülészak előadásai és poszterei. Budapest, Kertészeti és Élelmiszeripari Egyetem, tudományos ülészak közleményei, pp. 147–150.
- BENYOVSZKY B. M., HAUSENBLASZ J., PENKSZA K., SZEMÁN L. 1998: Adatok a lólegelők izletességének megítéléséhez (növényfajok és a N műtrágya hatásának vizsgálata) Mosonmagyaróvár, pp. 1363–1369.
- BENYOVSZKY B. M., HAUSENBLASZ J., BARCSÁK Z., SZEMÁN L., PENKSZA K. 1999: Lólegelők táplálóanyag szolgáltató képességének vizsgálata. – Debreceni Gyepgazdálkodási Napok 15. Többirányú gyephasználat szaktanácsadási alapjai II. Agroökológia – Gyep – Vidékfejlesztés. Debrecen, pp. 177–182.
- BENYOVSZKY B. M., HANSENBLASZ J., PENKSZA K. 2001: „Lólegeltetés, ahogyan a lovak látják” – lólegelők és a szénák gyepnövényeinek kedveltségi vizsgálata. Gyepgazdálkodásunk helyzete és kilátásai pp. 230–237.
- BENYOVSZKY B. M., HAUSENBLASZ J., SZEMÁN L., PENKSZA K. 2007: Lovak takarmányainak kedveltségi vizsgálataiból. A magyar gyepgazdálkodás 50 éve – tanulságai a mai gyakorlat számára – Gyepgazdálkodási anket SZIE, Gödöllő, pp. 153–159.
- BÉRI B. 1989: A legeltetés hatása tejhasznosítású tehének termelési mutatóira. Tormay B. Tud. Ülés, Debrecen, pp. 89–98.
- BÉRI B. 1992: A legeltetés biológiai hatása. *Természetes Állattartás. Szolnok*, pp. 295–303.
- BÉRI B., VAJNA T.-NÉ CZEGLÉDI L. 2004: A védett természeti területek legeltetése. In: NAGY G., LAZÁNYI J. (szerk): Gyepgazdálkodás. Gyepök az agrár és vidékfejlesztési politikában. DE ATC, Debrecen, pp. 50–59.
- BERNÁTH J. 1993: Vadon termő és termesztett gyógynövények. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- BÍRÓ J. 1928: A legelőgazda könyve. FM-kiadvány.
- BITTERA A M. 1935: Rét és legelő. Köztelek Gazdasági Könyvtár, Pátria Irodalmi Vállalat és Nyomdai Részvénytársaság, Budapest.
- BODÓ I. 1997: A legeltetés jelentősége a géntartlékok fenntartásában. *DGYN* 14: 77–80.
- BODÓ I. 2005: Legeltetés a táj- és környezetvédelemben. In: JÁVOR A. (szerk.): Gyep-Állat-Vidék-Kutatás-Tudomány. DE ATC, Debrecen, pp. 106–112.
- BORHIDI A. 1991: A magyar flóra magatartás típusai II. Magyar Ökológus Kongresszus Abstract, Keszthely, p. 22.
- BORHIDI A. 1993: A magyar flóra szociális magatartásformái. A KTM Term. Hiv. és a JPTE Kiadványa. Pécs.
- BORHIDI A. 1995: Social behavior types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian Flora. *Acta bot. hung.* 39(1-2): 97–181.
- BÖLÖNI J., HORVÁTH A., ILLYÉS E., KUN A., MOLNÁR., SZABÓ., VISZLÓ L. 2008: Természetvédelmi szempontú gyephasznosítás. Budapest.
- BREMNESS L. 1998: Fűszer- és gyógynövények. Egyetemi Nyomda, Budapest.
- BUCHGRABER K. 1997: Grundfutterqualität – die Voraussetzung einer leistungsgerechten Milchviehfütterung. *Landkalender 1997*. Leopold Stocker Verlag, Graz. pp. 113–118.
- BURTIS G. Y., PHILLIPS C. J. C. 1987: The effect of herbage surface water and the provision of supplementary forage on intake and feeding behavior of cattle. *Grass and Forage Sci.* 42: 259–264.
- BUS I., TASI J. 2008: Természetvédelmi célú gyepkezelés a Rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis* Méhely, 1893) kiskunsági élőhelyén. *AWETH* 4: 822–828
- CAMPETELLA G., CANULLO R., BARTHA S. 2004: Coenostate descriptors and spatial dependence in vegetation – derived variables in monitoring forest dynamics and assembly rules. *Community Ecology* 5: 105–114.
- CENTERI CS., MALATINSZKY Á., VONA M., BODNÁR Á., PENKSZA K. 2007: State and sustainability of grasslands and their soils established in the atlantic–mountain zone of Hungary. *Cereal Research Communications* 35: 309–312.
- CLARK J., KAT C., SANHIRASEGARAM K. 1974: The dry-matter production, botanical composition, in vitro digestibility and protein percentage of pasture layers. *J. Brit. Grassl. Soc.* 29: 179–184.
- CREMENE C., GROZA G., RAKOSY L., SCHILEYKO A. A., BAUR A., ERHARDT A., BAUR B. 2005: Alterations of steppe-like grasslands in Eastern Europe: a threat to regional biodiversity hotspots. *Conservation Biology* 19: 1606–1618.
- CZEGLÉDI L., BÉRI B., RÁTONYI T., MIHÓK S. 2002: Szarvasmarha legeltetés hatása a szikes talajra. In: NAGY J. (szerk): Eu konform mezőgazdaság és élelmiszerbiztonság, DE ATC pp. 170–175.

- CSÁNYI S. 1989: Egyszerű módszer a gímszarvas-állomány minimális létszámának becslésére. *Vadbiológia* 3: 49–55.
- CSÁNYI S. 1999: A gímszarvas-állomány terjeszkedése az Alföldön. *Vadbiológia* 6: 43–48.
- CSÁNYI S. 2003: Szarvasállomány és szarvasgazdálkodás a statisztikák alapján. A vadgazdálkodás időszerű kérdései 1. Gímszarvas. *A vadgazda* 2(6): 10–22.
- CSÁNYI S., TÓTH P. 2000: Populáció-rekonstrukció alkalmazása a hazai gímszarvas-állomány létszámának meghatározására. *Vadbiológia* 7: 27–37.
- CSIZI I. 2003: A hasznosítási módok hatása a növényi összetételre, a termésre és a juh eltartóképességre extenzív kezelésselü gyeptársulásban. *Agrártudományi Közlemények* 10. különszám.
- CSÍZI I., MONORI I. 2008: Türelmet juhtrágya hatása ecsetpázsitos szikes rét első növedékének növényállomány összetételére és hozamára. *Gyepgazd. Közlem.* 6: 29–32.
- DÁNOS B. 1992: Gyógynövényismeret I–III. Diákkönyvtár, Semmelweis, Budapest.
- DEÁK B., TÖTHMÉRÉSZ B. 2007: A kaszálás hatása a Hortobágy Nyírölapos csetkák társulásában. *Természetvédelmi Közlemények* 13: 179–186.
- DENT J. W., ALDRICH D. T. A. 1968: Systematic testing of quality in grass varieties. 2. Effect of cutting date, season and environment. *J. Brit. Grassl. Soc.* 23: 13–19.
- DÉR F. 1995: A legeltetéses állattartás lehetőségei. *Gyepgazdálkodási Szakülés. A Debreceni Agrártudományi Egyetem kiadványa.* pp. 119–121.
- DÉR F., MARTON I. 2001: A gyephasználat kérdései. In: *Gyepgazdálkodásunk helyzete és kilátásai.* pp. 269–274.
- DÉR F., BABINSZKY M., STEFLER J. 1991: Az állatok termelése a legelőn. *Természetes Állattartás, Hódmezővásárhely,* pp. 83–91.
- DÉR F., MAKRAY S., STEFLER J., GOMBOS S., VANYUR G. 1995: Gyephasznosítás hagyományos és újabb lehetősége. *Gyepgazdálkodási Szakülés. A Debreceni Agrártudományi Egyetem kiadványa.* pp. 15–18.
- DÉR F., MARTON I., NÉMETH T., PASZTOR L., SZABÓ J. 2003: A szántóföldi növénytermesztés és a gyepgazdálkodás helyzete és kilátásai az EU- csatlakozás után. *Nemzeti Fejlesztési Hivatal, Budapest,* pp. 83–142.
- DÉR F., STEFLER J. 2008: Prognózisok a gyepterületek hasznosításának várható alakulásáról. *Gyepgazd. Közlem.* 6: 9–12.
- DOHY J. 1994: A természetes állattartás időszerű kérdései. *DGYN* 12: 26–32.
- DORNER B. 1923: Rétek és legelők művelése és termésfokozása. *Athenaeum.*
- DREZNER I. 1927: Az újkori zöldmezőgazdálkodás. *Kertész Nyomda, Budapest.*
- DWAYNE R. B., MERTENS D. R. 1995: Quality related characteristics of forages. In: BARNES R. F. et al. (eds.): *Forages, The Science of Grassland Agriculture.* Iowa State University Press, Ames, Iowa, USA, pp. 83–96.
- DYRNESS C. T., YOUNGBERG C. T. 1966: Soil-vegetation relationships within the ponderosa pine type in the central oregon pumice region. *Ecology* 47: 122–138.
- ELLENBERG H. 1950: *Landwirtschaftliche Pflanzensoziologie I. Unkrautgemeinschaften als Zeiger für Klima und Boden.* Ulmer, Stuttgart.
- ELLENBERG H. 1952: *Landwirtschaftliche Pflanzensoziologie II. Wiesen und Weiden und ihre standortliche Bewertung.* Ulmer, Stuttgart.
- ELLENBERG H. 1974: *Zeiger der Gefäßpflanzen Mitteleuropas.* *Scripta Geobotanica* pp. 1–97.
- ELLENBERG H., WEBER H. E., DÜLL R., WIRTH W., WERNER W., PAULISSEN D. 1991: *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa.* *Scripta Geobotanica* 18., Goltze Vrt. Göttingen.
- ENYEDI Z. M., RUPRECHT E., DEÁK M. 2008: Long-term effects of the abandonment of grazing on steppe-like grasslands. *Applied Vegetation Science* 11: 53–60.
- FRAME J. 1981: *Herbage Mass.* In: HOGSON J. et al. (eds.): *Sward Measurements, Handbook.* BGS, Huerley, Maidenhead, UK. pp. 39–70.
- FRAME J. 1992: *Improved Grassland Management,* Farming Press Ipswich, UK.
- TÓTH G., NÉMETH T., GAÁL Z. (szerk.) 2007: *Földminősítés, földértékelés és földhasználati információ. Keszthely 2007. november 22–23. Országos konferencia kiadványa. MTA TAKI. Budapest.* pp. 39–44.
- GIBB M. J., HUCKLE C. A., NUTHALL R., ROOK A. J. 1997: Effect of sward surface height on intake and grazing behavior by lactating Holstein Friesian cows. *Grass and Forage Sci.* 52: 309–321.
- GILL M., BEEVER D. E., OSBOURN D. F. 1989. The feeding value of grass and grass products. *Grass, its production and utilization.* In: HOLMES W. (ed.): *Blackwell Scientific Publications, Oxford, London,* pp. 89–129.
- GRANT S. A. 1981: Sward components. In: HODGSON J. et al. (eds.): *Sward measurements handbook British Grassland Society.* pp. 71–92.
- GRIME J. P. 1988: *Comparative Plant Ecology.* Unwin Hyman, London, Boston, Sydney, Welligton.
- GRIME J. P. 1979: *Plant Strategies and vegetation Processes.* John Wiley and Sons. Chichester, New York, Brisbane, Toronto.

- GRÓNÁS V. 2001: Szántóföldi növénytermesztés által kiváltott talajerózió becslése az EPIC-EROTÓP módszerrel egy védett természeti területen. Növénytermelés 49: 14–35.
- GRÓNÁS V., BARCZI A. 2000: A Tihanyi-félsziget gazdálkodási struktúrájának változása és jelenlegi felépítése. Agrártörténeti Szemle 42: 123–139.
- GRÓNÁS V., CENTERI CS., MAGYARI J., BELÉNYESI M. 2006: Agrár-környezetgazdálkodási programok bevezetésének hatása a kijelölt mintaterületek földhasználatára és természeti értékeinek védelmére. Tájékológiai Lapok 4: 277–289.
- GRÓNÁS V., LŐRINCZI R. 2001: Die Modellierung der landwirtschaftlichen Flächennutzung auf der Halbinsel Tihany (Nationalpark Plattensee – Oberland) in Ungarn mit geografischen Informationssystemen (GIS). Natur und Landschaft 76. Jahrgang p. 534.
- GRUBER F. 1962: A korszerű rét- és legelőgazdálkodás gyakorlata. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- GULYÁS L. 1996: Magyar hidegvérő csikók növekedésének vizsgálata születéstől választásig. Állattenyésztés és tak. 6: 481–493
- GULYÁS L. 1997: alternatív hasznosítási lehetőségek a lótenyésztés területén. Szaktanácsadási füzetek. Állattenyésztés és tak., Herceghalom, pp. 41–53.
- GULYÁS L., VARGA P., KISS Cs. 2007: A magyar hidegvérű csikók növekedésnek vizsgálata. AWETH 3: 13–26.
- GYÖRY Z., ALAPI K. 2003: A Felső-Tisza árterí legelőinek ásványianyag-tartalma. Gyepgazd. Közlem. 1: 32–34.
- GYÜRE P., NAGY G., MIHÓK S. 2003: A gyepkek szerepe a ludak takarmányozásában. Agrártudományi Közlemények 10. különszám
- GYÜRE P., NAGY G., MIHÓK S. 2004: A gyeptakarmány szerepe a lúdnevelésben. In: Agrártudományi Közlemények 13. különszám.
- H. MARRS R., PROCTOR J. 1979: Vegetation and soil studies of the enclosed heathlands of the Lizard peninsula, Cornwall. Vegetatio 41:121–128.
- HARASZTI E. 1973: Az állat és a legelő. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- HAUMANN P. 1998: Biotope conservation with ruminants in Germany: the example of goats on shrub-infested slopes. In: 2nd LSIRD Conference on Livestock production in the European LFAs, Bray, Ireland, pp. 186–196.
- HERMAN O. 1909: A magyarok nagy ősfoglalkozása. Hornyányszky.
- HOLMES W. 1989: Grazing management. In: Grass: Its Production and Utilisation, Second Edition, Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- HORN P. 1988: Új hústermelő állattenyésztési ágazat a gím szarvas-tenyésztés. Állattenyésztés és takarmányozás 37: 105–112.
- HORN P. 1996: A gyephasznosítás lehetőségei nagyvadtenyésztéssel, különös tekintettel a gímszarvasra. DGYN 13: 107–110.
- HORN P., DÉR F. 1997: A gyepre alapozott – nem hagyományos – állattartás lehetőségei Magyarországon. DGYN 14: 99–104.
- HORN P., DÉR F., NAGY J. 2001: A szarvasenyésztés lehetőségei különös tekintettel a gyephasznosításra. Gyepgazdálkodásunk helyzete és kilátásai. pp. 212–215.
- HORN P., DÉR F., NAGY J. 2006: Farmon tartott gímszarvasok táplálékanyag-szükségletének kielégítése legelőn. Hazai és nemzetközi tapasztalatok. Gyepgazd. Közlem. 4: 7–12.
- HORN P., STEFLER J., 1990. Hagományos és új állattenyésztési ágazatokban rejlő lehetőségek az eltérő ökológiai, piaci adottságok kihasználására. Állattenyésztés és Takarmányozás 39: 27–43.
- HUCHENS T. 2003: What to goats graze? In: Forages News, University of Kentucky, Princetown, USA.
- IVERSEN J. 1936: Biologische Pflanzentypen las Hilfsmittel in der Vegetationsforschung. – Levin und Munksgaard, Kopenhagen.
- JANOVSZKY J. 1998: A gyepgazdálkodás helyzete, fejlesztésének lehetőségei. Mezőgazdasági Kutató-Fejlesztő KHT különkiadványa, Szarvas.
- JÁVOR A. 1993: A tejelő keresztezett juhok legelőn tartása. In: VINCEFFY I. (szerk.): Legelő- és gyepgazdálkodás, Mezőgazdasági Kiadó, pp. 73–74.
- JÁVOR A. 1994: A tejelő keresztezett juhok legeltetése. Természetes Állattartás 4: 13–47.
- JÁVOR A. 1999: Juhok és legeltetés. DGYN 15: 173–176.
- JÁVOR A., KUKOVICS S. 1996: A megváltozott juhászat legelőigénye a megváltozott viszonyok között. DGYN 13: 105–106.
- JEFFERIES, R. L., WILLIS, A. J. 1964: Studies on the calcicole-calcifuge habit. I. Methods of analysis of soil and plant tissues and some results of investigations on four species. J. Ecol. 52: 121–138.
- JUHÁSZ-NAGY P. 1959: A Beregi-Sík rét-, legelőtársulásai. Acta Univ. Debrecen. 4: 195–228.
- KÁDÁR I. 1992: A növénytáplálás alapelvei és módszerei. MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézete. Budapest.

- KÁDÁR I. 2006: Műtrágyahatások vizsgálata a 2. éves telepített gyepen. Termés és elemtartalom. 6. Gyepgazd. Közlem. 4: 95–107.
- KAHMEN S., POSCHLOP P., SCHREIBER K. F. 2002: Conservation management of calcareous grasslands. Changes in plant species composition and response of functional traits during 25 years. *Biological Conservation* 104: 319–328.
- KAKUK T., SCHMIDT J. 1988: Takarmányozástan. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, pp. 429–442.
- KÁROLYI R. 1905: Rét- és legelőművelés. Franklin Nyomda, Budapest.
- KÁRPÁTI B., SARUDI Cs., CSORBAI A., MARTON I. 2004: A magyar szürke szarvasmarha tartásának ökonomiai és környezet-gazdálkodási elemzése. *Acta Agraria Kaposváriensis* 8: 33–49.
- KÁRPÁTI L. 2001: A gyepok természetvédelmi jelentősége. In: NAGY G. et al. (szerk.): Gyepgazdálkodásunk helyzete és kilátásai. *DGYN* 17: 57–60.
- KÁRPÁTI L. 2007: Természetvédelem és állattenyésztés. *Magyar Mezőgazdaság* 48: 5–6.
- KÁRPÁTI I. 1978: Magyarországi vizek és ártéri szintek növényfajának ökológiai besorolása. *Keszthelyi Agrártudományi egyetem Kiadványa* 20: 1–62.
- KÁRPÁTI I. et al 1968: Magyarországon elterjedtebb rudeális gyomnövények synökológiai besorolása. *A keszthelyi Agrártudományi Főiskola Közleményei* 10: 1–40.
- KELEMEN J. 1997: Irányelvek a füves területek természetvédelmi szempontú kezeléséhez. *TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó.*
- KLAPP E. 1955: Fläheanschätzung oder Ertragsanteilschätzung auf Grünland? *Z. Ackt. Pflbau, Berlin*, 100: 26–30.
- KLAPP E. 1956: *Wiesen und Wieden*. Paul Parly, Berlin.
- KLAPP E., BOEKER P., KÖNIG F., STÄHLIN A. 1953: Wertzahlen der Grünlandpflanzen. *Grünland* 2: 38–40.
- KOTA M., VINCZEFFY I. 1974: A gyepek beltartalmi értékei. *DATE Közleményei* 19: 71–124.
- KOTA M., BENEDEK Á., VINCZEFFY I. 1994: A gyepek élettani értékei. *Természetes Állattartás* 4: 67–76.
- KOTA M., KOVÁCS B., VINCZEFFY I. 1997: Elemtartalom gyógyhatású gyeppnövényekben. *DGYN* 14: 51–56.
- KOTA M., VINCZEFFY I. 1993: Fűkeverékek tápértékének összehasonlítása. *Természetes Állattartás* 3: 109–118.
- KOTA M., VINCZEFFY I., KOVÁCS B., GYÖRI Z. 1991: A gyepek tápértéke. *Természetes Állattartás, Hódmezővásárhely*, pp. 63–68.
- KOTA M., ZSUPOSNÉ OLÁH A., VINCZEFFY I. 1993: A gyepek néhány gyógynövényének takarmányértéke és mikrobiológiai jelentősége. In: *Legeltetéses állattartás. Tudományos közlemények Debrecen*, pp. 159–169.
- KOVÁCS M. 1955: A Gödöllő-Máriabesnyői rétek botanikai felvételezése, ökológiai és gazdasági szempontok figyelembevételével. *Agrártud. Egy. Agron. Kar Kiadv. I: 1–24.*
- KOVÁCS M. 1964: Der Ökologische Feuchtegrad als Kriterium zur Beurteilung von Grünlandstandorten, ein Vergleich bodenkundlicher und vegetationskundlicher Standortmerkmale. – *Dissertationes Botanicae, Berlin – Stuttgart* 32–33: 104–242.
- KOVÁCS M. 1966: Die Wirkung der geomorphologischen (expositionbedingten) mikroklimatischen und bodenfaktoren auf die Entwicklung des Standortes der azidophilen Wälder im Mátra-Gebirge. *Acta Bot. Sci. Hung.* 12: 293–324.
- KOVÁCS M. 1969: Pflanzenarten und Pflanzengesellschaften als Anzeiger des Bodenstickstoffs. *Acta Bot. Sci. Hung.* 15: 101–118.
- KOVÁCS M. 1970: Transektuntersuchung der Gradienten der ökologischen Heterogenität in kontakten Gesellschaften innen ist hiányzik valami Bodenfaktoren und horizontale Zonation. *Acta Bot. Sci. Hung.* 16: 117–142.
- KREHL A. 1997: Verhalten von Ziegen und Schafen in der Weidehaltung. *Diplomarbeit, FG Int. Nutztierzucht u. -haltung, Univesitat Gesamthochschule Kasel, Witzenhausen.*
- KUKOVICS S., NÉMETH T. 2007: A kecsketerítésben alkalmazott gyephasználat a magyar gyepgazdálkodás 50 éve – tanulságai a mai gyakorlat számára. *Gyepgazdálkodási anket SZIE, Gödöllő*, pp. 153–159.
- KUKOVICS S., JÁVOR A. 1997a: Juh nélkül nem megy. *Legeltetéses Állattartás, Debrecen*, pp. 87–90.
- KUKOVICS S., JÁVOR A. 1997b: Juh nélkül nem megy II. Gyep és juh. In: *Magyar juhászat* 2: 8.
- KUN A., RUPRECH E., BARTHA S., SZABÓ A., VIRÁGH K. 2007: Az Erdélyi Mezőség kincse: a gyepvegetáció egyedülálló gazdagsága. *Kitaibelia* 12: 93–104.
- KUNZMANN G. 1989: Der Ökologische Feuchtegrad als Kriterium zur Beurteilung von Grünlandstandorten, ein Vergleich bodenkundlicher und vegetationskundlicher Standortmerkmale. *Dissertationes Botanicae, Berlin-Stuttgart*, pp. 16–31, 127–166, 197–243.
- KUNZMANN G. 1990: Überprüfung der Ellenberg'schen Feuchtezahlen an Hand Bodenkundlicher Parameter auf grünlandstandorten in Mittelhessen. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 19: 386–397.
- KÜCHBAUCH W., VOIGTLÄNDER G. 1979: Veränderungen des Zellinhaltes, der Zellwandzusammensetzung und der Verdaulichkeit von Knäulgras (*Dactylis glomerata L.*) und Luzerne (*Medicago x Martyn*) während des Wachstums. *Z. Acker- und Pflanzenbau* 148: 455–466.

- LABUDA J. M., KOVÁČ 1966: Adatok a csomós ebír (*Dactylis glomerata* L.) vegetáció folyamán megnyilvánuló tápértékváltozásainak tanulmányozásához. Agrártudományi Egyetem Közleményei, Gödöllő, pp. 167–175.
- LÁNG I. 1974: A környezetvédelem nemzetközi és hazai vonatkozásai. Gödöllő.
- LÁNG I. 1992: A gyepek szerepe a változó mezőgazdaságban. Természetes Állattartás 2: 13–26.
- LÁNG I. 1996: A gyepek és a környezet kapcsolata. DGYN 13: 25–26.
- LÁNG I. 1997: A gyepek szerepe a biodiverzitás megőrzésében. DGYN 14: 133–135.
- LAPIS M., FELFÖLDI J., KOCH K. 2003: „Gyepterületek különböző állatfajokkal történő hasznosításának gazdaságosságát” Gyepgazdálkodási Közlemények 1: 55–60.
- LAVOREL S., TOUZARD B., LEBERTON J. D., CLÉMENT, B. 1998: Identifying functional groups for response to disturbance in an abandoned pasture. Acta Oecologia 19: 227–240.
- LAVRENKO E. M., KARAMYSHEVA Z. V. 1993: Steppes of the former Soviet Union and Mongolia. In: COUPLAND R. T. (ed.): Ecosystems of the World, 8B. Natural Grasslands. Eastern Hemisphere and Resumé, pp. 3–59.
- LUOTO M., PYKÄLÄ J., KUUSAAI M. 2003: Decline of landscape-scale habitat and species diversity after the end of cattle grazing. Journal of Natural Conservation 11: 171–178.
- MAKEDOS I. D., PAPANASTASIS V. P. 1996: Effect of NP fertilisation and grazing intensity on species composition and herbage production in a Mediterranean Grassland and land use system. 16th EGF Meeting 1: 103–108.
- MAKÓ A., TÓTH G., MÁTÉ F., HERMANN T. 2007: A talajtermékenység becslése változati tulajdonságok alapján. In: TÓTH T., TÓTH G., NÉMETH T., GAÁL Z. (szerk.) 2007: Földminősítés, földértékelés és földhasználati információ. Keszthely 2007. november 22–23. Országos konferencia kiadványa. MTA TAKI. Budapest. pp. 39–44.
- MAKRAY S., DÉR F., HANCS CS., STEFLER J. 1996: Gyepen nevelt hidegvérű csikók hústermelésének mennyiségi és minőségi jellemzői. Természetes állattartás 5: 5–8.
- MALATINSZKY Á. 2002: Mezőgazdaság a természetvédelem szolgálatában. In: Hartman M. (szerk.) 2002: Mezőgazdaság a természetvédelem szolgálatában. Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Budapest. pp. 51–56.
- MALATINSZKY Á. 2003: Mezőgazdaság a természetvédelem szolgálatában Dél-Gömörben. III. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium tanulmánykötete pp. 43–47.
- MALATINSZKY Á. 2004: Botanikai értékek és tájgazdálkodási formák kapcsolata a Putnoki-dombságban. Tájökológiai Lapok 2: 65–76.
- MALATINSZKY Á. 2005: Traditional landscape management preserving botanical values in North-East Hungary. International Association of Landscape Ecology, Landscape Research and Management papers, www.landscape-ecology.org
- MALATINSZKY Á. 2008: Relationships between cultivation techniques, vegetation, pedology and erosion on extensively cultivated and abandoned agricultural areas in the Putnok Hills. Acta Agronomica Hungarica 56: 75–82
- MARGÓCZI K. 2001: Gyepek természetvédelmi értékei. In: NAGY G. et al. (szerk.): Gyepgazdálkodásunk helyzete és kilátásai. DGYN 17: 61–65.
- MARGÓCZI K. 2003: A bugaci puszta legeltetett és nem legeltetett részének összehasonlítása a vegetáció természetessége szempontjából. In: JÁVOR A. (szerk.): Legeltetési állattartás! DE ATC, pp. 145–150.
- MÁTÉ F. 2003: Az aranykoronától a D-e-Meter számokig. In: Földminősítés és földhasználati információ. In: GAÁL Z., MÁTÉ F., TÓTH G. (szerk.): 145–152. Keszthely.
- MÁTHÉ I. 1954: Rétek és legelők, valamint a gyepszakaszok botanikai problémái. MTA. Agrártudományok Osztályának. Közleménye 5: 405–417.
- MÁTHÉ I. 1956: Vegetációtanulmányok a nógrádi flórajárás területén, különös tekintettel rétejeinek, legelőinek ökológiai viszonyaira. MTA. Agrártudományok Osztályának. Közleménye 7: 1–56.
- MÁTRAI K., KATONA K., SZEMETHY L., OROSZ Sz. 2002: A szarvas táplálékának mennyiségi és minőségi jellemzői a vegetációs időszak alatt egy alföldi erdőben. Vadbiológia 9: 1–9.
- MÁTRAI K., SZEMETHY L. 2000: A gimszarvas szezonális táplálékának jellegzetességei Magyarország különböző élőhelyein. Vadbiológia 7: 1–9.
- MÁTRAI K., SZEMETHY L., TÓTH P., KATONA K., SZÉKELY J. 2003: A vegetáció jellemzői és a szarvas területhasználata közötti összefüggések egy alföldi erdőszegben. Vadbiológia 10: 26–35.
- MÁTRAI G-NÉ. 1984: Az öz (*Capreolus capreolus* L.) téli táplálékösszetételének meghatározása mikroszöveti határozókulcs alapján. Doktori Értekezés, Gödöllő.
- MATUS G., TÓTHMÉRÉSZ B. 1990: Study of the vegetation on a sandy grassland after goose breeding: a preliminary study. Acta Bot. Hung. 39: 51–70.
- MATUS G., TÓTHMÉRÉSZ B. 1995: Pioneer phase of succession in a ruderal weed community. Acta Bot. Hung. 39: 51–70.

- McNAUGHTON S. J. 1979. Grazing as an optimization process: grass-ungulate relationship in the Serengetti. *The American Naturalist* 113: 691–703.
- MEERS T. L., BELL T. L., ENRIGHT N. J., KASEL S. 2008: Role of plant functional traits in determining vegetation composition of abandoned grazing land in north-eastern Victoria, Australia *Journal of Vegetation Science* 19: 515–524.
- MIHÓK S. 1989: Ajánlások a húsludak gyepkímélő legeltetéséhez. Tormay Emlékkülés DATE, Debrecen, pp. 99–108
- MIHÓK S. 1993: A ló legeltetése. *DGYN* 11: 205–221.
- MIHÓK S. 1995: A lólegelők követelményei. Gyepgazdálkodási Szakülés. A Debreceni Agrártudományim Egyetem kiadványa pp. 101–104.
- MIHÓK S. 1996: A lólegelők követelményei. *DGYN* 13: 101–104.
- MIHÓK S. 1997a: A ludak szakszerű legeltetése. *DGYN* 14: 105–108.
- MIHÓK S. 1997b: Termesztett gyomnövények használhatósága lúdtakarmányként. *Állattenyésztés és Takarmányozás* 4: 243–250.
- MIHÓK S. 2005: Az állattenyésztés és a gyepgazdálkodás kapcsolata. In: JÁVOR A. (szerk): Gyep-állat-vidék-kutatás-tudomány. DE Debrecen, pp. 55–62.
- MIHÓK S., NAGY G. 1991: A lúd legeltetése. *Természetes Állattartás, Hódmezővásárhely*, pp. 99–110.
- MILCHUNAS D. G., LAUENROTH W., 1993: Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecol. Monogr.* 6: 327–366.
- MILCHUNAS D. G., SALA O. E., LAURENROTH W. K. 1988: A generalized model of grazing by large herbivores on grassland community structure. *The American Naturalist* 132: 87–106.
- MITCHELY J., XOFIS P. 2005: Landscape structure and management regime as indicators of calcareous grassland habitat condition and species diversity. *Journal of Natural Conservation* 13: 171–183.
- MORAND-FEHR P., OWEN E., GEIGER-REVERDIN S. 1991: Feeding behaviour of goats at the trough. In: Goat nutrition, EAAP Publication No. 46., Pudoc, Wageningen, pp. 3–12.
- MORAND-FEHR P. 2005: Recent developments in goat nutrition and application: A review. *Small Ruminant Research* 60: 25–43.
- MUCSI I. 1993: A legelő és a juh harmonikus együttélése. *Természetes Állattartás* 3: 177–184.
- MUCSI I. 2003: A gyep és az állati termék előállítás kapcsolata. *DGYN* 18. Természetes Állattartás 6. Gyepgazdálkodás 2001, Debrecen, pp. 29–33.
- NAGY G. 1990: A nádképi csenkesz takarmányértéke ősszel. Czukás emlékkülés. DATE Kiadvány, Debrecen, pp. 102–107.
- NAGY G. 1991: Eltérő intenzitású gyeppek tápértéke. A legelő az emberiség szolgálatában, Debrecen, pp. 166–174.
- NAGY G. 1993: Gyepesítési módok alapjai. In: VINCZEFFY I. (szerk.): Legelő és gyepgazdálkodás. Mezőgazda Kiadó, Budapest 162–174.
- NAGY G. 1996: A gyep gyakoribb védett növényei. *Természetes Állattartás, Kaposvár*, pp. 65–68.
- NAGY G. 2003: A gyepterületek mezőgazdasági értékének meghatározása. In: JÁVOR A. (szerk.): Legeltetési állattartás! DE ATC, pp. 271–280.
- NAGY G. 2004: A gyepgazdálkodásra ható gazdasági-társadalmi környezet. *Gyepgazdálkodás* 2003, *DGYN* 19: 7–21.
- NAGY G. 2005a: A gyeppek fontossága a vidékfejlesztésben. *Gyep-állat-vidék-kutatás-tudomány. DE Debrecen*, pp. 77–85.
- NAGY G. 2005b: A simple theoretical model for calculating agricultural value of grasslands. In: O'MARA et al. (eds.): XX. International Grassland Congress: offered papers, Wageningen Academic Publishers, p. 893.
- NAGY G. 2006: Fűfélék tavaszi felődésének jellemzői. *Gyepgazd. Közlem.* 4: 89–93.
- NAGY G. 2007a: Spring phenological development and nutritive value of brome grass. *Grassland Science in Europe* No 12. proc. Of 14th EGF Symposium, Gent, Belgium 3–5 September 2007, pp. 78–81.
- NAGY G. 2007b: A nádképi csenkesz tavaszi fenológiai fejlődése és beltartalma. A magyar gyepgazdálkodás 50 éve – tanulságai a mai gyakorlat számára – Gyepgazdálkodási ankét SZIE, Gödöllő, pp. 93–99.
- NAGY G. 2008: A gyephasznosítási lehetőségek sokoldalúsága. *Gyepgazd. Közlem.* 6: 5–8.
- NAGY G., MIHÓK S. 1992: Grazing geese on permanent and seede pastures. *Proceedings of the 14th General Meeting of the European Grassland Federation, Lathi, Finland*, pp. 303–306.
- NAGY G., VINCZEFFY I. 1993: A gyep hasznosítása. In: VINCZEFFY I. (szerk.): Legelő és gyepgazdálkodás. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 223–229.
- NAGY G., DÉR F., SZEMÁN L. 2001: Nemzetközi irányzatok a gyepgazdálkodásban. *Debreceni Gyepgazdálkodási Napok* 18., *Természetes állattartás* 6: 15–28.

- NAGY G., PETŐ K. 2001: A lábon álló gyepek termésének mérése. Állattenyésztés és Takarmányozás, 50: 139–154.
- NAGY G., SZÁSZ F., FERENCZ G. 1996: Ecological constraints in continuous setstocking in Eastern Hungary, In: PARENTE G. et al. (eds.): Grassland and land use systems, 16th EGF Meeting, pp. 123–126.
- NAGY Z., VARGYAS Cs. 1988: Gyeptakarmány-termesztés – Gyeptakarmány-hasznosítás. Szombathely, 1–554.
- NAVEH Z., WHITTAKER R. H. 1979: Structural and floristic diversity of shrublands and woodlands in Northern Israel and other mediterranean areas. Vegetatio 41: 171–190.
- NOY-MEIR I., GUTMAN M., KAPLAN Y. 1989: Responses of mediterranean grassland plants to grazing and protection. Journal of Ecology 77: 290–310.
- ÓCSAG I. 1992a: A csikónevelés technológiája. DGYN. DATE, pp. 199–204.
- ÓCSAG I. 1992b: A lófélék természetes tartása. Természetes Állattartás 2: 57–62.
- OLFF H., RITCHIE M. E. 1998: Effects of herbivores on grassland plant diversity. Trends in Ecology and Evolution 13: 261–265.
- ORR D. M. 1980: Effects of sheep grazing on *Astrelba* grassland in central western Queensland, Australia: 1. Effect of grazing pressure and livestock distribution. Australian Journal of Agricultural Research 31: 797–806.
- PAIS I. 1980: Mikro tápanyagok szerepe a mezőgazdaságban. Mezőgazdasági Kiadó.
- PÁLINKÁS I. 1997: Intenzív művelésű gyepek fehérje- és rosttartalmának vizsgálata. Legeltetéses állattartás. Debreceni Gyeptakarmányhasználati Napok 14. DATE, Debrecen, pp. 47–50.
- PÁLINKÁS I., SZÜCS I., LIEBMANN L. 1996: Gyepek hasznos energiátartalma. Természetes állattartás 5: 17–20.
- PARSON A. J., WILLIAMS T. E. 1989: The geass plant. In: HOLME W. (eds.): Grass, its production and utilization. Second edition, Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 7–23.
- PEARSE A. J., DREW K. R. 1998: Ecologically sound management. Aspect of modern sustainable deer farming systems. Advances in Deer biology. 4th International Deer Biology Congress Kaposvár, pp. 73–80.
- PECO B., SÁNCHEZ A. M., AZCÁRATE F. M. 2006: Abandonment in grazing systems: Consequences for vegetation and soil. Agriculture, Ecosystems and Environment 113: 284–294.
- PENKSZA K., BARCZI A., NÉRÁTH M., GYIMÓTI G., CENTERI Cs. 1994: Changes in the vegetation of Tihanyi-félsziget (Tihany peninsula, near lake Balaton, Hungary) as a result of treading and grazing. Proceedings of International Conference, Antropization and Environment of rural settlements Flora and Vegetation, Sátoraljaújhely, 22–26. August 1994, pp. 99–105.
- PENKSZA K., BENYOVSKY B. M., KÁDER F., DÓCZI Á., TÓTH S. 1998: Changes in the species composition of grassland study area near Soly, (Bakony mountains, Hungary) due to sheep-grazing. Ecological Aspects of Grassland Management, 17th EGF Meeting, pp. 499–502.
- PENKSZA K., BARCZI A., NÉRÁTH M., PINTÉR B. 2003: Hasznosítási változások következtében kialakult regenerációs esélyek a Tihanyi-félsziget gyepeiben az 1994 és 2002 közötti időszakban. Növénytermelés 52: 167–184.
- PENKSZA K., BENYOVSKY B. M., MALATINSZKY Á. 2005: Legeltetés okozta fajösszetétel változások a bükk nagymező gyepeiben. Növénytermelés 54: 53–64.
- PENKSZA K., TASI J., SZENTES Sz. 2007a: Elterő hasznosítású Dunántúli középhegységi gyepek takarmányértékeinek változása. Gyeptakarm. Közlem. 5: 1–8.
- PETTIT N. E., FOREND R. H., LADD P. G. 1995: Grazing in remnant woodland vegetation: Changes in species composition and life form group. Journal of Vegetation Science 6: 121–130.
- PÓTI P., PAJOR F., LÁCZÓ E. 2007: Különböző legeltetési módok hatása a gyeptakarmányra és az anyajuhok kondíciójára. A magyar gyeptakarmányhasználat 50 éve – tanulságai a mai gyakorlat számára – Gyeptakarmányhasználati anket SZIE, Gödöllő, pp. 193–196.
- PRÉCSÉNYI I. 1975: Szikespusztai rét növényzetének produktivitása. Biológiai Tanulmányok 4. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- PURGAR D. D., ŠINDRAK Z., VOKURGA A., PRIMORAC A., BOLARIČ S. 2008: Soil assessment based on botanical composition on habitats of autochthonous populations of red clover (*Trifolium pratense* L.) Cereal Research Communications 36: 1727–1730.
- PYKALA J., LUOTO M., HEIKKINEN R. K., KONTULA T. 2005: Plant species richness and persistence of rare plants in abandoned semi-natural grasslands in northern Europe. Basic and Applied Ecology 6: 25–33.
- RADICS L., SEREGI J. 2005: Ökológiai szemléletű termelőlőállítás. Szaktudás Kiadó Ház, Budapest.
- RATH M., PEEL S. 2005: Grassland in Ireland and the UK. In: Mc GILLOWAY D. A. (ed.): Grassland: a global resource, Wageningen Academic Publishers, pp. 13–27.
- RÁZSÓ I. 1906: A rét és legelőművelés kézikönyve. Nitsmann Nyomdája, Győr.
- RENZHONG W., RIPLEY E. A. 1997: Effect of grazing on a *Leymus chinensis* grassland on the Sonnen plain of north-eastern China. Journal of Arid Environments 36(2): 307–318.
- RÉTI J. 1906: A legjobb takarmányfűvek termesztéséről. Gámán Nyomdája, Kolozsvár.
- ROBSON M. J., PARSON A. J., WILLIAMS T. E. 1989: Herbage production: grasses and legumes. In: HOLMES W. (ed.): Grass production and utilization. BGS, Blackwell Scientific Publications, Oxford-London, pp. 7–88.

- ROBSON M. J., RYLE G. J. A., WOLEDGE J. 1988: The grass plant its form and function. In: JONES M. B., LAZENBY A (eds.): The Grass Crop. The physiological basis of production.: Chapman and Hall. London, pp. 25–84.
- RUPRECHT E., KUN A., SZABÓ A. 2003: Száraz gyepek térbeli mintázatainak összehasonlítása az Erdélyi-Mezőségen. Múzeumi Füzetek 12: 91–113.
- SALA O. E. 1988: The effect of herbivory on vegetation structure. In: WERGER M. J. A., VAN DER AART P. J. M., DURING H. J., VERHOEVEN J. T. A. (eds.): Plant form and vegetation structure, pp. 317–330.
- SALA O. E., LAUENROTH W. K., MCNAUGHTON S. J., RUSCH G. XINSHI ZHANG A. 1996: Biodiversity and ecosystem functioning in grasslands. In: MOONEY H. A., CUSHMAN J. H., MEDINA E., SALA O. E., SCHULZE E. D. (eds.): Functional roles of biodiversity: A global perspective, pp. 129–149.
- SALÁTA D., SZABÓ M., KENÉZ Á., MALATINSZKY Á., DEMÉNY K., BREUER L. 2007: Adatok a pénzegyőr–hárskúti hagyásfás legelő tájtörténetéhez. Tájökológiai Lapok 5: 19–25.
- SÁS GY. 1999a: A legeltetés haszna a tyúkfélék tartásában. Agroökológia-Gyep-Vidékfejlesztés, Debrecen, pp. 187–190.
- SÁS GY. 1999b: A víziszárnyasok és a legelő kapcsolata. Agroökológia-Gyep-Vidékfejlesztés, Debrecen, pp. 191–194.
- SCHMIDT J. 1996: Takarmányozástan. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- SCHMIDT J. 2003: A takarmányozás alapjai. Mezőgazdaság Kiadó, Budapest.
- SEABLOOM E. W., REICHMAN O. J. 2001: Simulation models of the interactions between herbivore foraging strategies, social behavior, and plant community dynamics. The American Naturalist 157: 76–95.
- SIMON T. 1988: A hazai edényes flóra természetvédelmi értékének becslése. Abstracta Botanica 12: 1–23.
- SIMON T. 1992: A magyarországi edényes flóra határozója. Tankönyvkiadó, Budapest.
- SIMON T. 2000: A magyar edényes flóra határozója. Tankönyvkiadó, Budapest.
- SIMON T. 2004: Gyepértársulások indikációi. Gyepgazdálkodási Közlemények 2: 25–27.
- SLEPER A. D., BRUCKNER R. C. 1995: The Fescues. In: BARNES R. F. et al. (eds.): Forages volume I. An Introduction to grassland Agriculture, Iowa State University press, Ames, Iowa, USA, pp. 345–356.
- SOÓ R. 1964: A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve I. Akadémia Kiadó, Budapest.
- SOÓ R. 1980: A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve VI. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- STEBLER E. G., SCHRÖTER C. 1982: Beitrage zur Kenntnis der Matten und Weiden der Schweiz. Landwirtsch. Jahrb. der Schweiz 6. Zürich.
- STEFLE J., NAGY G., DÉR F., VINCZEFFY I. 2000: Különböző adottságú gyepek hasznosítási lehetőségei húsmarhatartással. Állattenyésztés és Takarmányozás 6: 194–509.
- STEFLE J., VINCZEFFY I. 2001: Környezet- és természetvédelmi igényeket is szolgáló extenzív állattartási rendszerek létrehozása. In: KOVÁCS F., KOVÁCS J., BANCZEROWSKY J.-NÉ. (szerk.): Lehetőségek az agrártermelés környezetbarát fejlesztésében. MTA Agrártudományok Osztálya, pp. 64–87.
- STEIN K. 1987: Die Vegetation Als Indikator der Nährstoffversorgung Ein Vergleich intensiv and extenziv gedüngter Grünlandstandorte. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft. 53: 299–304.
- STEINER J. J., GRABE D. F. 1986: Sheep grazing effects on subterranean clover (*Trifolium subterraneum*) Development and seed production in western Oregon (USA). Crop Science 26: 367–372.
- STEINSHAMN H., GRONMYR F., TWEIT H. 2001: Seasonal changes in botanical composition a fan organically managed pasture. International Occasional Symposium of the European Grassland Federation. Organic Grassland Farming, Wirzenhausen.
- STOCKDALE C. R. 1986: Factors affecting the productivity of irrigated annual pastures: 2. Defoliation by dairy cows. Australian Journal of Experimental Agriculture 26: 305–314.
- SÜLE SZ., PENKSZA K., TURCSÁNYI G., MALATINSZKY Á., HERCZEG E., POTTYONDY Á., VONA M., SÜMEGI A. 2006: Antropogén zavarások következtében kialakult változások dolomityepeken, különös tekintettel a legeltetésre. Növénytermelés 56: 117–184.
- SZABÓ F. 1981: Lápi legelőn tartott húshasznú szarvasmarhák ásványianyag-ellátottsága. Georgikon Napok kiadványában. Keszthely.
- SZABÓ F. 1984: Lápterületi gyepek tápláléértékének, hozamának és állattartó képességének vizsgálata, különös tekintettel a húsmarhatartásra. A Keszthelyi Mezőgazdaságtudományi Kar Közleményei 26/2: 57.
- SZABÓ F. 1986: Lápterületi legelőkön tartott, különböző magyar tarka és hereford génearányú húsmarha-állományok technológiai tűrőképességének összehasonlító vizsgálata. A Keszthelyi Keszthelyi Mezőgazdaságtudományi Kar Közleményei 28/1.
- SZABÓ F. 1993: Lápterületi gyepekre alapozott húsmarhatenyésztés néhány eredménye. In: VINCZEFFY I. (szerk.): Természetes állattartás 3. Tudományos és termelési tanácskozás. Mosonmagyaróvár, 1993. május 21–én., Debrecen: DATE, pp. 93–96.

- SZABÓ F. 1996: Lápterületei gyepekre alapozott húsmarhatartás néhány eredménye. Debreceni Gyepgazdálkodási Napok 13. (Gyepgazdálkodási Szakülés a Magyar Tudományos Akadémián 1995. november 23-án.) Debrecen, pp. 93–95.
- SZABÓ F. 1998: Húsmarhatenyésztés. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- SZABÓ F. 2000: Lápterületi gyepok hasznosítása húsmarhatartással. Gyepgazdálkodásunk helyzete és kilátásai. MTA Tudományos Tanácskozás Budapest, 2000. április 14. kiadványa pp. 1–6.
- SZABÓ F. 2001: Lápterületi gyepok hasznosítása húsmarhatartással. Gyepgazdálkodásunk helyzete és kilátásai. Debreceni Gyepgazdálkodási Napok kiadványa, Debrecen pp. 201–207.
- SZABÓ F., TÖZSÉR J. 2002: Legelőre alapozott húsmarhatartás. Legelőgazdálkodásunk helyzete és lehetőségei. MTA Gyepgazdálkodási Bizottsága, MAE Állattenyésztők Társasága, MAE Gyepgazdálkodási Társasága tudományos tanácskozása. MTA Budapest, 2002. november 25.
- SZABÓ I. 1979: Adatok a kérődzők izválogatásához. ATEK, Mosonmagyaróvári Mg. Tud. Kar Közleményei 21: 25–38.
- SZABÓ I., KERCSMÁR V., H. SZÖNYI É. 2006: A Jaba-menti (Ságvár) száraz legelők értékelése. Gyepgazd. Közlem. 4: 63–72.
- SZABÓ I., KERCSMÁR V., H., SZÖNYI É. 2008: Lőszpusztarét összehasonlító értékelése fenyérfű (*Botriochloa ischaemum*) dominanciával a Jaba-völgyben. Gyepgazd. Közlem. 6: 55–61.
- SZABÓ L. Gy. 2000: Teadrogok fitoterápiában. Pécs-Baksa.
- SZABÓ M., KENÉZ Á., SALÁTA D., SZEMÁN L., MALATINSZKY Á. 2007: Studies on botany and environmental management relations on a wooded pasture between Pénzesgyőr and Hárskút villages. Cereal Research Communications 35: 1133–1136.
- SZABÓ P. 1992: A sertések legeltetése. Természetes állattartás 2: 309–316.
- SZABÓ P. 1993a: A sertés legeltetése. Legeltetéses Állattartás, Debrecen, pp. 239–246.
- SZABÓ P. 1993b: Előnyök a sertés legeltetésében. Természetes Állattartás 3: 185–190.
- SZABÓ P. 1999: „Régi-új” lehetőségek a sertéstartásban. DGYN 15: 183–186.
- SZATAI Zs., DÉR F. 2007: Műtrágyázott és műtrágyázatlan gyepterületek táplálékanyag tartalmának, valamint termőképességének összehasonlítása. Acta Agraria Kaposváriensis 11: 75–82.
- SZEMÁN L. 1985: A domb- és hegyvidéki gyepok termőképességének vizsgálata. Gödöllő, Gödöllői Tudományos Napok, p. 41.
- SZEMÁN L. 1990: Domb- és hegyvidéki gyepok termőképességének javítási lehetőségei. Kandidátusi értekezés. Gödöllő.
- SZEMÁN L. 1991: Gyephozamnövelés újratelepítéssel. Tudományos Tanácskozás. In.: „Természetes állattartás”. Hódmezővásárhely, pp. 119–122.
- SZEMÁN L. 1994: A rét és legelőgazdálkodás. In: HUSTI I. (szerk.): Szántóföldi növénytermesztés, rét- és legelőgazdálkodás, erdészet. Info. Prod. Bt. és Műsz. Budapest, pp. 130–135.
- SZEMÁN L. 1994–95: Grassland yield and seedbed preparation. Bulletin of the University of Agricultural Sciences, Gödöllő, pp. 45–51.
- SZEMÁN L. 1997: Possibilities of Renovation on Hungary Grasslands. XVIII. International Grassland Congress Proceeding. Volume 2. Canada, Saskatoon, pp. 83–84.
- SZEMÁN L. 1999: Gyomszabályozás a gyepgazdálkodásban. Agroökológia-Gyep-Vidékfejlesztés, Debrecen, pp. 151–154.
- SZEMÁN L. 2003a: Parlag gyepok javítása. Gyepgazd. Közlem. 1: 42–45.
- SZEMÁN L. 2003 b: Ökológiai gyepgazdálkodás. A NAKP „B” kötete, Budapest-Gödöllő.
- SZEMÁN L. 2005: A rét- és legelőgazdálkodás. In: GLATZ F. (szerk.): A rendszerváltás kihatása a természeti környezetre. MTA Társadalomkutató Központ. Budapest, pp. 67–92.
- SZEMÁN L. (szerk.) 2006: Települési környezetkultúra. ROP.3.3. Pályázat támogatásával készült Tananyag, Gödöllő.
- SZEMÁN L., BARCSÁK Z., TASI J. 2004: Gyepalkotó fajok és fajták válogatási sorrendje, a juhok legelési viselkedése alapján. Állattenyésztés és takarmányozás 53: 385–393.
- SZEMÁN L., BAJNOK M., HARCSA M., KULIN B., GYÖRGY A., KENÉZ Á., PENKSZA K. 2008: Gyepfajdiverzitás változása a juhlegeltetés hatására. AWETH 4: 822–828
- SZEMÁN, L. 2002: Effect of seed mixture components on the diversity of grassland In: DURAND, J. L., EMILE J. C., HUYAGHE C., LEMAIRE G. (eds.): Multi-Funktion Grasslands. EGF. Grassland Science In Europe, Volume 7. La Rochelle, France, pp. 848-849.
- SZEMÁN L. 2001: Ökológiai Gyepgazdálkodás. In: RADICS L. (szerk.): Ökológiai Gazdálkodás I. Dinasztia Kiadó, Budapest, pp. 153–166.
- SZEMÁN L., TASI J. 1983: Dombvidéki természetes gyepok javítása gyomirtással. Debrecen, Európai Gyepszövetség kongresszusa, Intenzív gyepgazdálkodás-gazdaságos állattartás. p. 41.

- SZEMETHY L., BLEIER N., KATONA K. 2004a: Tényleg csak létszám kérdése a vadkár? *Nimród* 92: 21–23.
- SZEMETHY L., KATONA K., SZÉKELY J., BLEIER N., NYESTE M., KOVÁCS V., OLAJOS T., TERHES A. 2004b: A cserjeszint táplálékkinálatának és rágottságának vizsgálata különböző erdei élőhelyeken. *Vadbiológia* 11: 11–23.
- SZEMETHY L., MÁTRAI K., BÍRÓ Zs., KATONA K. 2002: A gímszarvas szezonális területváltása egy erdő-mezőgazdaság élőhelyegyüttesben. *Vadbiológia* 9: 18–26.
- SZEMETHY L., MÁTRAI K., BÍRÓ Zs., KATONA K. 2003a: Seasonal habitat change of red deer in a forest-agriculture complex area, Hungary. *Acta Theriol.* 48: 547–556.
- SZEMETHY L., MÁTRAI K., KATONA K., OROSZ S. 2003b: Seasonal home range shift of red deer hinds, *Cervus elaphus*: are there feeding reasons? *Folia Zool.* 52: 249–258.
- SZENDI R., BODÓ I., NAGY G. 2003: A tenyész kocák legeltetésének hatása az állatok teljesítményére és a gyepp növényzetére. *Agrártudományi Közlemények* 10. különszám.
- SZENDREI L. 1999: Az állat és a legelő kapcsolata. *Agroökológia-Gyep-Vidékfejlesztés*, Debrecen, pp. 195–200.
- SZENTES Sz., KENÉZ Á., SALÁTA D., SZABÓ M., PENKSZA K. 2007a: Comparative researches and evaluations on grassland management and nature conservation in natural grasslands of the Transdanubian mountain range. *Cereal Research Communications* 35: 1161–1164.
- SZENTES Sz., PENKSZA K., TASI J. 2007b: Gyepgazdálkodási vizsgálatok a Dunántúli középhegység néhány természetes gyepeiben. *AWETH* 3: 127–149.
- SZENTES Sz., PENKSZA K., MALATINSZKY Á., VONA V. 2008: Soil-plant studies in wet and dry grazed grasslands of the Tapolcai and Káli Basins. *Cereal Research Communications* 36: 1059–1062.
- SZOMBATI D., TASI J. 2007: Különböző gyephasznosítási módok hatása a növényállomány összetételére a Hortobágyi vizes élőhelyrekonstrukciós programban. *AWETH* 3: 70–10.
- SZOVÁTYAY Gy. 1993: A legeltetés hatása az állatok termelését és szaporodását befolyásoló életfolyamatokra. *Legeltetéses Állattartás*, Debrecen, pp. 257–264.
- SZÜCS I. 1986: A műtrágyázás és művelés hatása a természetes gyepp termésére, lejtős területen. *Doktori értekezés*, Gödöllő.
- SZÜCS I. 1996: Effective Productivity Increase of Mountain Grass. Debrecen, pp. 141–142.
- SZÜCS I., LIEBMANN L. 1993: Közepes termőrétgű lejtős gyepp állattartó képessége. *Természetes állattartás* 3: 119–126.
- SZÜCS I., LIEBMANN L., VAJSZ T. 1994: A műtrágyaráfordítás optimumai közepmely temőrétgű lejtős gyeppen. *Gödöllői Gyepgazdálkodási Ankét*. Gödöllő, pp. 70–71.
- TASI J. 2002: Gyepek gyomnövényei és a gyomszabályozás lehetőségei. *SZIE*, Gödöllő.
- TASI J. 2003: Gyepek mérgező és gyomnövényei. *SZIE*, Gödöllő.
- TASI J. 2005: Néhány juhlegelő biodiverzitása. In: JÁVOR A. (szerk): *Gyep-állat-vidék-kutatás-tudomány*. DE Debrecen, pp. 216–222.
- TASI J. 2006: Gyepnövények fenofázisainak hatása a minőségre és legelési sorrendre. *Doktori (Ph.D) értekezés*. Gödöllő.
- TASI J. 2007: A legelőtakarmány minőségének hatása a szarvasmarhák legelési válogatására. A magyar gyepgazdálkodás 50 éve – tanulságai a mai gyakorlat számára. *Gyepgazdálkodási ankét SZIE, Gödöllő*, pp. 207–214.
- TASI J., BARCSÁK Z. 2000: Gyepnövények kedveltségének és néhány minőségi paraméterének összefüggése. *Növénytermelés* 49: 651–660.
- TASI J., BARCSÁK Z. 2005: Selektions- und fressverhalten von weisdetieren. *AWETH* 1: 32–50.
- TASI J., KIPNER 2003: Rákos-patak menti gyepek gyomnövényeinek jelentősége a hivatalos és a népi gyógyászatban. *DGYN* 18. *Természetes Állattartás* 6: 84–87.
- TASI J., SZÉL Zs. 1996: Van-e létjogosultsága virágos réteknék és legelőknék a magyar gyepgazdálkodásban? *Gödöllői Gyepgazdálkodási Tanácskozás*, Gödöllő, pp. 34–39.
- TASI J., BARCSÁK Z., KISPÁL T., SZEMÁN L. 2004: Legelő állatok takarmányválogatási viselkedése. *Állattenyésztés és takarmányozás* 53: 373–383.
- THARMARAJ J., CHAMPAN D. F., NIE Z. N., LANE A. P. 2005: Milk production potential of different dairy pasture types in southern Australia. In: O'MARA et al. (eds.): *XX. International Grassland Congress: offered papers*, Wageningen Academic Publishers, p. 135.
- TOLVALY Z. G. 1944: A rét- és legelőgazdálkodás alapismeretei. A m. kir. Földművelésügyi miniszter kiadványa, 5. szám.
- TÓTH Cs., NAGY G., NYAKAS A. 2003: Legeltetett gyepek értékelése a Hortobágyon. *Agrártudományi Közlemények* 10. különszám DE ATC, pp. 50–55.

- TÖLGYESI GY. 1969: A növények mikroelem-tartalma és ennek mezőgazdasági vonatkozásai, Mezőgazd. Kiadó, Budapest.
- TÖLGYESI GY., FEKETE G., PRÉCSÉNYI I., HORÁNSZKY A. 1979: Ökológia és módszertani megfigyelések homok-puszták talajának és növényzetének elemi összetételével kapcsolatban. *Agrokémia és Talajtan* 28: 97–110.
- TÖLGYESI GY., HARASZTI E. 1970: Takarmánynövények ásványi összetételét befolyásoló belső és külső tényezők vizsgálata. *Agrokémia és Talajtan* 19: 521–530.
- TÖRÖK P., ARANY A., PROMMER M., VALKÓ O., BALOGH A., VIDA E., TÓTHMÉRÉSZ B., MATUS G. 2007: Újrakezdett kezelés hatása fokozottan védett kékperjés láprét fitomasszájára, faj- és virággazdagságára. *Természetvédelmi Közlemények* 13: 187–198.
- VÁRALLYAY GY. 1996: Talajaink és a gyepgazdálkodás. Gyepgazdálkodási szakülés a Magyar Tudományos Akadémián. DATE Mezőgazdasági Kar. Debrecen, pp. 39–45.
- VÁRALLYAY GY. 1997: Talaj és talajhasználat alföldi gyepterületeinken (korlátok és lehetőségek). Legeltetési Állattartás. Debrecen, pp. 141–147.
- VÁRALLYAY GY. 2002: A talaj multifunkcionalitásának szerepe a jövő fenntartható mezőgazdaságában. „A növénytermelés szerepe a jövő multifunkcionális mezőgazdaságában” Ötven éves az Acta Agronomica Hungarica. Jubileumi tudományos ülés, 2002. XI. 19. Martonvásár, pp. 13–25.
- VÁRALLYAY GY. 2003a: A földminőség kifejezésének céljai és lehetőségei. In Gaál et al. (szerk): Földminősítés és földhasználati információ a mezőgazdaság versenyképességének javításáért. Keszthely, p. 81.
- VÁRALLYAY GY. 2003b: Az ésszerű és fenntartható földhasználat tudományos alapja. *Geodézia és Kartográfia* 55: 3–11.
- VÁRALLYAY GY. 2003c: A talaj környezeti érzékenységének értékelése. *Tájékológiai Lapok* 1: 45–62.
- VÁRALLYAY GY. 2004: Talaj, az agroökoszisztémák alap-eleme. *AGRO-21 Füzetek* 37: 33–49.
- VÁRALLYAY GY. 2007: A gyepgazdálkodás szerepe az EU Talajvédelmi Stratégiájában. *Gyepgazd. Közlem.* 5: 3–15.
- VÁRALLYAY GY., NÉMETH T. 1996: A fenntartható mezőgazdaság talajtani–agrokémiai alapjai. MTA Agrártud. Osztály Tájékoztatója 1995. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 80–92.
- VÁRHEGYI J., HERMÁN I. 1999: Kecske-takarmányozási lehetőségek és takarmányfélések. A kecskeágazat jelene és jövője. 6. Debreceni Állattenyésztési Napok, Magyar Kecske-tartók és Tenyésztők Országos Szövetsége, Herceghalom, pp. 89–93.
- VILÁGOSI J., SZABÓ P. 1999: Mocsaras területek mangalicával történő legeltetése. *Agroökológia-Gyep-Vidék-fejlesztés*, Debrecen, pp. 41–45.
- VINCZEFFY I. 1963: Veszprém megye gyepgazdálkodása és fejlesztésének lehetőségei. Veszprém megyei Tanács VB Mg.-i Osztálya. pp. 5–9.
- VINCZEFFY I. 1985a: A gyepek állattartó képessége. MTA doktori dissz.
- VINCZEFFY I. 1985b: The effect of the rate of precipitation and heat on the crop of grasslands. *Proc. Of the XV. International Grassland Congress, Kyoto*, pp. 637–639.
- VINCZEFFY I. 1992: Adatok gyepünk gyógynövényeiről. *Természetes állattartás. Szolnok*, pp. 161–178.
- VINCZEFFY I. 1993a: Természetes gyepünk védelme. *DNYN* 11: 257–281.
- VINCZEFFY I. 1993b: Legelő és gyepgazdálkodás. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- VINCZEFFY I. 1996: Gyógynövények az állatgyógyászatban. *DNYN* 13: 65–66.
- VINCZEFFY I. 2001: Lehetőségeink a legeltetési állattartásban. *DGYN* 17: 7–21.
- VINCZEFFY I. 2003: Gyepgazdálkodásunk jellemzése. *Gyepgazd. Közlem.* 1: 4–12.
- VINCZEFFY I. 2004: Legelőink különleges értékei. *Gyepgazd. Közlem.* 2: 5–24.
- VINCZEFFY I. 2005: Legeltessünk? *Gyepgazd. Közlem.* 3: 36–39.
- VINCZEFFY I. 2006: A legelő értéke. *Gyepgazd. Közlem.* 4: 129–137.
- VIRÁGH K., HORVÁTH A., BARTHA S., SOMODI I. 2006: Kompozíciós diverzitás és términtázati rendezettség a szállkaperjés erdőssztyepprért természetközeli és zavart állományokban. In: MOLNÁR E. (szerk): *Kutatás, oktatás, értéktartás*, MTA ÖBKI, Vácraót, pp. 89–110.
- VISZLÓ L. 2007: Természetkímélő kaszálás gyakorlata. Pro Vértes Alapítvány.
- VOISIN A. 1968: A legelő termőképessége. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- VONA M., PENKSZA K., FALUSI E. 2006: Examination of the soil-plant relations on the Galgahévíz peaty meadow (Hungary), effects of nature conservation measures on the vegetation. *Thaiszia* 16: 109–119
- VONA M., PINTÉR B., FALUSI E., PENKSZA K. 2008: A Galgahévízi láprét vegetációjának változása 2000–2005. *Bot. Közlem.* 95: 65–80.
- WITTMAN M. 2005: Irodalomjegyzék az állattartás, az állatviselkedés és a termelési környezet témakörében megjelent publikációkról, állatfajonként az elmúlt 50 évben. *AWETH* 1: 66–93.

- YOUNG Y., LAMBERT M. G., HODSON J. 1996: Effect of contrasting sward heights withing forage species on short-term ingestive behaviour of sheep and goats grazing grasses and legumes. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 39: 83–93.
- ZÓLYOMI B. 1964: New method for ecological comparison of vegetational units and of habitats. *Acta Biol.* 14: 333–338.
- ZÓLYOMI B., PRÉCSENYI I. 1964: Methode zur ökologischen Chrakterisierung und Vegetationseinheiten und zum Vergleich der Standorte. *Acta Bot. Sci. Hung.* 10: 377–419.
- ZÓLYOMI B., BARÁTH Z., FEKETE G., JAKUCS P., KÁRPÁTI I., KÁRPÁTI V., KOVÁCS M., MÁTHÉ, I. 1967: Einreihung von 1400 Arten der ungarische Flora in ökologischen Gruppen nach TWR-zahlen. *Fragm. Bot. Mus. Hist. Nat. Hung.* 4: 101–142.

CONSERVATIONIST GRASSLAND MANAGEMENT, GRASSLAND VALUES AND EVALUATIONS

Károly PENKSZA¹, Szilárd SZENTES¹, Julianna TASI²

¹Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences,
Institute of Environmental and Landscape Management,
Department of Nature Conservation and Landscape Ecology

²Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences,
Institute of Plant Production, Department of Grassland Management
H-2103 Gödöllő, Péter Károly utca 1.
e-mail: penksza@gmail.com

Keywords: grassland management, grazing, mowing, forage

This review paper aims at presenting results and research directions of certain important areas within grassland management focusing on nature conservation aims, not with a thorough claim of monographies, but with a relevant literature (mainly Hungarian publications) review. The review covers about 400 publications from the beginnings till nowadays, further emphasizing the relevance and importance of this topic and its organic connection with other research areas.

A NÖVÉNYI OPÁLSZEMCSÉK KUTATÁSÁNAK RÖVID TUDOMÁNYTÖRTÉNETI ÁTTEKINTÉSE A FELFEDEZÉSTŐL NAPJAINKIG

PETŐ Ákos

Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet,
Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék
2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1., Peto.Akos@mkk.szie.hu

Kulcsszavak: fitolit, palaeo- és archaeobotanika, palaeotalajtan, öskörnyezettan, környezetrégészet, tudománytörténet

Összefoglalás: XIX. század elején, amikor a mikroszkópi kutatások úttörői egyre mélyebbre és mélyebbre hatoltak az ismeretlen mikrovilágban, a világon elsőként, a német STRUVE figyelt meg ún. növényi opálszemcséket, azaz fitolitokat, élő növényből készített metszetein. Paradox módon ez a felfedezés – amelyet a fitolitikutatás kibontakozásának kezdődátumaként fogad el a szakma – egy évvel megelőzte a pollenek negyedidőszaki üledékekből történő kimutatását. Százötven évnél kellett ezután elteltie – hatvanöt évvel több, mint a palinológia esetében – hogy a fitolitanalízis önálló öskörnyezettani, környezetrégészeti és botanikai tudományterületté vívja ki magát.

Bevezetés

Jelen áttekintő dolgozat célja, hogy bepillantást engedjen a növényi opálszemcsékkel foglalkozó tudományterület, az ún. fitolitikutatás kialakulásának folyamatába és bemutassa annak fejlődését a felfedezés korától egészen napjainkig. A dolgozat áttekintő jellegű bibliográfiai feldolgozás, és elsődleges célja, hogy a hazánkban is talán egyre ismertebbé váló tudományterület történeti fejlődését magyar nyelven adja közre. Ennek fényében bemutatásra kerülnek a fejlődést meghatározó felfedezések, illetve a hozzájuk kötődő korszakok, valamint az egyes földrajz régiók, amelyek szisztematikus munkákat, iskolákat és tudományos műhelyeket tudhatnak magukénak. A fent említettek közül adódóan a dolgozat logikailag két részre tagolódik. Az első részben a történeti fejlődés bemutatása a cél, míg a másodikban az egyes országok, kontinensek rövid bemutatása és – a teljesség igénye nélkül – a sarokkövekként elismert munkák megemlítése.

Egy elfogadott felosztás szerint (PIPERNO 1988) a fitolitikutatás közel két évszázados történelme négy nagy korszakra osztható. A felfedezés és felderítés korszakában, amely 1835-től az 1900-as évek kezdetéig tartott, fedezték fel és írták le először a növényi opál szemcséket. Az 1895-től 1936-ig jegyzett növénytani korszakban a kutatások központja a korabeli Németország volt, és az időszak legnagyobb vívmánya, hogy a korabeli tudományos világ végérvényesen elfogadta, hogy az opálszemcsék a növényi életműködés produktumai. Talajtani és növénytani módszerek alkalmazásával kiegészített (archaeo) botanikai kutatások megindulása jellemzi az ökológiai-botanikai jellegű kutatások korszakát, amelyet az 1950-es évek közepétől datálnak. Ebben az időszakban használták fel először az eddig elért eredményeket és kifejlesztett módszereket történeti ökológiai kutatásokhoz az észak-amerikai kontinensen. Részben ennek a korszaknak az eredményein ereszt gyökeret a régészeti jellegű fitolitikutatások modern korszaka, amelynek kezdetét az 1970-es évek közepétől számítják.

Rövid elméleti háttér

A fitolitok – másnéven növényi opál szemcsék – az élő növény sejteiben és sejtközzéti terében (*intra-* és *intercelluláris* tér) kiválasztott, hidratált szilíciumdioxidból felépülő részecskék, amelyek a növényi szervesanyag elbomlása után szabadulnak fel a növényi szövetből (MADELLA 2008). Képződésük elsősorban a talajban hozzáférhető és oldott formában jelenlevő monokovaszav $[\text{Si}(\text{OH})_4]$ koncentrációjától, klimatikus viszonyoktól és az adott növény szilícium-akkumulációs affinitásától függ (PIPERNO 2006). A szerves mikroszkopikus (v.ö.: pollen, keményítő szemcsék, mikrofászen maradványok) és makroszkopikus (v.ö.: magok, szenült növényi maradványok stb.) fossziliákkal szembeni előnyük, hogy a növényi szövetből való feltáródásuk után hosszan perzisztálnak a befoglaló közegben, és extrém körülmények között is épen, képződésüknek megfelelő formában, textúrával, illetve mintázattal maradnak fenn. Mindezen tulajdonságuk okán ún. limitált (ős)környezeti paraméterek mellett is sikeresen alkalmazhatók palaeoökológiai és környezet régészeti kutatásokban (BLINNIKOV 2008).

Darwin és Ehrenberg – egy gyümölcöző tudományos együttműködés

A fitolitkutatás történelmének kezdetét G. A. STRUVE német tudós 1835-ös, *De silica in plantis nonnullis* című doktori disszertációjától számíthatjuk. STRUVE elsőként számolt be írott formában, és kísérelt meg szisztematikus leírást adni a növényekben megfigyelt szilíciumos részecskékről. Kutatásait a Berliini Egyetemre benyújtott tézisében foglalta össze (MADELLA 2008), de a „fitolitok atyjának” mégsem őt, hanem a Delitzsch városában, 1795-ben született honfitársát, Christian Gottfried EHRENBERTGET (1795–1876) tekintik (POWERS 1992). A történelem fintora, hogy ugyan STRUVE növényi szövetben figyelte meg az „első” opálszemcséket, amelyekről értekezését írta, mégis jó pár évnek kellett eltelnie mire EHRENBERTGET kutatásai nyomán a kor tudósai bizonyítottan érezték, hogy a fitolitok valóban növényekből származnak, és növényi szövetekből feltáródva akumulálódnak talajokban és egyéb geológiai médiumokban. Ennek a tévhitnek az alapja az volt, hogy EHRENBERTGET eleinte – az utazásai során összegyűjtött – mélytengeri és szárazföldi üledék és szélhordta por mintákat vizsgálva nem foglalkozott mélyrehatóan a növényi opálszemcsék származásával, keletkezésével. Figyelme csak később, egy kezdetleges osztályozási rendszer megalkotása után fordult a szilícium testecskék eredetének tisztázása felé.

A saját korszakában megbecsült porosz tudós a tudományok történetének tragikus, ellentmondásos és sok tekintetben mellőzött alakja, amelynek egyik magyarázata, hogy – a darwini tanokat tagadva – sziklaszilárdan hitt a mikroszkopikus életformák bonyolult testszerveződésében. Ennek ellenére, ma már több tudományterület (aerobiológia, geomikrobiológia, neurobiológia stb.) is neki tulajdonítja az adott diszciplína fejlődésének kezdeti lépéseit. Emellett elorozhatatlan érdeme a „Föld, mint élő és egységes entitás” elmélet kidolgozása (KRUMBEIN 1995) is.

ALipcse melletti kisvárosában napvilágot látott EHRENBERTGET apja akaratának megfelelően először teológiát, majd medicinát tanult mielőtt érdeklődése a természettudományok felé fordult (HTTP1). Legelső, tragikus kimenetelű utazását Heinrich Menu von MINUTOLI (1772–1846) gróf kísérelésként tette a Közel-Keleten (1820–1826), amelyre egyetemi barátjával Wilhelm Friedrich HEMPRICH (1796–1825) indultak egy korábban füstbe ment

madagaszkári gyűjtőút helyett. A viszontagságos és nélkülözésekkel teli, több mint 5 teljes évet felölelő kalandozásnak Arábia, Egyiptom és Núbia területein, a mindössze 29 éves HEMPRICH halála vetett véget. Miután a tifuszban elhunyt HEMPRICH-et a Vörös-tenger egyik szigetén nyugalomra helyezte EHRENBURG visszaindult Európába, hogy leltárba vegye az 5 év alatt felgyülemlett és hazaküldött gyűjteményét. A kollektiója ekkor már közel 34 000 állattani (3987 faj), 46 000 botanikai (4000 faj) mintára és több mint 300 közetre rúgott, amely kiegészült további régészeti és etnográfiai leletekkel (SARJEANT 1978; KRUMBEL 1995). Mindemellett számtalan földrajzi és földtani térkép, illetve vázlat került a berlini székhelyű Porosz Királyi Tudományos Akadémia tulajdonába. A fiatalon elhunyt utazó és természettudós, HEMPRICH nevét azóta több állatfaj tudományos neve is őrzi, amelyek közül az egyik legérdekesebbnek mondható, az egykoron borostyánba zárva megtalált álskorpió faj a *Pseudogarypus hemprichii*. A von Minutoli-féle afro-sínai utazás lezárása 3 könyvben történt meg, amelyből kettőt – Darwin hasonló ihletésű és nevét híressé tevő műveit megelőzően – a korallzátonyok fejlődéséről és élőlényeiről írta.

Később, összeismerkedve korának híres természettudósával és felfedezőjével (HTT2), Alexander VON HUMBOLDT (1769–1859) társaként számos utazást tett újra a Közel-Keleten, illetve az orosz cár anyagi és szellemi támogatását élvezve Kelet-Oroszország és Kína határvidékein (1829–1830), amely gyűjtőutakról szintén víz, talaj, üledék, szélhordta por és közetmintákkal megrakodva tért haza. Munkásságának eredménye a természettudományok területén tett számos megfigyelés és új fajok leírása. Mindazonáltal a mikroszkópi világban tett „utazásai” tették igazán híressé és elfogadottá. A mikroszkópi világgal, 1827-es professzori kinevezése és a fordulópontot jelentő ázsiai utazásából hazatérve kezdett el mélyrehatóan foglalkozni. Ennek az elhatározásának az eredménye, hogy szisztematikus kutatásokba kezdett a növényi opálszemcsék területén is.

Kezdeti feltételezése, amely szerint a növényekben megtalált kovaszemcséket a növények testében élő, de a gazdaszervezettől független mikroorganizmusok termelik (MULHOLLAND és RAPP 1992) arra vezérelte őt, hogy a Carl VON LINNÉ (1707–1778) által korábban megalkotott binominális nomenklatúrát használva osztályozza a megfigyelt kovalemezskéket. Később, 1866-ban ráébredt korábbi feltételezésének helytelenségére, de osztályozási rendszerének alapjait nem változtatta meg. Élete során mindösszesen 90 „fitolit fajt” írt le.

Az általa megalkotott „*phytolitharia*” kifejezésből származtatjuk a mai is használatos „fitolit”, vagy angolul „*phytolith*” kifejezéseket. A szó etimológiailag az ógörög „növény” és „kő”, azaz „növényi kő” jelentésre vezethető vissza, amely szóösszetétel megfelelően tükrözi a növényi szövetekben képződő opálszemcsék szeretlen voltát.

1837-től a Londoni Geológiai Társaság tagjává választották, így munkásságát nemcsak a Porosz Királyi Tudományos Akadémiának benyújtott jelentéseiből, hanem a társaság folyóiratainak lapjairól is megismerhetjük.

Egy 1841-es jelentésében dél- és észak-amerikai üledékmintákból meghatározott 70 mikroorganizmusról számol be (EHRENBURG 1841). 1845-ben közzé tett elemzése egyes észak-európai folyótorkolatok üledékeinek mikrovilágát mutatja be (EHRENBURG 1845), míg az 1846-ban megjelent cikkének már a címében is említi a fitolit kifejezést a korabeli *phytolitharia* megnevezést használva (EHRENBURG 1846). Említésre méltó az egyik, 1851-es munkája, amelyben oroszországi útja során gyűjtött csernozjom (tchomoi zem) talajminták elemzésén keresztül kezdetleges ökoszisztémái rekonstrukciós munkát végzett el. A vízborította területéről származó talajmintákban megtalált és meghatározott 22 „nem-

vízi phytolitharia” részecske alapján vonta le azt a következtetést, hogy a vizsgálat tárgyát képező „talaj egy ősi erdő törmelékén képződött” (EHRENBERG 1851), és nem a jelenkori vízi környezet eredményeképpen fejlődött.

Ahogy fentebb kitértünk rá, számos publikáció látott napvilágot EHRENBERG tollából 1841 és 1854 között. Ezen időszakban született meg két legfontosabb műve. 1849-ben, a berlini Porosz Királyi Tudományos Akadémia által megjelentett, *Passatstaub und Blutregen* (TWISS 2001; EHRENBERG 1849) tanulmánya, amelynek címét a líbiai partokon mentén örvénylő és véresőhöz hasonlító vörös afrikai homok képe ihlette. A második az 1854-ben megjelentett *Mikrogeologie* című monográfiája (EHRENBERG 1854), amelynek sikere szintén hozzájárult hírneve öregbítéséhez (LAZARUS 1998).

A földtan mikroszkópi világát bemutató nagy összefoglaló művében adta közre az 1830-as években elkezdett osztályozási munkájának teljes változatát. A könyv 41 színes rézmetszeten mutatja be az általa megfigyelt és meghatározott mikrofosziliákat (*1. és 2. ábra*). Osztályozási rendszere a *Foraminifera* (Likacsosházúak), *Protozoa* (Állati egysejtűek) és *Coelenterata* (Úrbelüek) taxonokból vonultat fel fajokat, amelyeket azonban növényi elemek is kiegészítenek. A *phytolitharia*-nak elnevezett növényi eredetű mikrofosziliákat négy paranemzetségbe sorolta. Mesterséges rendszerében, amelyre a *para*- előtag utal, három nemet a pázsitfűfélék családjának (*Gramineae*), egyet pedig a zsurlófélék családjának (*Equisetaceae*) szentelt.

EHRENBERG kutatásai során felismerte, hogy a fitolitok növényekből származnak, és megsejtette, hogy morfológiájuk összefüggést mutat az anyanövény anatómiájával és rendszertani helyével. Munkásságának mértéktartó mivoltát mutatja, hogy saját rendszerét mesterségesnek tekintette, ezzel fogalmazván meg kételyeit az egyértelmű megfeleltetést illetően a növényfaj, vagy taxon és az üledékekből, talajokból visszanyerhető mikrofosziliák kapcsolatában.

Amellett hogy a Porosz Tudományos Akadémia örökös titkára, majd – a később Humboldt Egyetemként ismert – Berlini Egyetem Orvostudományi Karának dékánja, illetve az egyetem rektora lett, a mikroszkópi világ feltárásában tett erőfeszítéseit és érdemeit elismerendő, elsőként vehette át 1857-ben az Amszterdami Tudományos Akadémia által adományozott Leeuwenhoek medált; 1842-ben pedig a Porosz Királyság legrangosabb katonai érdemrendjének szimbólumát a Pour le Merit keresztjét. A francia GEORGES CUVIER (1773–1838) az alábbi kijelentéssel méltatta a német tudós munkásságát: „Felfedezései teljességgel megváltoztatják elképzeléseinket, és különösen felforgatnak egyes rendszereket; így azok közül valók, amelyek korszakokat nyitnak a tudomány történelmében” (CUVIER idézi DUNCAN 1877).

A természettudományok történelmének egy másik prominens személye is felbukkan a növényi opál szemcsék felfedezésének korai szakaszában. Az említett tudós, akinek 200. születési évfordulója folyó év februárjára esik, nem más, mint Charles Robert DARWIN (1809–1882), aki utazásai során több alkalommal, levegőből fátyolszöveten át megszűrt port gyűjtött (GORBUSHINA et al. 2007). Afrika keleti partvidékének tengerein gyűjtött anyag tulajdonságáról megtudhatjuk DARWINTÓL, hogy „végtelenül finoman szemcsézett; vöröses-barna, és savval nem pezseg fel” (DARWIN 1845a) (v.ö.: EHRENBERG: *Passatstaub und Blutregen*). Érdeklődését az keltette fel, hogy a szélhordta üledék finom sérülésnyomokat hagyott a hajó csillagászati-optikai eszközein, amikor 1831 januárjában a Zöld-foki szigetek közelében horgonyoztak. Elbeszélése szerint, sokszor még egy negyed teáskanálnyit sem tett ki az a mennyiség, amelyet összegyűjtöttek, de ennek ellenére

„nyomozásba” kezdett. A tengeri porviharok korabeli irodalma szerteágazó, és még maga Darwin is megemlíti – a fentiekkel ellentétben – olyan alkalmat, amikor „az egész fedélzet piszkos lett” és „az emberi szem egészségét is veszélyeztető méreteket öltött” a porhullás (DARWIN 1845b). Az EHRENBERG professzornak átadott 5 tasaknyi eolikus por vizsgálati eredményeiről így ír DARWIN a Londoni Geológiai Társaság beszámolójának hasábjain: „EHRENBERG professzor megvizsgálta a JAMES hadnagy és az általam gyűjtött port, és arra az eredményre jutott, hogy jelentékeny része Infusoria, és nem kevesebb, mint 67 különböző formát rejt magában. Ez 32 kova pajzsos Polygastrica fajból, 34 Phytolitharia, vagy kovásodott növényi szövetformából, és egy Polythambia-ból tevődik össze” (DARWIN 1845a). További érdekességre tart igény a szerző alábbi mondata: „Az Infusoriák mind régóta ismert fajok, kivéve egyet, amelyet egy magyar fossziliával lehet kapcsolatba hozni; és mind édesvízi eredetű, kivéve kettőt (*Grammatophora oceanica* és *Textilaria globulosa*), amelyek minden bizonnyal tengeriek” (DARWIN 1845a).

Sajnos további utalás hazánk rejtelmes mikrofossziliájára nem található DARWIN beszámolójában. Utazásait összefoglaló művének I. fejezetében felhívja a figyelmet arra az ellentmondásra, hogy meteorológiai szempontból ugyan bizonyítottnak látja a szélhordta por afrikai eredetét, de ugyanakkor EHRENBERG, az afrikai kontinens jellemző Infusoria fajainak tudósa és jó ismerője, nem tudott a fekete kontinensen honos fajokat meghatározni az általa átadott eolikus porban, sőt némely faj kifejezetten a dél-amerikai kontinens vidékeiről volt csak ismeretes (DARWIN 1845b:).

A korszak két nagy természettudósának kapcsolata és munkásságuk összefonódása figyelemre méltó eredményekkel gazdagította az addigi természettudományos ismereteket, annak ellenére is, hogy EHRENBERG – hasonlóan oly sok kortársához – tagadta az evolúcióról és a fajok eredetéről alkotott darwini tanokat, amelyekről így nyilatkozott: „...a geológiai idők mikrobiotáinak elképesztő stabilitását látva, nem tudok megbarátkozni Darwin elméletével.”

Növényntani korszak – Németország elsősége

A német/porosz polihisztor, EHRENBERG, osztályozási rendszere és még inkább munkásságának szellemisége meghatározó volt a fitolitikus kutatás fejlődéstörténetében, valamint közvetlen hatással volt az 1900-as évek elején, német földön kibontakozó ún. botanikai kutatásokra. A kezdeti megfigyelések után leíró jellegű munkák születtek, amelyek nemcsak az egyes geológiai közegek, illetve hullóporok anyagát vizsgálták, hanem a növényekből közvetlenül kinyerhető opálszemcséket klasszifikálták az Ehrenberg-i osztályozási móddal. A német botanikusok a növényi kovás sejtzárványok képződésének, rendszertanának és fajon belüli formagazdagságának (*intraspecifikus variatio*) kutatására helyezték a hangsúlyt. Növényélettani vizsgálódások keretében az oldott formában felvehető szilícium lerakódását, akkumulálódását vizsgálták (PIPERNO 1988), hogy meghatározhassák a szilícium biomineralizációjának élettani és környezeti szabályozó faktorait.

Ezen kutatási irányzat terjedésének egyik előfutára volt GUNTZ 1866-ban publikált műve (idézi GROB 1896), amelyben 130 pászitfűfaj sejtjének alakzatát és termőhelyük klimatikus viszonyait hasonlította össze. Eredményei alapján négy klimatikus csoportot különböztetett meg; ezek a: 1) bambusz típusú; 2) szavanna típusú; 3) réti és 4) sztyeppe-i fűvek.

A németajkú kutatók több monográfiát is publikáltak az 1880–1900 közötti időszakban, amelyben egyszikű növények, elsősorban kulturfajok és azok vad rokonainak bőrszöveti anatómiáját vizsgálták (1. táblázat).

1. táblázat Az ún. „német iskola” tagjai által publikált művek időrendi sorrendben, illetve a vizsgálatba vont fontosabb domesztikált és vad növényfajok (POWERS 1992; MADELLA 2008; NETOLITZKY 1914 nyomán módosítva)

Table 1. Chronological order of the publications of the „German school” and the list of some of the important domesticated and wild plant species (modified according to POWERS 1992; MADELLA 2008; NETOLITZKY 1914)

Év	Szerző	Vizsgált fajok*	
		Vadon élő fajok	Domesztikált fajok
1886	GUNTZ		<i>Poa spp.</i>
1875	HÖHNEL		<i>Panicum miliaceum, Sorghum vulgare, Avena sativa, Triticum spelta, Hordeum vulgare, Secale cereale</i>
1896	GROB	<i>Olyra sp.</i>	<i>Oryza sativa</i>
1899	FORMANEK	<i>Setaria viridis, Triticum repens, Panicum cruss galli, Lolium temulentum</i>	<i>Avena spp., Bromus secalinus, Hordeum spp., Oryza sativa</i>
1905	NEUBAUER	ua. mint FORMANEK (1899) +	
		<i>Alopecurus pratensis, Setaria glauca</i>	<i>Zea mays</i>
1908	MOBIUS	<i>Callisia repens</i>	
1914 és 1929	NETOLITZKY	<i>Digitaria sanguinalis, Echinochloa crussgalli, Setaria italica, Panicum colonum, Setaria spp.</i>	
1914	FROHMEYER	<i>Poa pratensis, Elymus sibiricus, Lolium perenne, Bambusa nana et. arundinacea, Arundo phragmites, Uniola latifolia, Festuca arundinacea, Phleum pratense et. boehmeri, Phalaris arundinacea, Andropogon schimperii, Trisetum flavescens, Arundo donax</i>	<i>Hordeum distichum, Secale cereale, Avena sativa, Panicum sanguinale, Saccharum officinarum, Zea mays, Tripsacum dactyloides, Coix lacrymae, Oryza sativa, Sorghum halepense</i>

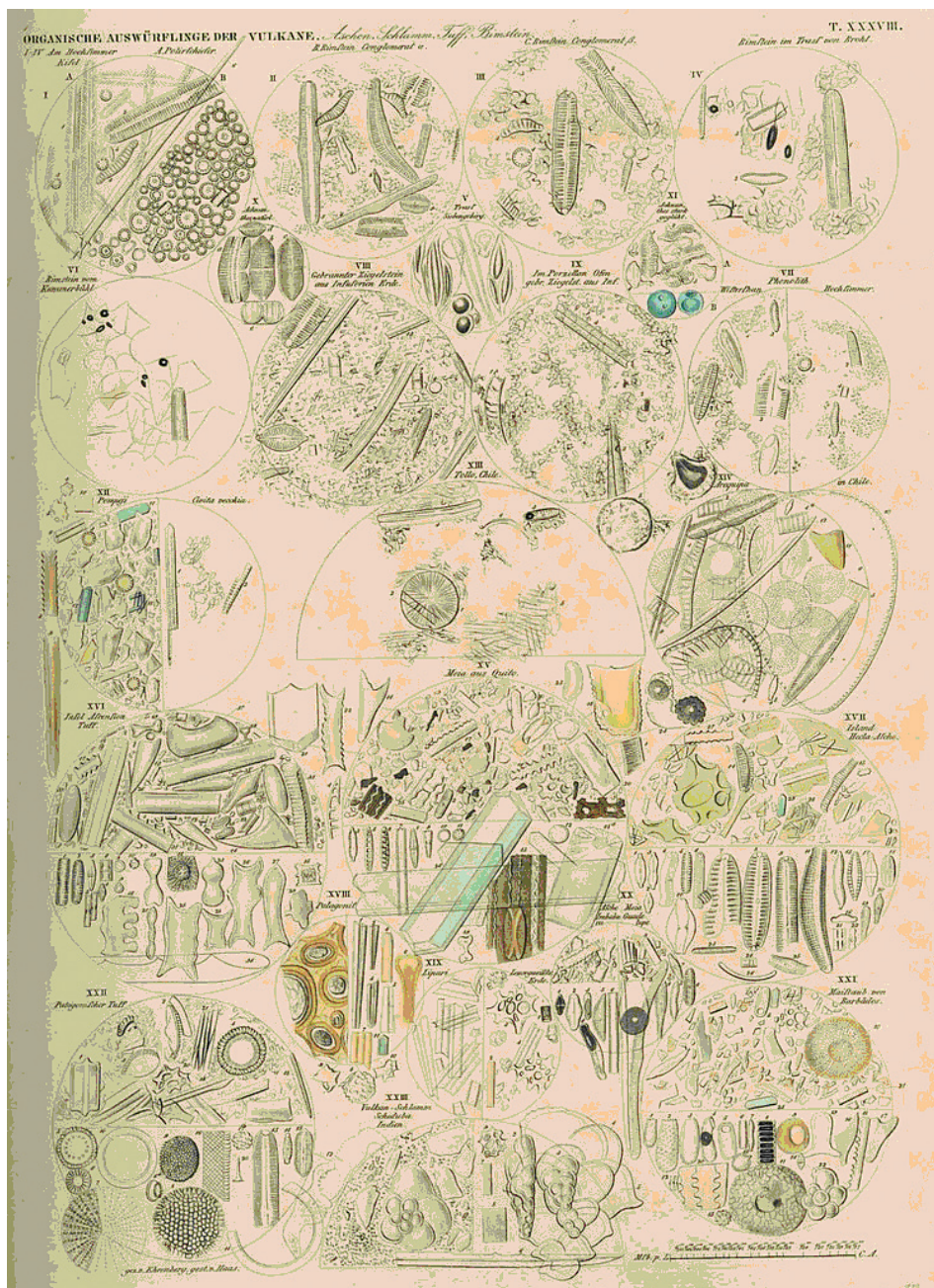
* egyes tudományos elnevezések a korabeli nevezéktannal megegyezően kerültek feltüntetésre

GROB (1896) több hosszú és rövid epidermális sejt leírását is megadta (v.ö.: Kieselkurzzellen, Kiesellangzellen), illetve elkülönített ún. elsődleges típusokat, amelyek több nemzetség több fájában előfordulva azonos morfológiát mutattak, illetve másodlagos, azaz fajra/nemzetségre jellemző morfortípusokat (2. táblázat). GROB osztályozási rendszerén keresztül igen korán, kimondatlanul is ráértett a fitolitkutatók egyik – máig is égető – problémakörére, méghozzá arra, hogy a fitolitok világa redundanciával és sokszínűséggel terhelt (ROVNER és RUSS 1992). Az ún. szekunder típusokat nem nevezte el, csak egy római számmal jelölte létezésüket, megfigyelésük tényét.



1. ábra Atlantischer Passatstaub c. színes rézmetszet a Mikrogeologie (EHRENBURG 1854) című monográfiából. Az egyes részecskék metszetei, mint mindig 300x nagyítás mellett készültek, és sok egyéb *phytolitharia* mellett tartalmazzák a Zöld-foki szigeteken gyűjtött porból feltárt növényi opál szemcséket is (v.ö. IV. sz. jobb felső körcikk).

Figure 1. Atlantischer Passatstaub entitled copper plate from EHRENBURG'S Mikrogeologie (1854) Particles represent a magnification of 300x, as always, and besides various *phytolitharia*, the ones recovered from the dust collected by Darwin near Cape Verde can be seen on the upper-right circle, numbered IV.



2. ábra *Organische Auswürflinge der Vulkane c. színes rézmetszet a Mikrogeologie (EHRENBERG 1854) című monográfiából; több körcikkelyben vonultat fel növényi opálszemcséket*
 Figure 2. *Organische Auswürflinge der Vulkane* entitled copper plate from EHRENBERG’s *Mikrogeologie* (1854) present various forms of plant opal particles

2. táblázat A. GROB kovasejt osztályozási rendszere, amely a „Beitrage zur Anatomie der Epidermis der Gramineenblätter” c. művében jelent meg 1896-ban

Table 2. Silificated cell classification published by A. GROB in his article „Beitrage zur Anatomie der Epidermis der Gramineenblätter”

(i) Hosszú sejtek		
(ii) „hólyag” sejtek		
(iii) Rövid sejtek		
(iii)(1) Kovásodott rövid sejtek		
(iii)(1)(2) Háncszövettel (<i>phloem</i>) összefüggésbe hozható kovásodott rövid sejtek		
	Primer Típus (sok fajban gyakori)	Szekunder Típus (mindig csak 1 fajban látott)
	I. kereszt, súlyzó és csomó sejtek	VI.
	II. nyereg sejtek	VII.
	III. rizs sejtek	VIII.
	IV. kör alakú és elliptikus sejtek	IX.
	V. bot és lemez sejtek	X.
(iii)(1)(3) Farésszel (<i>xylem</i>) összefüggésbe hozható kovásodott rövid sejtek		
(iii)(1)(3)(1)	kereszt alakú sejtek	
(iii)(1)(3)(2)	<i>Olyra</i> sejtek (az <i>Olyra</i> nemzetség tagjaiban)	
(iii)(1)(3)(3)	Tövis sejtek	
(iii)(1)(3)(4)	A parenchymával összefüggésbe hozható kovásodott sejtek a <i>Pharus</i> és <i>Leptaspis</i> nemzetségekben	

forrás: GROB (1896) után módosítva

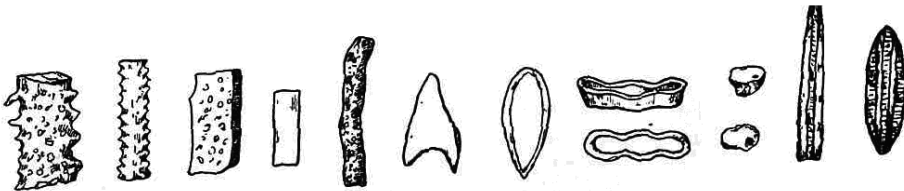
A leíró jellegű vizsgálatok mellett – korlátozott számban ugyan – megjelentek olyan művek is, amelyek már a fitolitokra és az általuk közvetített információ tartalomra alapozottan kíséreltek meg következtetéseket levonni egykori növényhasználati módszerekkel, illetve domesztikációval kapcsolatban. Az egyik, viszonylag korai mű a Kínai Földtani Társaság Bulletinjének (Bulletin of the Geological Society of China) hasábjain jelent meg (EDMAN és SÖDERBERG, 1929) a XX. század legelején. A szerzők egy megközelítőleg 5000 éves kínai településen végeztek etnobotanikai vizsgálatokat, és egy edénytörredékben talált anyagból mutatták ki a rizs (*Oryza* sp.) korabeli maradványait. SCHELLENBERG (1908) egy turkesztáni expedíció keretében vizsgálta az Anau-i ún. Északi Kurgánt, amelynek feltárási anyagából búza és árpa jelenlétét tudta bebizonyítani. Érdekes fejtegetés olvasható az Osztrák Botanikai Folyóirat (Österreichische Botanische Zeitschrift) NETOLITZKY (1914) által jegyzett értekezésében, amelyben többek között rávilágít arra a megfigyelésre, hogy a kovásodott sejtek nyomot hagynak az emberi fogzománcban, illetve a fitolitok visszanyerhetők az egyiptomi ásatásokon előkerülő múmiák és emberi leletek fogkövéről, így könnyen és sikerrel alkalmazhatóak a táplálkozástörténeti kutatásokban. Kiemeli továbbá, hogy a pontos következtetések levonását mélyreható és mindenre kiterjedő botanikai térképező munkának kell megelőznie. Az említett szerző a XX. század első harmadában publikálta azon művét, amellyel végérvényesen beírta magát a fitolitikutatók történetébe, hiszen a korabeli, K. LINSBAUER (1929) által jegyzett és Berlinben nyomtatásba

kerülő Növényanatómiai Kézikönyvben (Handbuch der Pflanzenanatomie) önálló fejezet foglalkozik az egyes növény taxonok kovatestjeivel (v.ö.: Kieselkörper) (NETOLITZKY 1929).

A botanika irányultságú kutatások egyik érdeme hogy a kor kutatóinak kíváncsisága révén sikerült feltérképezni a növényi sejtek elkovásodásának alapvető tulajdonságait, illetve az általuk létre hozott hatalmas adatbázis termékeny tudományos talajt szolgáltatott, hogy később a fitolitokat, mint környezeti indikátorokat a régészet, ökológia és öskörnyezettan sikerrel alkalmazhassa. Mindezek mellett kezdetét vette egy olyan kutatási folyamat, amely az egyes taxonok szilícium akkumulációs különbségeire, illetve ennek fitofiziológiai okaira rámutatott, bebizonyosodott, hogy a növényi opáltestecskék alaktana taxon-specifikus. A korszak munkáságának eredményeit nemcsak közlemények és leírások, hanem nagy mennyiségű rajz és fitolit alaktani vázlat képviseli.

Sajnálatos módon eredményeik jelentékeny része német nyelven jelent meg, így viszonylag hosszú időnek kellett eltelnie mire az angol nyelvű világ – ahol a fitolitkutatás módszertanát továbbfejlesztették – felfedezte és felhasználta a korábbi európai eredményeket (PIPERNO 1988).

A németországi kutatások lezárulását a második világhégés jelentette, amely után a kutatások központja először ideiglenesen orosz nyelvterületre került (Usov 1943; PARFENOVA és YARILOVA 1956; YARILOVA 1956) (3. ábra), később pedig az észak-amerikai kontinensen csapott fel a tudományos érdeklődés azon lángja, amely a növényi opálszemcsék mélyrehatóbb vizsgálatát is maga után vonta.



3. ábra Egy oroszországi talajszelvény ásványtani elemzése közben talált növényi opálszemcsék, szivacsüstke (balról a második) és diatoma váz (balszélső) vonalrajzai (YARILOVA 1956)

Figure 3. Line drawings of plant opal particles, sponge spicule (second from the left) and diatom shell (on the left) found during the mineralogical investigation of a soil profile in Russia (YARILOVA 1956)

Ökológiai-botanikai jellegű kutatások kibontakozása – Nagy-Britannia és az Egyesült Államok élenjárása

Az 1950-es évek közepe, vége jelenti azt az áttörést amikortól a nyugati világ kutatói (botanikusok, talajtudósok, agronómusok, geológusok stb.) felhasználják, beépítik környezet-történeti és ökológiai kutatási módszereik közé a fitolitelemzést. A tématerület történetével foglalkozó művek első helyen említik a korszak meghatározó botanikai tudományos műhelyének a bangori, University College of North Wales kutatóinak eredményeit és az iskola működéséhez köthető 30 évnyi publikációt (3. táblázat).

SMITHSON, miután elkészítette Észak-Wales talajainak mikromorfológiai kataszterét, (1956) közzé tett egy munkát, amelyben ugyanazon talajok biogén szilícium formáinak leírásával foglalkozik. Későbbi, meghatározó jelentőségű műveiben, a szivacsüstke

maradványok és a növényi opálszemcsék elkülönítésének módját (SMITHSON 1959; PARRY és SMITHSON 1966), illetve a „talajok vályog frakciójának mikroszkópiájá”-t, és ebben foglalva a fitolitok talajból való feltárásának és meghatározásának módszereit taglalja (PARRY és SMITHSON 1958; SMITHSON 1961). Az '50-es évek végén megjelent „Grass opal in British soils” című cikke megközelítőleg 150 különböző rajzon mutatja be a brit talajok fű fitolitjainak morfológiai jellemzőit (SMITHSON 1958). Az említett munka a talajok elemzésén túl, a vizsgálati területeken tartott állatok trágyájának fitolit kompozíciós vizsgálatára, illetve a helyszíneken domináns pázsitfűfajokra is kiterjedt.

3. táblázat Az észak-walesi Bangor iskola fontosabb kutatási területei és publikációs tevékenysége az 1950-es és '80-as évek között (POWERS 1992; MADELLA 2008; ROVNER 2008 unpub. nyomán módosítva)

Table 3. Field of researches and publications of the University of North Wels (bangor) between 1950's and 1980's (modified according to POWERS 1992; MADELLA 2008; ROVNER 2008 unpub.)

Év	Szerző	Kutatások tárgya
1956 és 1958	SMITHSON	brit talajok fitolit és szivacstüske tartalma
1957	PARRY & SMITHSON	<i>Gramineae</i> fajok levélanatómiája
1958, 1963, 1964 és 1966		<i>Nardus stricta</i> és <i>Molinia caerulea</i> fajok részletes vizsgálata, valamint és általános módszertan
1961	SMITHSON	általános módszertani kutatások
1968	BLACKMAN & PARRY	<i>Secale cereale</i>
	SANGSTER	<i>Sieglingia decumbens</i> levele
	BLACKMAN	<i>Triticum aestivum</i>
1969	SANGSTER & PARRY	<i>Oryza sativa</i> , <i>Cynodon dactylon</i> , valamint <i>Sieglingia decumbens</i> fajok bullifom sejtei
1970	SANGSTER	<i>Oryza sativa</i> , <i>Cynodon dactylon</i> , valamint <i>Sieglingia decumbens</i> fajok levélanatómiája
1971	BLACKMAN	26 Alberta-i <i>Gramineae</i> faj fitolit katasztere
1973	HAYWARD & PARRY	<i>Hordeum sativum</i>
1972, 1973	PARRY & SONI	<i>Oryza sativa</i> virágzata
1975	PARRY	<i>Oryza sativa</i> levélszilifikációja
	PARRY & KELSO	<i>Molinia caerulea</i> és <i>Sorghum bicolor</i> gyökérzete
1976	SANGSTER & PARRY	<i>Sorghum bicolor</i> gyökérzete
1977	PARRY & WINSLOW	<i>Pisum sativum</i>
	PARRY & KELSO	<i>Saccharum officinarum</i> gyökérzete
	SANGSTER	<i>Digitaria sanguinalis</i> , <i>Hordeum sativa</i>
<i>Sorghum nutans</i> , <i>Phragmites communis</i> , <i>Andropogon</i> spp. gyökerek szilifikációja		
1979	MONTGOMERY & PARRY	<i>Molinia caerulea</i> gyökérzete

3. táblázat folytatása
Contd. Table 3.

Év	Szerző	Kutatások tárgya
1980	BENNETT & PARRY	<i>Hordeum sativum</i> , <i>Avena sativa</i> , <i>Triticum aestivum</i>
	HAYWARD & PARRY	<i>Hordeum sativum</i> toklász, rügy, virágzat
1981	BENNETT & SANGSTER	<i>Sasa palmata</i>
	BENNETT & PARRY	<i>Hordeum sativum</i> , <i>Avena sativa</i> , <i>Triticum aestivum</i>
	WADHAM & PARRY	<i>Oryza sativa</i>
1982	BENNETT	<i>Hordeum sativum</i> , <i>Avena sativa</i> , <i>Triticum aestivum</i>
	BENNETT & SANGSTER	<i>Zea mays</i>
	HODSON & PARRY	<i>Setaria italica</i> virágzatának szilifikációja és annak karcinogenitása közötti kapcsolat
	HODSON, SANGSTER & PARRY	
	PARRY & HODSON	
1983	SANGSTER	<i>Phragmites australis</i> , <i>Miscanthus sacchariflorus</i> ,
1983	SANGSTER, HODSON & PARRY	<i>Phalaris</i> spp. virágzatának szilifikációja és annak karcinogenitása közötti kapcsolat
1984, 1985	HODSON, SANGSTER & PARRY	<i>Phalaris canariensis</i>
1985	PARRY, HODSON & NEWMAN	<i>Pteridium aquilinum</i>
1986	HODSON & PARRY; HODSON; HODSON & BELL	<i>Phalaris canariensis</i>
1988, 1989	HODSON & SANGSTER	<i>Triticum aestivum</i>

A bangori iskola kutatóinak nevéhez fűződik a növényi orgánumok szilifikációja és egyes abiotikus tényezők (éves és többéves klimatikus variációk, talaj pH, talaj vas- és alumínium tartalom stb.) összefüggés-vizsgálata is. Ahogy a fenti táblázat mutatja (3. táblázat) a kutatók figyelme a domesztikált pázsitfűfélék felé fordult. A korszak egyik érdekesítő vizsgálata egyes köles- (*Phalaris* spp) és muharfajok (*Setaria* spp.), illetve a saspáfrány (*Pteridium aquilinum*) opálszemcséi és a nyelőcsőrök kifejlődésének kapcsolatát boncolgatta (PARRY és HODSON 1982). A fitolitkutatók számos mikroszkópi és mikroanalitikai módszer (CORA, EPM, SEM, STEM, TEM stb.) alkalmazásával képesek voltak megadni a növényi sejt elkovásodásának élettani mechanizmusát, illetve a szilifikációs affinitás mértékét több pázsitfűfajban.

A brit szigeteken az észak-walesi tudományos műhely mellett mások is folytattak olyan növénytani-ökológiai vizsgálatot, amelyek a fitolitok világát érintették, így például a Kewben található Királyi Botanikus Kert egykori igazgatója, HUBBARD (1954) az ötvenes évek elején publikálta *Grasses* című könyvét, amelyben a pázsitfűfélék (Gramineae) opálszemcséinek osztályozását a növény család taxonómiai felosztásához kötötte.

A méltán híres botanikus, METCALFE is részletes növényi opálszemcsé osztályozást adott közre az egyszikűek szervezettenával foglalkozó művének első kötetében (1960).

METCALFE a GROB-i és GUNZ-i felosztáshoz hasonlóan alkotta meg 20 típusból álló klasszifikációját, amely rendszerben az alábbi nevezéktan felhasználásával sorolhatók be a pázsitfűfélék (*Gramineae*) levelének bórszövetében található diagnosztikus szilícium testek:

i.) hosszú és keskeny formák	xii.) kereszt alakú
ii.) köbös	xiii.) kereszt és súlyzó alak közötti átmenet
iii.) köbszerű	xiv.) súlyzó alak
iv.) kerek	a. szűk, keskeny átmeneti résszel
v.) elliptikus	b. széles átmeneti résszel
vi.) félhold alakú	xv.) megrövidített súlyzó alak
vii.) nyújtott téglalap	xvi.) súlyzó alakú, de fókusz állításával változó megjelenésű
viii.) a parasejtek alakjába illeszkedő	xvii.) noduláris (csomó alakú)
ix.) nyereg alakú	xviii.) <i>Oryza</i> típus
x.) hegyes	xix.) csipkés-nyújtott
xi.) megnyújtott sima (felületű) megnyújtott hullámos	

Az Egyesült Államokban BEAVERS és STEPHEN (1958) számolt be először a fitolitok talajbéli előfordulásáról. Fűfélék talajfeletti vegetatív és generatív részeinek éves fitolit-termelési arányát kutatták, ezzel próbálván meghatározni, hogy egyes talajok milyen hosszan képződtek erdő- vagy füvevetáció alatt. Bizonyításra került, hogy füvevetáció alatt képződött talajok biogén opál tartalma 5–10-szerese az erdővegetáció alatt képződöttkéhez képest. Ezzel némileg ellentmond az a felfedezés, hogy az észak-amerikai préri-erdő átmeneti zóna és a füvevetáció által a közelmúltban meghódított erdőterületek fitolit tartalma hasonló értéket mutatott (WILDING és DREES 1968, 1971).

Ebben az időszakban több kísérlet és „lelet” alapján próbálták a növényi opálszemcsék túlélését és tafonómiai jellemzőit meghatározni. Azon korabeli állítást, „tévhitet”, miszerint a fitolit szemcsék pár ezer évnél tovább nem maradnak fenn, WILDING (1967) kísérlete nem cáfolta mindenkétséget kizáróan. Radiokarbonos kormeghatározással 13000 évesnek datált egy talajból származó, fitolitban okludált szénszemcsét. Mérföldkönek számít az a zárwatermők származásával és rendszertani besorolásával foglalkozó kutatás, amelynek során észak-amerikai Miocén korú őskövületekből tudtak izolálni fitolitokat, végérvényesen bizonyítva ezzel a szóban forgó szervesetlen növényi exkrétumok időállóságát és szélsőséges mechanikai és kémiai hatásokkal szembeni ellenállóságát. Jóval később, 2005-ben további felfedezések bővítették ismereteinket arról, hogy milyen tafonómiai aspektusai lehetnek az opálszemcséknek. PRASAD et al. (2005) késő-kréta (67-65 méé) üledékben talált dinoszaurusz koprolitból mutatott ki 5 *Poaceae* fajt (valamint további kétszikű növény taxonokat), amellyel a fűfajok expanzióját a Gondwanán, India földrajzi izolációja előtti időszakra teszi.

EHRENBERG mesterséges rendszertanára építve DEFLANDRE 1963-ban, majd DUMITRICA 1973-ban fejlesztette ki és közölte új osztályozási rendszerét (PIPERNO 1988). Ezek a rendszerek már lehetőséget adtak pázsitfűféléken (*Gramineae*) belül három alcsalád (*subfamilia*) elkülönítésére. Kisebb módosításokkal ez a klasszifikáció használatos a mai napig is a fitolitkutatás egyes területein (TWISS et al. 1969). Nagy hangsúlyt fektettek kutatók a pázsitfű fitolitok alaktanának kutatására, míg egyéb fontos témakörök, mint a

részecskék háromdimenziós struktúrája, illetve méretbeli különbségei teljesen figyelmen kívül maradtak ebben az időszakban. Eddigre világossá vált, hogy a fitolitok jelenléte az egyes alcsaládokban bőséges, de nemzetség- és fajszintű határozásra nem ad alkalmat a pázsitfűfélék családjában.

Egyes kutatóműhelyekben vizsgálatok folytak kétszikű növények fitolitjain alapuló határozókulcsok elkészítésére is, így BRYDON és csapata a duglászfenyő fajok (*Pseudotsuga genus*) közötti nemzetség-specifikus fitolitokat tudott izolálni (PIPERNO 1988). Egyéb tülevelű és lombhullató fafajok leveleiből, később tropikus fafajok törzséből is sikerült a növényi kovaszemcséket kimutatni. LANNING (1966) több, el nem fásodó kétszikű növényt vizsgált (*Helianthus*, *Fragaria* és *Rubus spp.*), de kutatásai csak a szilícium-dioxid felhalmozódási zónáira koncentráltak, a fitolit szemcsék alakjainak összehasonlításáról és részletes leírásáról nincs adat.

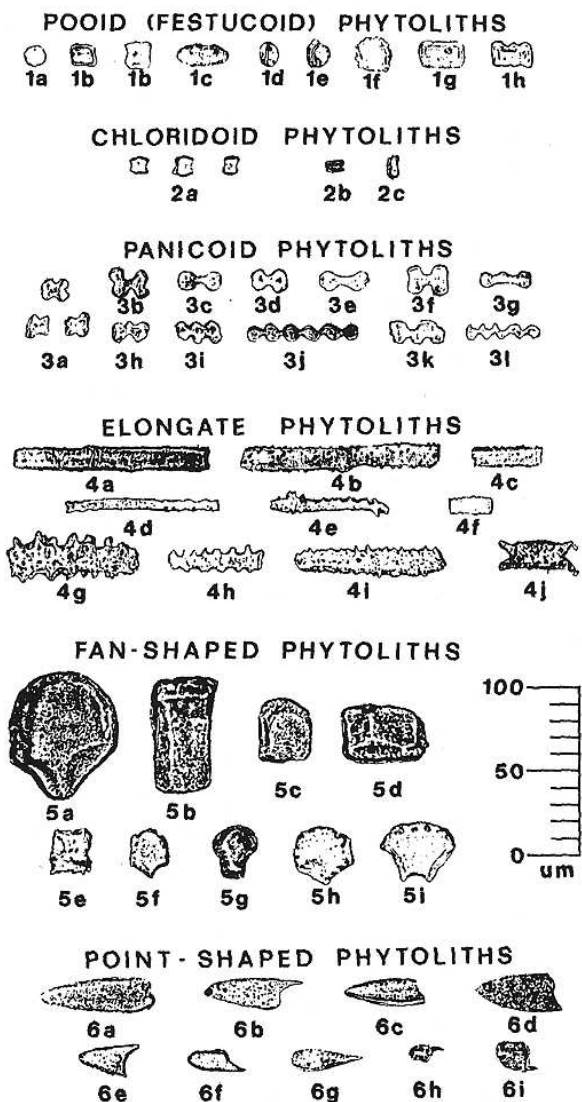
A korszakban egyre többen foglalkoztak a ma élő fűfélék fitolitjainak elektronmikroszkópos vizsgálatával, de ahogy a fenti felsorolásból is kiténik sem a botanikusok, sem a geológusok nem fejlesztettek ki egy egységes rendszert, módszertani struktúrát az ökoszisztémák kutatásokban rejlő lehetőségek kiaknázására. Mindezek ellenére nem mehetünk el szó nélkül a TWISS et al. (1969), későbbi átdolgozás: TWISS (1992) által publikált felosztás mellett, amely jó példája a történeti hagyományokra való építkezés és a modern tudományos módszerek vegyítésén alapuló rendszer kidolgozásának. Kisebb-nagyobb módosításokkal, helyi adaptációs kiegészítésekkel, de a szerzők osztályozása a mai napig érvényben van és a világ számos pontján, több tudományos műhely alkalmazza.

A szerzői hármast a Sziklás-hegységtől keletre kiüledett eolikus por származás-vizsgálata során alkotta meg – az elsődlegesen morfológiai és nem anatómiai elemeket felvonultató – osztályozási rendszerét. Ez később kiegészült a C₃-as és C₄-es fotoszintézis típusú *Gramineae* fajok levél bórszöveti különbségeinek vizsgálatával. Az átdolgozott rendszer a *Gramineae* alcsaládjainak felosztását követi, így különbséget tesz úgynevezett pooid/festucoid, chlroid, panicoid formák és egyéb korábban már bevezetett morfo-típusok között (4. ábra).

Régészeti fitolit-kutatások modern korszaka és napjaink tendenciái

Ahogy arra korábban rávilágítottunk, az egyes korszakok nem válnak el egymástól élesen, jól definiálható határokkal, hanem úttörő jellegű kutatásokat végző személyiségek köré „szerveződnek”, illetve meghatározó jelentőségű kutató munkák publikálásával, tudományos műhelyek kialakulásával hozható összefüggésbe egy-egy korszak kezdeti és végső időpontja. Régészeti, illetve ökoszisztémák interpretációra is mutattunk be példákat a korábbi korszakokból (v.ö.: pld.: EHRENBERG NETOLITZKY, SCHELLENBERG, EDMAN és SÖDERBERG munkái). Ezek a próbálkozások azonban még nélkülözték a későbbi korszakban feltárt tudományos és elméleti alapokat, így – amellet hogy jelentékeny módon hozzájárultak a későbbi régészeti vonal fejlődéséhez – nem szisztematikusan használták fel a növényi opálszemcsék kínálta lehetőségeket.

A régészet tudományának érdeklődése akkor fordult a módszer felé, amikor ráébredtek annak fontosságára, hogy egyes feltárások, vizsgálatok nem szolgáltathatnak megfelelő információ tartalmú adatokat, így nem lehet választ kapni olyan égető kérdésekre, mint például egyes növényfajok domesztikációjának kezdete, vagy az adott területre történő



4. ábra Twiss et al. fitolit osztályozási rendszerének bizonyos elemei (Twiss 1992 nyomán).
 Figure 4. Certain elements of the phytolith classification system of Twiss et al. (after Twiss 1992)

- 1. a-h. pooid/festicoid morfolópus sorozat;
- 2. a-c. chloridoid morfolópus sorozat;
- 3. a-l. panicoid morfolópus sorozat;
- 4. a-j. nyújtott morfolópus sorozat;
- 5. a-i. legyező alakú (bulliform sejtek) morfolópus sorozat;
- 6. a-i. hegyes (trichoma sejtek) morfolópus sorozat

behurcolása. Elsőként azon területeken jelentkezett ez a tendencia, ahol az organikus növényi részek prezervációja alacsony. Ez vezetett odáig, hogy egy a paleoökológiában, régészetben, történeti ökológiában és egyéb interdiszciplinákban eredményesen és rutinszerűen alkalmazható módszertan kidolgozását több földrészen is elkezdték, és mára fitolitok alkalmazásának olyan széles spektrumával találkozhatunk, amelynek bemutatása nem képezheti ennek a dolgozatnak tartalmát. Mindazonáltal, a teljesség igénye nélkül ugyan, de említésszerűen bemutatásra kerülnek azok az ismertté vált tudományos műhelyek és vizsgálataik, amelyek publikálása megtörtént és eredményei nyilvánosságra kerültek.

Európa, Afrika és Közel-Kelet

A fitolit-kutatás európai fejlődéséről írt értekezésében POWERS kiemeli, hogy az európai kollegák munkája „szomorúan elmaradt” (1992) az észak-amerikai kutatók tevékenykedése mögött. Hasonlóan ír erről MADELLA (2008) is, aki ennél finomabban fogalmazva megjegyzi, hogy a kutatások fókuszja a század közepétől alapjában véve áthelyeződött az észak-amerikai kontinensre, ahol fokozottabban alkalmazták mind a régészeti, mind az őskörnyezeti technikákat.

Mindezek ellenére, találunk óvilági tudományos műhelyeket, amelyek elmélyülten kutatták mind az európai, mind az afrikai kontinens fitolitjainak világát.

Az egyik ilyen az ún. Sheffield-i Black-Box Analog eljárás (University of Sheffield), amelynek lényege, hogy az egyes üledékminták fitolit-készletét veszik csak alapul (morfortípus analízis), figyelmen kívül hagyva a szemcsék szöveti, anatómiai származását. A több projektben is alkalmazott eljárás célja az volt, hogy összehasonlítási alapot kapjanak a modern és a régmúlt üledékek fitolit-készletei között. Az alkalmazást nemcsak Európában, hanem a Közel-Kelet is sikerrel vették be (MILLER-ROSEN 1986, 1992) az egyetem kutatói. A részben Szíriában, részben Egyiptomban végzett kísérletes kutatások fényt derítettek arra, hogy eltérés mutatkozik azonos fajok fitolit termelésében amennyiben öntözés mellett termesztik őket, így ezek meghatározásával megállapíthatóvá vált a kezdetleges öntözéses gazdálkodás elterjedésének tér- és időbeli fejlődése (MILLER 1980; MILLER-ROSEN 1994).

A XX. század utolsó harmadában kibontakozó európai iskolák (a teljesség igénye nélkül például Spanyolország – Universitat de Barcelona; Németország – Frankfurt – Johann Wolfgang Goethe-Universität, Franciaország – Université Montpellier, Nagy-Britannia – University of Cambridge, Belgium – Université Libre de Bruxelles és továbbiak.) kutatásainak egy jelentős része koncentrált az afrikai kontinensre, illetve a közel-keleti régészeti feltárásokra. Míg az afrikai kutatások elsősorban paleoökológiai, paleoklimatológiai (ALBERT et al., 2009; BARBONI et al. 1999; BONNEVILLE 1984, BREMOND et al. 2005a, 2008; RUNGE 1996, 1999; VINCENS 1999) fókuszúak, addig a közel-keletiek inkább a régészeti vonalat erősítették (ALBERT et al. 1999, 2008; ALBERT és WEINER 2000; PORTILLO et al. 2009; MADELLA et al. 2002).

Elsősorban a gazdag talajtani hagyományokra építkezve bontakoztak ki őskörnyezeti, paleotalajtani kutatások Oroszországban is, ahol az Orosz Tudományos Akadémia több kutató intézetében foglalkoznak a régészeti talajtan keretében fitolitelemzésre alapozott őskörnyezeti rekonstrukcióval (GOLYEVA et al. 1995; GOLYEVA, 1997, 2001a, 2001b; GOLYEVA és ALEXANDROVSKIY 1997; GOLYEVA és KHOKHLOVA 2003; BOBROVA és BOBROV 1997; BOBROV 2007; KAMANINA és SHOBA 1997).

Az említett országok mellett kiterjedt növénytani és etnológiai munkák ismeretesek Görögországból is (TSARTSIDOU et al. 2007a, 2007b).

Az 1970-es és '80-as évek magyar növénytani irodalmában több utalást is találunk a növények kova-sejtjeivel kapcsolatban (SZ-BORSOS 1974). HARASZTY (1979) például a pázsitfűvek nagy kovaakkumulációs képességét emeli ki, de nem használja még a fitolit kifejezést.

A Balatonmagyaród-Hidvégszta késő bronzkori halomsíros kultúra (i. e. 1200) hulladékgyűjteményéből származó ételmaradványok makro- és mikroszkópos archaeobotanikai vizsgálatai fitolit-kutatási szempontból sikeres eredményekkel zárultak. A vizsgálatok alapján bizonyítást nyert a korai búza- és kölesliszt használata (GYULAI 1993, 1996). A későbbi hazai kutatások őskörnyezeti rekonstrukciós célokat fogalmaztak meg. A kutatások egyik előfutárának tekinthetjük azt az Endrőd környéki ásást, amelynek anyagán amerikai kutatók végeztek fitolit elemzést (ROVNER személyes közlés). Később több temetkezési halom és telltelep paleoökológiai kutatásában került sor fitolitelemzés alkalmazására (PETŐ 2007, PETŐ és BUCSI 2008, BARCZI et al. 2009).

Az európai kontinens tudományterületen belül betöltött szerepét, és igyekezetét jól jellemzi az a tény, hogy a világ fitolit kutatóit egyesítő Society of Phytolith Research két évente megrendezésre kerülő szakmai fórumai (Biannual International Meeting for Phytolith Research) – egy kivétellel – mind európai városokban (Madrid 1996, Aix en Provence 1998, Bruxelles 2000, Cambridge 2002, Moszkva 2004, Barcelona 2006) kerültek megrendezésre.

Észak-Amerika

Ellentétben a fent idézett európai szerzőkkel PEARSELL (2000), az észak-amerikai kontinens fitolitikus kutatásával foglalkozó történeti áttekintését az alábbi megjegyzéssel kezdi: „[...] ellentétben az Új Világgal ezek a technikák az Óvilágban számottevő múltra tekintenek vissza”. A paleoökológiai vizsgálódások iránti fokozott érdeklődés kibontakozását ROVNER 1971-es cikkétől számítják, amelyben a növényi opál fitolitikus ökoszisztémái rekonstrukcióban betöltött szerepéről értekezett. A '60-as, '70-es és '80-as évek Amerikája a talajtan fitolitikus kutatások kibontakozásának időszakára, míg a '90-es évek tudományos érdeklődése inkább a régészeti fitolitikus vizsgálatok felé fordul.

A fentebb említett első időszak elején – hasonlóan az oroszországi példákhoz, ahol a sztyepp-erdő vegetációs transzformáció állt a kutatások előterében – a préri-erdő változások felderítésébe fektettek nagy energiát. CARBONE (1977), a Virginia állambeli Shenandoah-völgyben feltárt kultúrrétegeket, paleo- és modern talajt magában foglaló szelvényt vizsgált. Eredményei arra engedtek következtetni, hogy a legidősebb réteg idején a modernhez hasonló erdei vegetáció uralta a tájat, majd több esetben is a préri uralomra jutása következett be a 12 000 BP és 5 000 BP közötti intervallumot reprezentáló időszakban.

Nebraszkai és coloradoi területeket paleoklimáját vizsgálva LEWIS (1978, 1981) a csapadékeloszlást tudta rekonstruálni az üledék- és talajminták panicoid és chloridoid morfortípusok fluktuálási rátája és arányai alapján.

Ahogy azt a dél-amerikai példák is jól mutatják (lásd később) az Újvilág gabonáinak fitolitikus által történő meghatározása kötötte le a kutatók egy részének figyelmét. A kukorica (*Zea mays*) minden kétséget kizáró meghatározására PEARSELL (1978, 1982) az ún. cross-shape sized technikát, míg PIPERNO (1984) egy 3D metóduson alapuló morfometrikus módszert fejlesztett ki. A kukorica mellett a rizs (*Oryza sativa*) került még a kutatások homlokterébe, amelynek bulliform sejtjeit használták fel a domesztikáció időpontjának meghatározásához.

A paleoökológiai eszköztár harmonikus és additív alkalmazásának egyik észak-amerikai iskolapéldája egy vizsgálat sorozat, amelynek eredményeképpen megszületett Kansas állam paleo- és moderntalaj fitolitikus és pollen katasztere (KURMANN 1985). A felméréssel bizonyosságot nyert, hogy a két „versengő” tudományterület együttes alkalmazása jelentékeny módon járul hozzá az ökoszisztémái rekonstrukció pontosabbá tételéhez.

Az egyikük opál testecskéinek biológiáját és a társtudományok módszertanába való illesztésének lehetőségeit tárgyalta áttekintő tanulmányában PRYCHID et al. (2003). BALL et al. (1993) a *Triticum monococcum* fitolitikus morfológiai méréseken alapuló leírását és tipológiáját adta meg, amellyel kísérletet tett arra, hogy az emberi szem tévedéseit egy képelemző automatika bevonásával csökkentse.

Dél-Amerika

A déli féltekén a növényi opálszemcsék kutatásainak központja kétségkívül Dél-Amerikához, azon belül is Argentínához köthető, már csak azért is, mert gyökerek egészen EHRENBURG és DARWIN kapcsolatáig nyúlnak vissza. Az első szisztematikus vizsgálódás JOAQUÍN FRENGUELLI nevéhez fűződik, aki harmad- és negyedidőszaki üledékeket vizsgálva számol be a növényi opálszemcsék nagy variabilitásáról (ZUCOL et al. 2008). Szintén az argentin pamppal talajaink és üledékeink vizsgálatával foglalkozott TERUGGI (ZUCOL et al. 2008). Az említett tudósok szemmi örökségére támaszkodva kezdte meg munkásságát HETTY HERTOLDI DE POMAR, akit művei nemcsak a dél-amerikai kontinens legelismertebb és legolvasottabb fitolitikusávé tettek, de amelyekből a kontinensen kívüli fiatal kutatók is életre szóló inspirációt merítettek (ROVNER személyes közlés). Két legfontosabbnak tartott műve az 1971-ben publikált, „Ensayo de clasificación morfológica de los silicofitolitos” című (BERTOLDI DE POMAR 1971), illetve az argentin fitológia legragosabb szintéziséként emlegetett „Los silicofitolitos. Sinopsis de su conocimiento” (BERTOLDI DE POMAR 1975) címet viselő monográfiája. Mára több iskola működik Argentína szerte, amelyek sikerrel alkalmazzák a fitolitelemzést, mind a paleoökológia (OSTERRIETH 2001a, 2001b, 2007; OSTERRIETH et al. 2009), mind a botanika (MONTI et al. 2009, HONAINÉ et al. 2006), vagy régészet területén (KORSTANJE és BABOT 2007, 2008).

Braziliából, a tropikus savanna (cerrado ecoregion) pázsitfűféléinek fitolitikus először DA SILVA és LABOURIAU (1970) számolt be, később LABOURIAU a brazil földön elvégzett kutatások rövid összefoglalását adta közre a Phytolitharien hasábjain (1983). Az említett brazil származású tudósok mellett PIPERNO (1997), valamint PIPERNO és BECKER (1996) jelentkezett az amazóniai területek érintő tájfejlődési és ökoszisztémái rekonstrukciós vizsgálatokkal.

Kolumbiában a Cauca folyó völgyében a spanyol hódítások előtti társadalmak régészeti anyagán végzett RAMÍREZ RÍOS et al. (2005, 2008) táplálkozástörténeti elemzéseket. A völgy modern növényzetéből készített referenciagyűjteményét a sirokból előkerült leletekről nyert fogkö (calculus dentis) eredményeivel hasonlította össze.

Csile vidékeiről ezidáig kevés fitolitikus vizsgálati eredmény ismeretes (ZUCOL et al. 2008), ennek ellenére egy Atacama-sivatagban lefolytatott régészeti projektben PLANELLA és McROSTIE (2005, 2006) alkalmazott fitolitelemzést is.

Hasonlóan az argentin viszonyokhoz, Ekvádorban is jelentékeny kutatási projektek zajlottak a XX. század utolsó harmadában. Ez többek között Dolores R. PIPERNO és Deborah M. PEARSALL tudósoknak köszönhető, akik munkásságuk jelentős hányadát a kukorica (*Zea mays*) és egyéb, Dél-Amerikában termesztett növényfajok, származásával kapcsolatos rejtélyek feltárásának szánták. Publikációk (PEARSALL 2002; PIPERNO 1984; PIPERNO és PEARSALL 1993, 1998) és könyvek (PEARSALL 2000; PIPERNO 1988, 2006) sorozata foglalkozik – sok vitát kavart – felvetésükkel, amely szerint a *Zea* nemzetség fajai több mint 7000 évvel ezelőtt kerültek a Dél-Amerikai kontinensre. Szintén Ekvádorhoz és Dolores R. PIPERNO munkásságához köthetők a *Cucurbita* fajok domesztikációjára vonatkozó elméletek fitolitelemzésre alapozott kidolgozása is (PIPERNO és STOTHERT, 2000).

Peruból elsőként az ún. Kotosh régészeti lelőhely fitolit vizsgálati eredménye kapott nagyobb tudományos publicitást, amelyet egy tokiói kutató, MATSUTANI (1972) tett közzé. Ezek után elsősorban őskörnyezeti tanulmányok láttak napvilágot, amelyek nagy része tér- és időbeli klímaváltozásokkal és ehhez köthetően a panicoid/chloridoid és pooid/festucoid morfortípusú fitolitok arányváltozásaival foglalkoztak (CHEVALIER 2008).

Uruguayban paleolimnológiai kutatásokban használták fel a fitolit- és biomorfelemzés nyújtotta előnyöket (DEL PUERTO et al. 2008), amelyek célja, hogy a Holocénbeli klíma- és vegetációs változások korábban megrajzolt szcenárióját pontosítsák (DEL PUERTO et al., 2006). Hasonlóan a többi dél-amerikai országhoz, Uruguayban is széleskörben alkalmazzák a régészeti, illetve agrártörténeti kutatásokban a fitolitelemzés módszerét (IRIARTE 2003; IRIARTE és PAZ 2009).

Mexikóban, az egykori azték fővárosban, Teotihuacánban végeztek őskörnyezet rekonstrukciós vizsgálatot annak felderítésére, hogy a klíma változása összefüggést mutat-e a kultúra fejlődésének stádiumaival (MCCLUNG DE TAPIA et al. 2008). Ezt a C₃-as és C₄-es fotoszintézis típusú növényfajok fitolitjaira alapozott, ún. ariditási indexek létrehozásával kísérelték meg.

Ázsia

Az oroszországi kutatások mellett Indiában, Kínában és Japánban működnek olyan tudományos műhelyek, amelyek rendszeresen jelentkeznek fitolitikutatói eredményekkel.

Indiában a Deccan College-ban működő Régészeti Tanszéken folynak vizsgálatok, amelyek – hasonlóan a dél-amerikai trendekhez – a kontinensen kívülről bekerült növényfajok vándorlási útvonaltát és bekerülési időpontját kívánják tisztázni (MISRA és KAJALE 2003; EKSBAMBEKAR és KAJALE 2007; KAJALE és EKSBAMBEKAR 2007).

A korábban bemutatott EDMAN és SÖDERBERG (1929) cikk is, már a rizs növényvel foglalkozik, így nem meglepő, hogy a kínai fitolitikutatók jelentős része a vad és háziastított rizsformák elkülönítésén dolgozott (ZHENG et al. 2003; ITZSTEIN-DAVEY et al. 2007). Emellett találunk apró részletekbe menő morфомetriai kutatásokat (LU és LIU 2003). Egy érdekesítő munka a növényi opátestekbe záradott szénzemeszék izotópos vizsgálatát használja fel. A módszer lényege, hogy az erdő, illetve füves vegetáció által termelt fitolitik szénizotópos összetételének különbségei jó indikátorai az egykori környezeti viszonyoknak (LÜ et al. 2000).

Japánban KANNO és ARIMURA (1958) jelentkezett először fitolitikokkal kapcsolatos eredményekkel, később WATANABE számolt be a Japán szigetvilág különböző pontjain előkerült prehisztorikus rizs és a cirok leletekről (1968 1970). A botanikai/növényéleti vizsgálatot végző kelet-ázsiai tudósok OKUDA és TAKAHASHI (1964) szintén a rizzsel, de annak szilícium akkumulációs képességével foglalkoztak. Vizsgálatai során megállapítást nyert, hogy a rizsrügy szállítószövetébe történő kovásv beoldódás egy meghatározott koncentrációgrádiens mentén történik, amely korábbi vizsgálati eredményekkel (részben) ellentmondott.

Délkelet-Ázsia korai agrikultrúráját rekonstruálta, illetve a térség flórájának fitolit kataszterét készítette el KEALHOFFER és PIPERNO (1994, 1998).

Ausztrália, Új-Zéland, Mikronéziai szigetvilág, és az Antarktisz

Az ausztrál kontinensről ismert első közlemények közül való BAKER (1959) munkája, amely több talajtípus és ún. vörös esők maradványainak (v.ö.: EHRENBURG és DARWIN kutatásai) mikroszkópi vizsgálatát adja közre.

HORROCKSETAL.(2003),FULLAGARetal.(2006),illetveHORROCKSésLAWLOR(2006)végzettterjedésvizsgálatokat a *Colocasia esculentav*al kapcsolatban (magyar nevén Hasznos táró) új-zélandi, illetve Pápua Új-Guinea-i területeken. Céljuk elérésének érdekében komplex mikropalaeontológiai megközelítést alkalmaztak, amely magában foglalta a fitolit, pollen, keményítő és diatoma maradványok együttes vizsgálatát.

Egy Ausztráliában végzett kutatás során HART és HUMPHREYS (1997) különböző talajtípusok fitoliteloszlását vizsgálta. A kutatók többek között arra keresték a választ, hogy az ún. 'statikus' vagy 'dinamikus fitolit hipotézis' igaz-e. A New South Wales állambeli erősen bioturbált, vékony [E]-szinttel rendelkező és jól fejlett oszlopos szerkezettel bíró szolonyecéktől, valamint podzoloktól várták a választ. A szolonyecékben a fitolitok mindenesetben az [A]-szintben mutattak felhalmozódást, majd csökkenő tendenciát a szelvényben. Ugyan a talajfauna aktivitás nagymértékűnek mutatkozott, a szerzők csak közvetlen kapcsolatot véltek felfedezni a fitolitok vertikális elmozdulása és az állatok tevékenysége között. Mikromorfológiai vizsgálatokkal kiegészítve

kutatásaikat arra a megállapításra jutottak, hogy a fitolitok és diatomavázak az állatjáratok és nagyobb pórusok mentén mozognak a víz hatásának köszönhetően. Az újrarendeződésük is elsősorban vízmozgás, és csak másodsorban a bioturbáció következménye.

Paleozoikumból származó növényi opálszemcséről számolt be 1999-ben egy ausztrál kutató, aki az Antarktiszon végzett vizsgálatok közben devoni és perm kőzetanyagból tudott opálszemcséket feltárni, amelyek az egykori Godwana flórájának hirmondói (Carter 1999).

A növényi opálszemcsék kutatásának közel 180 éves történelme több helyszínen íródott. Európa világotudós és korszakalkotó tudósainak kezdeti munkáira az USA tudományos világa építkezett. A XX. század utolsó harmadától már kiegyenlítettebb a kép. A kezdeti bizonytalan lépések, és a rendszeres leíró kutatások gazdag elméleti alapot szolgáltatottak arra, hogy ezek a növényekben termelődő, szervesen mikrotestcskékké fontos eszközévé váljanak a környezetregészet, az őskörnyezettan és a történeti ökológia tudományának.

Irodalom

- ALBERT R. M., BAMFORD M. K., CABANES D. 2009: Palaeoecological significance of palms at olduvai Gorge, Tanzania, based on phytolith remains. (Perspectives on Phytolith Research: 6th International Meeting on Phytolith Research) *Quaternary International* 193: 41–48.
- ALBERT R. M., LAVI O., ESTROFF L., WEINER S., TSATSKIN A., RONEN A., LEV-YADUN S. 1999: Mode of occupation of Tabun Cave, Mt Carmel, Israel During the Mousterian Period: A study of sediments and Phytoliths. *Journal of Archaeological Science* 26: 1249–1260
- ALBERT R. M., SHAHACK-GROSS R., CABANES D., GILBOA A., LEV-YADUN S., PORTILLO M., SHARON I., BOARETTO E., WEINER S. 2008: Phytolith-rich layers from the Late Bronze and Iron Ages at Tel Dor (Israel): mode of formation and archaeological significance. *Journal of Archaeological Science* 35: 57–75
- ALBERT R.M., WEINER S., BAR-YOSEF O., MEIGNEN L. 2000: Phytoliths in the Middle Palaeolithic Deposits of Kebara Cave, Mt Carmel, Israel: Study of the Plant Materials used for Fuel and Other Purposes. *Journal of Archaeological Science* 27: 931–947.
- BALL T. B., BROTHERTON J. D., GARDNER J.S. 1993: A typological and morphometric study of variation in phytoliths from Einkorn wheat (*Triticum monococcum* L.). *Canadian Journal of Botany* 71: 1182–1192.
- BAKER G. 1959: Opal phytoliths in some Victorian soils and red rain residues. *Australian Journal of Botany* 7: 64–87.
- BARBONI D., BONNEFILLE R., ALEXANDRE A., MEUNIER J-D. 1999. Phytoliths as palaeoenvironmental indicators, West Side, Middle Awash Valley, Ethiopia. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 152: 87–100.
- BARCZI A., GOLYEVA A. A., PETŐ. Á. 2009: Paleoenvironmental reconstruction of Hungarian kurgans on the basis of the examination of paleosoils and phytolith analysis. *Quaternary International* 193: 49–60. Perspectives on Phytolith Research: 6th International Meeting on Phytolith Research.
- BEAVERS A. H., STEPHEN, I. 1958: Some features of the distribution of plant-opal in Illinois soil. *Soil Science* 86: 1–5
- BERTOLDI DE POMAR H. 1971: Ensayo de clasificación morfológica de los silicofitolitos. *Ameghiniana* 8: 317–328.
- BERTOLDI DE POMAR H. 1975: Los silicofitolitos. Sinopsis de su conocimiento. *Darwiniana* 19: 173–206.
- BLINNIKOV M. 2008: Phytolith analysis in limited paleoenvironmental contexts: AAA (Arctic, alpine or aquatic). 7th International Meeting on Phytolith Research – 4th South American Meeting on Phytolith Research. Book of Abstracts, p. 4.
- BOBROVA E., BOBROV A. 1997: Phytoliths in soils: Species composition, distribution along a soil profile, and value as environmental indicators. In: PINILLA A., JUAN-TRESSERAS J., MACHADO M. J. (eds.): *Monografías del centro de ciencias medioambientales, CSCI (4), The state of-the-art of phytoliths in soils and plants*, Madrid, p. 5–13.
- BOBROV A. 2007: Phytoliths and micropalaeontological data in a boggy soil. In: MADELLA M., ZURRO D. (eds.): *Plants, People and Places, Recent Studies in Phytolith Analysis*. Oxbow Books, Oakville, p. 155–164.
- BONNEFILLE R. 1984: Palynological Research at Olduvai Gorge. *National Geographic Society Research Reports* 17: 227–243.
- BREMOND L., ALEXANDRE A., HÉLY, C., GUIOT, J. 2005: A phytolith index as a proxy of tree cover density in tropical areas: Calibration with Leaf Area Index along a forest-savanna transect in southeastern Cameroon. *Global and Planetary Change* 45: 277–293.
- BREMOND L., ALEXANDRE A., WOOLLER M. J., HÉLY, C., WILLIAMSON D., SCHÄFER P. A., MAJULE A., GUIOT, J. 2008: Phytolith indices as proxies of grass subfamilies on East African tropical mountains. *Global and Planetary Change* 61: 209–224.

- CARBONE V. A. 1977: Phytoliths as paleoecological indicators. *Annals of the New York Academy of Science* 288: 194–205.
- CARTER J. A. 1999: Late Devonian, Permian and Triassic Phytoliths from Antarctica. *Micropaleontology* 45: 56–61.
- CHEVALIER A. 2008: Early Holocene Human Adaptation in th Central Andes: What the Phytoliths Can Tell Us? In: KORSTANJE M.A., BABOT M. DEL P. (eds.): *Matices Interdisciplinarios en Estudios Fitolíticos y de Otros Microfósiles*. BAR International Series 1870. p. 134–148.
- DARWIN C. R. 1845a: An account on the fine dust which often falls on vessels in the Atlantic Ocean. *Quarterly Journal of the Geological Society of London* 2: 26–30.
- DARWIN C. R. 1845b: Journal of Researches into the Natural History and Geology of the countries visited during the voyage of H.M.S. Beagle round the World, under the Command of Captain Fitz Roy, R.A., Second edition, corrected, with Additions. London, John Murray, Albemarle Street.
- DA SILVA S. T., LABOURIAU L. G. 1970: Corpos silicosos do gramineas dos Cerrados. III. *Pesquisas Agropecuarias Brasileiras* 5: 167–182.
- DEL PUERTO L., GARCÍA-RODRÍGUEZ F., INDA H., BRACCO R., CASTINEIRA C., ADAMS J. B. 2006: Paleolimnological evidence of Holocene climatic changes in Lake Blanca, souther Uruguay. *Journal of Paleolimnology* 36: 155–163.
- DEL PUERTO L., INDA H., GARCÍA-RODRÍGUEZ F. 2008: Recosnstrucción Paleoambiental para el Holoceno Medio y Tardío en la Cuenca de la Laguna Negra: el Aporte de los Indicadores Biosilíceos. In: KORSTANJE M.A., BABOT M. DEL P. (eds.): *Matices Interdisciplinarios en Estudios Fitolíticos y de Otros Microfósiles*. BAR International Series 1870. p. 119–131.
- DUNCAN P.M. 1877: Anniversary address of the president. *Quarterly Journal of the Geological Society of London* 13: 56–60.
- EDMAN G., SÖDERBERG E. 1929: Auffindung von Reis in einer Tonscherbe aus einer etwas fünftausendjährigen Chinesischen Siedlung. *Bulletin of the Geological Society of China* 8: 363–365
- EHRENBERG C. G. 1841: Über Verbreitung und Einfluß des mikroskopischen Lebens in Sud- und Nordamerika. *Monatsberichte der Koniglich Preussischen Akademie der Wissenschaften zu Berlin*: 139–141.
- EHRENBERG C. G. 1845: On the muddy deposits at the mouths and deltas of various rivers in Northern Europe, and infusorial animalcules found in those deposits. *Quarterly Journal of the Geological Society of London* 1: 251–257.
- EHRENBERG C. G. 1849: Passatstaub un Blutregen: ein grosses organisches unsichtbares Wirken und Leben in der Atmosphere/von Christian Gottfried Ehrenberg; vorgetragen in der Konigl. Preuss. Akademie der Wissenschaft zu Berlin vom 23 Mai 1844 bis 1849. *Königlichen Academie der Wissenschaften, Berlin, Abhandlung der Akademie* (1849). p: 269–460.
- EHRENBERG C. G. 1851: On the tchornoi zem of Russia. *Quarterly Journal of the Geological Society of London* 7: 112–113.
- EHRENBERG C. G. 1854: Mikrogeologie: das Erden und Felsen schaffende Wirken des unsichtbar kleinen selbständigen Lebens auf der Erde. Leipzig, Leopold Voss. p. 374
- EKSAMBAKAR S. P., KAJALE M. D. 2007: Microstratigraphy of an early Historic refuse pit: a phytological approach. In: MADELLA M., ZURRO D. (eds.): *Plants, People and Places, Recent Studies in Phytolith Analysis*. Oxbow Books, Oakville, p. 110–117.
- FULLAGAR R., FIELD J., DENHAM T., LENTFER C. 2006: Early and mid Holocene tool-use and processing of taro (*Colocasia esculenta*), yam (*Dioscorea* sp.) and other plants at Kuk Swamp in the highlands of Papua New Guinea. *Journal of Archaeological Science* 33: 595–614.
- GOLYEVA A. A., ALEXANDROVSKIY A. L., TSELISHCHEVA, L. K. 1995: Phytolithic analysis of Holocene Paleosoils. *Eurasian Soil Science*, 27(2): 46–56.
- GOLYEVA A.A. 1997: Content and distribution of phytoliths in the main types of soils in Eastern Europe. In: PINILLA A., JUAN-TRESSERAS J., MACHADO M. J. (eds.): *Monografías del centro de ciencias medioambientales, CSCI (4), The state of-the-art of phytoliths in soils and plants*, Madrid, p. 15–22.
- GOLYEVA A. A. 2001a: Biomorphic analysis as a part of soil morphological investigations. *Catena* 43: 217–230.
- GOLYEVA A. A. 2001b: *Phytoliths and their information role in natural and archeological objects* (in Russian and partly in English). Moscow, Syktyvar Elista, p. 200
- GOLYEVA A.A., ALEKSANDROVSKIY A. L. 1997: Studies of phytoliths in Moscow cultural layers. In: PINILLA A., JUAN-TRESSERAS J., MACHADO M. J. (eds.): *Monografías del centro de ciencias medioambientales, CSCI (4), The state of-the-art of phytoliths in soils and plants*, Madrid, p.205–209.
- GOLYEVA A. A., KHOKHLOVA O. S. (2003): Biomorphic indicators of human-induced transformation of soils under early nomad burial mounds in southern Russia. *Revistas Mexicana de Ciencias Geológicas*, v. 20, núm. 3: p.283–288.

- GORBUSHINA A. A., KORT R., SCHULTE A., LAZARUS D., SCHNETGER B., BRUMSACK H.-J., J. BROUGHTON W. J., FAVET J. 2007: Life in Darwin's dust: intercontinental transport and survival of microbes in the nineteenth century. *Environmental Microbiology* 9: 2911–2922.
- GROB A. 1896: Beiträge zur Anatomie der Epidermis der Gramineenblätter. *Bibliotheca Botanica* 36: 1–63.
- GYULAI F. 1993: Environment and Agriculture in Bronze Age Hungary. *Archaeolingua*, Budapest, 59 p.
- GYULAI F. 1996: Balatonmagyaród-Hídvégpuszta késő bronzkori település növényleletei és élelmiszermaradványai (Die Pflanzenfunde und Lebensmittelreste aus der spätbronzezeitlichen Siedlung von Balatonmagyaród-Hídvégpuszta). *Zalai Múzeumok* 6, 169–195.
- HARASZTY Á. (szerk.) 1979: Növényiszervezetten és növényélettan. Tankönyvkiadó, Budapest, p. 798
- HART D. M., HUMPHREYS G.S. 1997: The mobility of phytoliths in soils; pedological considerations. In: PINILLA A., JUAN-TRESSERAS J., MACHADO M. J. (eds.): *Monografías del centro de ciencias medioambientales, CSCI (4), The state-of-the-art of phytoliths in soils and plants*, Madrid, p.93–100.
- HONAINE M. F., ZUCOL A. F., OSTERRIETH M. L. 2006: Phytolith Assemblages and Systematic Associations in Grassland Species of the South-Eastern Pampean Plains, Argentina. *Annals of Botany* 98: 1155–1165.
- HORROCKS M., IRWIN G. J., MCGLONE M. S., NICHOL S. L., WILLIAMS L. J. 2003: Pollen, Phytoliths and Diatoms in Prehistoric Coprolites from Kohika, Bay of Plenty, New Zealand. *Journal of Archaeological Science* 30: 13–20
- HORROCKS M., LAWLOR I. 2006: Plant microfossil analysis of soils from Polynesian stonefields in South Auckland, New Zealand. *Journal of Archaeological Science* 33: 200–217.
- HTTP1: http://en.wikipedia.org/wiki/Christian_Gottfried_Ehrenberg
- HTTP2: http://en.wikipedia.org/wiki/Alexander_von_Humboldt
- HUBBARD C. E. 1968: Grasses. Harmondsworth, Penguin Books, pp. 463
- IRIARTE J. 2003: Assessing the feasibility of identifying maize through the analysis of cross-shape size and tridimensional morphology of phytoliths in the grasslands of Southeastern South America. *Journal of Archaeological Science* 30: 1085–1094.
- IRIARTE J., PAZ E. A. 2009: Phytolith analysis of selected native plants and modern soils from southeastern Uruguay and its implications for paleoenvironmental and archaeological reconstruction. (Perspectives on Phytolith Research: 6th International Meeting on Phytolith Research) *Quaternary International* 193: 99–123.
- ITZSTEIN-DAVEY F., TAYLOR D., DODSON J., ATAHAN P., ZHENG H. 2007: Wild and domesticated forms of rice (*Oryza* sp.) in early agriculture at Qingpu, lower Yangtze, China: evidence from phytoliths. *Journal of archaeological Science* (in press)
- KRUMBEIN W. E. 1995: Gone with the wind – a second blow against spontaneous generation. In memoriam, Christian Gottfried Ehrenberg (1795–1876). *Aerobiologia* 11: 205–211.
- LABOURIAU L. G. 1983: Phytolith work in Brazil: a minireview. *The Phytolitharian Newsletter* 2: 6–10.
- LANNING F. C. 1966: Silica and calcium deposition in the tissues of certain plants. *Advancing Frontiers of Plant Science* 13: 55–66.
- LAZARUS D. B. 1998: The Ehrenberg Collection and its curation. In Christian Gottfried Ehrenberg (1795–1876): The Man and His Legacy. WILLIAMS D.M., and HUXLEY R. (eds). New York, USA: Special Publication of the Linnean Society, Academic Press, pp. 31–48.
- LEWIS R. O. 1978: Use of opal phytoliths in paleo-environmental reconstruction. *Wyoming Contributions to Anthropology* 1: 127–132.
- LEWIS R. O. 1981: Use of opal phytoliths in paleo-environmental reconstruction. *Journal of Ethnobiology* 1: 175–181
- LINSBAUER K. (ed.) 1929: Handbuch der Pflanzenanatomie. Berlin, Gebrüder Bonträger.
- LU H., LIU K. B. 2003: Morphological variations of lobate phytoliths from grasses in China and the south-eastern United States. *Diversity and Distributions* 9: 73–87.
- LÜ H., WANG Y., WANG G., YANG H., ZHEN L. 2000: Analysis of carbon isotope in phytoliths from C3 and C4 plants and modern soils. *Chinese Science Bulletin* 45: 1804–1807.
- KAJALE M. D., EKSAMBAKAR S. P. 2007: Phytolith analytical study on a Late Chalcolithic – Early Historical archaeo-stratigraphical sequence from Balathal, South Rajasthan, India. In: MADELLA M., ZURRO D. (eds.): *Plants, People and Places, Recent Studies in Phytolith Analysis*. Oxbow Books, Oakville, p. 118–134.
- KAMANINA I. Z., SHOBA A. 1997: The phytoliths analysis applied to soils of complex formation and paleosoils. In: PINILLA A., JUAN-TRESSERAS J., MACHADO M. J. (eds.): *Monografías del centro de ciencias medioambientales, CSCI (4), The state-of-the-art of phytoliths in soils and plants*, Madrid, p. 33–43.
- KANNO I., ARIMURA S. 1958: Plant opal in Japanese Soils. *Soil and Plant Food* 4: 62–67.

- KEALHOFER L., PIPERNO D. R. 1994: Early agriculture in Southeast Asia: Phytolith analysis evidence from the Bang Pakong Valley, Thailand. *Antiquity* 68: 564–572.
- KEALHOFER L., PIPERNO D.R. 1998: Opal phytoliths in Southeast Asian flora. *Smithsonian Contributions to Botany*, No. 88.
- KORSTANJE M. A., BABOT M. DEL P. (eds.) 2008: Matices Interdisciplinarios en Estudios Fitolíticos y de Otros Microfósiles. BAR International Series 1870.
- KORSTANJE M. A., BABOT M. DEL P. 2007: Microfossils characterization from south Andean economic plants. In: MADELLA M., ZURRO D. (eds.): *Plants, People and Places, Recent Studies in Phytolith Analysis*. Oxbow Books, Oakville, p. 41–72.
- KURMANN M. H. 1985: An opal phytolith and palynomorph study of extant and fossil soils in Kansas (U.S.A.). *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 49: 217–235
- MADELLA M. 2008: The „stones from plants”: A review of phytolith studies and classification in Europe, Asia and North America. In: ZUCOL A.F., OSTERRIETH M.L., BREA M. (eds.): *Fitolitos estados actual de su conocimiento en America del Sur*. Universidad Nacional de Mar del Plata, p. 23–39
- MADELLA M., JONES M. K., GOLDBERG, P., GOREN Y., HOVERS E. 2002: The Exploitation of Plant Resources by Neanderthals in Amud Cave (Israel): The Evidence from Phytolith Studies. *Journal of Archaeological Science* 29: 703–719.
- MATSUTANI A. 1972: Spodogrpchic analysis of ash from the Kotosh site. In: IZUMI S., TERADA K. (eds.): *Andes 4: Excavations at Kotosh, Peru, 1963 and 1966*. pp. 319–326. University of Tokyo Press, Tokyo
- McLUNG DE TAPIA E., CABADAS-BÁEZ H., VALLEJO-GÓMEZ E., GAMA-CASTRO J., SOLLEIRO-REBOLLEDO E., SEDOV S. 2008: Phytoliths as indicators of Paleosols and Grassland Vegetation in the Teotihuacan Valley, Mexico. In: KORSTANJE M.A., BABOT M. DEL P. (eds.): *Matices Interdisciplinarios en Estudios Fitolíticos y de Otros Microfósiles*. BAR International Series 1870. p. 67–74.
- METCALFE C. R. 1960: *Anatomy of the monocotyledons. Vol. I. Gramineae*. Oxford University Press, Oxford at the Clarendon Press, pp. 731
- MILLER, A. 1980: Phytoliths as indicators of farming techniques. paper presented at the 45th Annual Meeting of the Society for American Archaeology, Philadelphia
- MILLER-ROSEN, A. 1992: Preliminary identification of silica skeletons from Near Eastern archaeological sites: an anatomical approach. In: RAPP, JR.G., MULHOLLAND S. C. (eds.): *Phytolith Systematics: Emerging issues*. Advances in archaeological and museum sciences, Vol. 1., Plenum Press, New York. p. 129–147.
- MILLER-ROSEN, A. 1986: Cities of clay: the Geoarchaeology of Tells. Univ of Chicago Press, pp. 280
- MILLER-ROSEN, A. 1994: Identifying ancient irrigation: a new method using opaline phytoliths from Emmer wheat. *Journal of Archaeological Science* 21: 125–132.
- MISRA V. N., KAJALE M. D. (eds.) 2003: Introduction of African Crops into South Asia. *Indian Society for Prehistoric and Quaternary Studies – ISPOQS Monography Series No. 3.*, pp.143
- MONTE L., HONAINÉ M. F., OSTERRIETH M. L., RIBIERO D. G. 2009: Phytolith analysis of *Chusquea ramosissima* Lindm. (Poaceae: bambusoideae) and associated soils. (Perspectives on Phytolith Research: 6th International Meeting on Phytolith Research) *Quaternary International* 193: 80–89.
- MULHOLLAND S. C., RAPP JR. G. 1992: Phytolith systematics: An introduction. In: RAPP, JR.G., MULHOLLAND S.C. (eds.): *Phytolith Systematics: Emerging issues*. Advances in archaeological and museum sciences, Vol. 1., Plenum Press, New York. p. 1–13.
- NETOLITZKY F. 1914: Anatomische Beobachtung an Zerealienfrüchten. *Österreichische Botanische Zeitschrift*. LXIV Nr. 7. p 265–272.
- NETOLITZKY F. 1929: Die Kieselkörper. In: LINSBAUER K. (ed.) 1929: *Handbuch der Pflanzenanatomie* 3/1a: p. 1–19 Berlin, Gebruder Bonträger.
- OKUDA A., TAKAHASHI E. 1964: The role of silicon. The Mineral Nutrition of the Rice Plant. Proceedings of the Symposium of the International Rice Research Institute. Baltimore, Johns Hopkins Press, p. 123–146.
- OSTERRIETH M. L. 2001a: Silicofitolitos en sedimentos loésicos de la llanura inter. Y periserrana de Tandilla, Buenos Aires, Argentina. *Ameghiniana* 38: Suplemento, resúmenes: 47R–48R.
- OSTERRIETH M. L. 2001b: Silicobiolitos/Silicofitolitos: su rol en la matriz de suelos y paleosuelos de ambientes costeros de Buenos Aires, Argentina. *Ameghiniana* 38: Suplemento, resúmenes: 47R.
- OSTERRIETH M. L. 2007: Micromorphology and phytoliths study in coastal dunes of the Southeastern Pampean Plains, Buenos Aires province, Argentina. In: MADELLA M., ZURRO D. (eds.): *Plants, People and Places, Recent Studies in Phytolith Analysis*. Oxbow Books, Oakville, p.201–208.
- OSTERRIETH M. L., MADELLA M., ZURRO D., FERNANDA ALVAREZ M. 2009: Taphonomical aspects of silica phytoliths in the loess sediments of the Argentinean Pampas. (Perspectives on Phytolith Research: 6th International Meeting on Phytolith Research) *Quaternary International* 193: 70–79.

- PARFENOVA E. I., YARILOVA E. A. 1956: The formation of secondary minerals in connexion with the migration of elements. *Pochvovedenie* 4: 38–42
- PARRY, D.W., SMITHSON F. 1966: Opaline silica in the inflorescens of some British grasses and cereals. *Annals of Botany* 30: 525–538
- PARRY, D. W., HODSON M. J. 1982: Silica distribution in the caryopsis and inflorescence bracts of foxtail millet [*Setaria italica* (L.) Beauv.] and its possible significance in carcinogenesis. *Annals of Botany* 49: 531–540
- PEARSALL D. M. 1978: Ohytolith analysis of archaeological soils: Evidence for maize cultivation in Formative Ecuador. *Science* 199: 177–178.
- PEARSALL D. M. 1982: Maize Phytoliths: A clarification, *Phytolitharien Newsletter* 1: 3–4.
- PEARSALL D. M. 2000: Paleoethnobotany. A handbook of procedures. Academic Press, London
- PEARSALL D. M. 2002: Maize is Still Ancient in Prehistoric Ecuador: Th Vie from Real Alto, with Comments on Staller and Thompson. *Journal of Archaeological Science* 29: 51–55.
- PETŐ Á. 2007: Introducing the phytolith analysis: A suitable method in palaeoecology and landscape ecology. *Tájökológiai Lapok* 5: 91–102.
- PETŐ Á, BUCSI T. 2008: Kiegészítő adatok a Csípő-halom paleoökológiai elemzéséhez. *Tájökológiai Lapok* 6: 197–208
- PIPERNO D. R. 1984: A comparison and differentiation of phytoliths from maize and wild grasses: Use of morphological criteria. *American Antiquity* 49: 361–383.
- PIPERNO D. R. 1988: Phytolith analysis: An Archaeological and Geological Perspective. Academic Press, Harcourt Brace Jovanovich, Publishers, San Diego, p.268
- PIPERNO D. R. 1997: Phytoliths and microscopic charcoal from LEG 155: A vegetational and fire history of the amazon basin during the last 75 K. Y. In: Flood R. D., Piper D. J. W., Klaus A., Peterson L.C. (eds.): *Proceedings of the Ocean Drilling Program, Scientific Results* 155: 411–418.
- PIPERNO D. R. 2006: Phytoliths. A comprehensive guide for archaeologists and palaeoecologists. Altamira Press
- PIPERNO D. R., BECKER P. 1996: Vegetational history of a site in the central Amazon Basin derived from phytolith and charcoal records from natural soils. *Quaternary Research Orlando* 45: 202–209.
- PIPERNO D. R., PEARSALL D. M. 1993: Phytoliths in the reproductive structures of maize and teosinte: implications for the study of maize evolution, *Journal of Archaeological Science* 20 337–362.
- PIPERNO D. R., PEARSALL D. M. 1998: The Origins of Agriculture in the Lowland Neotropics, Academic Press, San Diego.
- PIPERNO D. R., STOTHERT K. E. 2003: Phytolith Evidence for Early Holocene *Cucurbita* Domestication in Southwest Ecuador. *Science* 299: 1054–1057.
- PLANELLA M. T., McROSTIE V. 2005: Análisis de restos botánicos del itio El Mercurio. Tierras contenidas en cerámicos y urnas del contexto funerario. Proyecto Fondecyt.
- PLANELLA M. T., McROSTIE V. 2006: Revisión crítica de los análisis efectuados en los contenidos de vasijas del contexto funerario del sitio El Mercurio. XVII. Congreso Nacional de Arqueología Chilena, Libro de resúmenes: 155–156.
- PORTILLO M., ALBERT R. M., HENRY D. O. 2009: Domestic activities and spatial distribution in Ain Abu Nukhayla (Wadi Rum, Soutern Jordan): The use of phytoliths and spherulites studies. (Perspectives on Phytolith Research: 6th International Meeting on Phytolith Research) *Quaternary International* 193: 174–183
- POWERS A.H. 1992: Great Expectations: A short historical review of European phytolith systematics. In: RAPP JR. G., MULHOLLAND S. C. (eds.): *Phytolith Systematics: Emerging issues*. Advances in archaeological and museum sciences, Vol. 1., Plenum Press, New York. p. 15–35.
- PRASAD V., STRÖMBERG C. A. E., ALIMOHAMMADIAN H., SAHNI A. (2005): Dinosaur Coprolites and the Early Evolution of Grasses and Grazers. *Science* 310: 1177–1180.
- PRYCHID C.J., RUDALL P.J., GREGORY M. 2003: Systematics and Biology of Silica Bodies in Monocotyledons. *The Botanical Review* 69: 377–440.
- RAMÍREZ RÍOS D. C., OTÁLORA CASCANTE A. R., PARRA GIRALDO R. 2005: Identificación de fitolitos en el cálculo dental de individuos prehispánicos del Valle del Cauca – Colombia. *The Phytolitharien* 17(2): 6.
- RAMÍREZ RÍOS D. C., OTÁLORA CASCANTE A.R., PARRA GIRALDO R. 2008: Identificación de fitolitos en el cálculo dental de individuos prehispánicos del Valle del Cauca, Colombia. In: In: KORSTANJE M.A., BABOT M. DEL P. (eds.): *Matices Interdisciplinarios en Estudios Fitolíticos y de Otros Microfósiles*. BAR International Series 1870. p. 209–217.
- ROVNER I., RUSS J. C. 1992: Darwin and design in phytolith systematics: Morphometric methods for mitigating redundancy. In: RAPP JR. G., MULHOLLAND S. C. (eds.): *Phytolith Systematics: Emerging issues*. Advances in archaeological and museum sciences, Vol. 1., Plenum Press, New York. p. 253–276.
- ROVNER I. 1971: Potential of opal phytoliths for use in paleoecological reconstruction. *Quaternary Research* 1: 345–359.

- ROVNER I. 2008: Bibliography of phytolith studies. Unpublished manuscript, pp. 125
- RUNGE F. 1996: Opal phytolithen in Pflanzen aus dem humiden und semi-ariden Osten Afrikas und ihre Bedeutung für die Klima- und Vegetationsgeschichte. *Botanische Jahrbücher für Systematik Pflanzengeschichte und Pflanzengeographie* 118: 303–363
- RUNGE F. 1999: The opal phytolith inventory of soils in Central Africa: Quantities, shapes, classification, and spectra. *Review of Paleobotany and Palynology* 107: 23–53.
- SARJEANT W. A. S. 1978: Hunderth year memorium: Christian Gottfried Ehrenberg 1795–1877. *Palynology* 2: 209–211.
- SHELLENBERG H.C. 1908: Wheat and barley from the North Kurgan, Anau. In: Pumpelly R. (ed.): Explorations in Turkestan Vol. 3. p. 471–473. Carnegie Institute, Washington DC.
- SMITHSON F. 1956: Silica particles in some British soils. *Journal of Soil Science* 7: 122–9.
- SMITHSON F. 1958: Grass opal in British soils. *Journal of Soil Science* 9: 148–154.
- SMITHSON F. 1959: Opal sponge spicules in soils. *Journal of Soil Science* 10: 105–109.
- SMITHSON F. 1961: The microscopy of the silt fraction. *Journal of Soil Science* 22: 145–157.
- TSARTSIDOU G., LEV-YADUN S., EFSTRATIOU N., WEINER S. 2007: Ethnoarchaeological study of phytolith assemblages from an agro-pastoral village in Northern Greece (Sarakini): development and application of a Phytolith Difference Index. *Journal of Archaeological Science* (in press)
- SZ-BORSOS O. 1974. Notes on the leaf anatomy of the *Brachypodium pinnatum* species complex. *Acta Botanica Academiae Scientiarum Hungaricae* 20: 13–21.
- TSARTSIDOU G., LEV-YADUN S., ALBERT R. M., MILLER-ROSEN A., EFSTRATIOU N., WEINER S. 2007: The phytolith archaeological record: strengths and weaknesses evaluated based on a quantitative modern reference collection from Greece. *Journal of Archaeological Science* 34: 1262–1275.
- TWISS, P. C. 2001: A curmudgeon's view of grass phytolithology. in: MEUNIER, J.D. & COLLIN, F. (eds.): *Phytoliths: Application in Earth Sciences and Human History*, A.A. Balkema Publishers, Rotterdam, the Netherlands, p.7–27.
- TWISS P. C., SUESS E., SMITH R. M. 1969: Morphological classification of grass phytoliths. *Soil Science Society of America Proceedings* 33: p. 109–115.
- YARILOVA E. A. 1956: Mineralogical investigation of a sub-alpine chernozem on andesite basalt. *Kora Jyvetrivaniya* 2:45–60.
- USOV N.I. 1943: Biological accumulations of SiO₂ in soils. (Pedology) *Pochvovedenie* 9–10: 30–36. (orosz nyelven)
- VINCENS A., SCHWARTZ D., ELENGA H., REYNAUD-FARRERA I., ALEXANDRE A., BERTAUX J., MARIOTTI A., MARTIN L., MEUNIER J-D., NGUETSOP F., SERVAN M., SERVANT-VILDARY S., WIRRMANN D. 1999: Forest response to climate changes in Atlantic Equatorial Africa during the last 4000 years BP and inheritance on the modern landscapes. *Journal of Biogeography* 26: 879–885.
- WATANABE N. 1968: Spodographic evidence of rice from prehistoric Japan. *Journal of the Faculty of Science of the University of Tokyo Sec. V. 3*: 217–235.
- WATANABE N. 1970: Spodographic analysis of millet from prehistoric Japan. *Journal of the Faculty of Science of the University of Tokyo Sec. V. 3*: 357–384..
- WILDING L.P. 1967: Radiocarbon dating of biogenetic opal. *Science* 156. (3771): 66–67.
- WILDING L.P., DREES L.R. 1968: Biogenic opalin soils as an index of vegetation history in the prairie peninsula. In: BERGSTROM, R.E (ed.): *Quaternary of Illinois*, Special Publication 14. University of Illinois College of Agriculture, p. 99–103.
- WILDING L.P., DREES, L.R. 1971: Biogenic opal in Ohio soils. *Soil Science Society of America Proceedings* 35: 1004–1010.
- ZHENG Y., DONG Y., MATSUI A., UDATSU T., FUJIWARA H. 2003: Molecular genetic basis of determining subspecies of ancient rice using the shape of phytoliths. *Journal of Archaeological Science* 31: 1215–1221.
- ZUCOL A.F, BREA M., PASSEGGI E. 2008: Los estudios fitolíticos en América del Sur, Una visión retrospectiva. In: KORSTANJE M.A., BABOT M. DEL P. (eds.): *Matices Interdisciplinarios en Estudios Fitolíticos y de Otros Microfósiles*. BAR International Series 1870. p. 3–21.

A SHORT HISTORICAL OVERVIEW OF PLANT OPAL STUDIES: FROM DISCOVERY
TO MODERN APPLICATIONS

Á. PETŐ

Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management,
Department of Nature Conservation and Landscape Ecology
H-2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1., Peto.Akos@mkk.szie.hu

Keywords: phytolith, paleo- and archaeobotany, palaeopedology, palaeoecology, environmental archaeology, science history

Abstract: At the beginning of the 19th century, when pioneers of the microscopic world were delving deeper and deeper in the fascinating forms and phenomena of microscopic creatures, a German scholar, STRUVE was the first expert to report (1835) on phytoliths observed on slides prepared of living plant tissue. Paradoxically it happened a year earlier than the extraction of pollen grains from Quarternary sediments. Hundred and fifty years had to pass by – sixty-five years more as in the case of palinology – till phytolith research became an own discipline serving the goals of botany, paleoecology and environmental archaeology.

A GYEPŰ MINT KULTÚRTÁJTÍPUS SZÉKELYFÖLDÖN

AMBRUS Tünde

Pécsi Tudományegyetem, Földtudományok Doktori Iskola
7624 Pécs, Ifjúság útja 6., e-mail: tunde@gamma.ttk.pte.hu

Kulcsszavak: gyepűrendszer, településszerkezet, tízesek, mentális tér, örökségvédelem, tájhasznosítás

Összefoglalás: Székelyföld tájértékelése nem értelmezhető a történeti funkció vizsgálata nélkül. A forrásértékű okleveles történeti adatok hiányában azonban a gyepűrendszer kialakításához kapcsolódó tízesek létrejöttének kérdésére nehéz egyértelmű választ adni, nehéz pontosan rekonstruálni azt a sajátos településszerkezetet, amit a Árpád-kor haditechnikája megkövetelt a letelepítéskor. Nem véletlen, hogy a múlt századtól napjainkig a történeti, néprajzi monográfiák, útikönyvek is csak említést tesznek róla a székelység kapcsán. A feledésbe merülés súlyát, a tízesekhez kapcsolódó ismeretek fontosságát azonban mindenképpen érezniük kellett a kutatóknak. A rendelkezésre álló szakirodalmak, térképek, valamint a kvalitatív és kvantitatív adatgyűjtő módszerek segítségével végzett empirikus kutatás eredményei azt bizonyítják, hogy a tízesek a tájgenézis döntő fázisait meghatározták, és a mai napig rányomják bélyegüket a táj alapszerkezetére. A táj lakói pedig átörökítették hadiszervezetük ősi emlékeit, életmódbeli hagyományait, szokásait. Mivel a mai kor ritmusa a székely ember gondolkodását, tájvédelmét, -használatát is veszélyezteti, fontos, hogy a rendszert kidolgozó elődök példáját – amely összehangolt fegyelem, gondolkodás és tevékenység szimbiózisának eredménye – számon tartsuk és ismertessük. Nem egy romantikus faluszerkezet visszaállításáról van szó, társadalmi-gazdasági-politikai keret-szükséglet követeli meg a falutízesek fennmaradását.

Bevezetés

A tanulmány részben egy olyan táj ismertető elemzése, ahol a természeti elemek kölcsönhatásával párhuzamosan a történeti realitás a rendező elv. Székelyföldön, ha a Csíki-, a Gyergyói-havasok, a Hargita lealacsonyodó vonulatainál vagy éppen a Sövidéken járunk, gyakran találkozunk a tízes, a szer illetve szeg kifejezéssel. A belterületi objektumokat, folyamatokat, jelenségeket jelölő köznévi lexéma, a székely nyelvjárásban falurészt jelent. Ez a településtörténeti és tájföldrajzi fogalom a székely társadalomszervezés legkisebb egysége, Árpád-kori társadalmunk tízes és százaz egységekbe való rendeződésének sok változáson átment, napjainkig fennmaradt területi megjelenítése. A táj lakói ugyanis a falurészek, utcák elnevezéseiben, a tájhasználat tereptárgyaiban testet öltő eszközeivel, életmódbeli hagyományaiiban, szokásaiban máig átörökítették hadiszervezetük ősi emlékeit. Székelyföld ezzel a maga nemében egyedülálló táj kategóriának, tájértéknek, földrajzi és településszerkezeti entitásnak tekinthető. A honvédelemhez, a határbiztosításhoz, valamint a katonai stratégiához kötődő tájjelemek indokolják, hogy ezt a Földet átfogóan védelmi vagy gyepűtájként is számon tartsuk.

A történeti földrajz keretében végzett komplex székelyföldi kultúrtáj-vizsgálat (kialakulást befolyásoló természeti és társadalmi tényezők, sajátos arculat, megőrző és fenntartó elemek, szerkezetet biztosító folyamatok számbavétele) egyfajta segéd-, illetve háttértudományként járulhat hozzá a táj karakter szerkezetét biztosító tényezők, folyamatok feltáráshoz, a tájvédelemhez és a tájtervezéshez, ugyanakkor lehetőséget is nyithat a tájhasznosításhoz, javaslatokat és ajánlásokat fogalmazhat meg a vidékfejlesztést célzó tervek elkészítéséhez. Tudatosíthatja Székelyföld történetiségét, a tízesekhez kötődő életmódbeli hagyatékok társadalmi, szocializációs szerepének fontosságát. A tízesek társadalmi tőkét

jelentenek Székelyföld számára (Ex verbum: HAJNAL 2008). E tekintetben – a történeti földrajz által – nemcsak a történelem, a helytörténet, tágabban a nemzeti önismeret gazdagodhat, hanem lehetőség nyílik arra is, hogy a földrajz a résztudományaival együtt helyet kapjon a tájvédelemben, a tájtervezésben, a tájhasznosításban és a településfejlesztés összetettségét igénylő munkában.

A tájvédelem és a tájhasznosítás összefüggéseit és lehetőségeit vizsgáló kutatás alapvető célja:

- a tájkaraktert meghatározó történeti, településszerkezeti sajátosságok feltárása, dokumentálása,
- falutízesek térbeni azonosítása,
- kultúrtáj individuumát igazoló kvalitatív és kvantitatív adatok gyűjtése,
- a társadalmi-politikai-szociális és gazdasági feladatok koncepcionális meghatározása,
- a további kutatások kiindulópontjának megalapozása, amely a turizmusföldrajzban rejlő lehetőségek gyakorlati hasznosítását szolgálja.

Anyag és módszer

Annak érdekében, hogy a magyar földrajztudomány történetébe mélyen beágyazott, de eddig kellő figyelmet nem kapott folyamatokat, jelenségeket minél szélesebb körből szerzett információk alapján lehessen elemezni és értékelni, a trianguláció elve alapján (BABBIE, E. 2000), több módszer – elsődleges és másodlagos – került alkalmazásra. A másodlagos kutatás magába foglalta a székelyföldi történeti, néprajzi szakirodalom (ORBÁN 1868–1871, FODOR 1936, ENDES 1938, MILLEKER 1939, IMREH 1973, 1983, VÁMSZER 2000, ZAYZON 1997, VOFKORI 2004, EGYED 2006) tanulmányozását és feldolgozását. Az elsődleges kutatás keretében pedig a kvalitatív és kvantitatív adatgyűjtő módszerek közül a mentális térképezést alkalmaztam, amely tulajdonképpen a geográfusok és pszichológusok közösen folytatott kutatásán alapszik: a pszichológusok adják a vizsgálati módszereket, a geográfusok hozzák a földrajzi témát. Az eljárás azokat a kognitív és szellemi képességeket fogja át, amelyek lehetővé teszik, hogy a térbeli környezetről információkat gyűjtsünk, továbbá azt, hogy a térbeli magatartás kialakulásához vezető folyamatokat vizsgáljuk (DOWNS 1970, LAKOTÁR 2004, GÁL 2006).

A szakirodalom tanulmányozását és a térképek segítségével (I. katonai felmérés 1769–1772, illetve a napjainkban készült térképek) végzett vizsgálataimat helyszíni terepmegfigyeléssel, a falvak morfológiájának vizsgálatával egészítettem ki, amely egy objektívebb kép megrajzolását tette lehetővé.

Az empirikus kutatás Csík- és Kászonszék tíz falujának (1. ábra) lakosai körében készült 2007 nyarán. A vizsgálat alapját a véletlen kezdőpontú, rétegzett, szisztematikus (randomizált) kérdőíves felmérés jelentette. Az alapsokaságból kiválasztott mintából (365) 290-en töltöttek ki kérdőívet, közülük 215-en készítettek értékelhető mentális térképet. A nem értékelhető mentális térképek kategóriájába a rajzi kezdeményezések és az érintetlen lapok kerültek (26,9%).



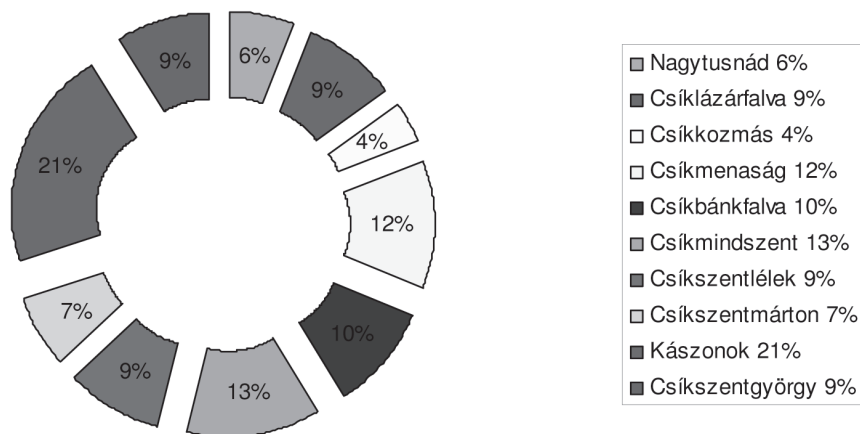
1. ábra A székely székek és a vizsgált települések földrajzi helyzete

(Forrás: KÁNYA 2003 alapján szerk. AMBRUS 2007)

Figure 1. The geographical location of the Székely “szék” and the examined settlements

(Source: based on KÁNYA 2003 ed. by AMBRUS 2007)

A mintába került megkérdezettek arányát falvak szerint (mintavételi hányad) a 2. ábra szemlélteti. Csíkkozmás kis százalékkal (4%) szerepel a mintában, mert a kiküldött kérdőíveket csak 55%-ban töltötték ki.



2. ábra A vizsgált települések lakosainak részesedése a mintavételben

(Forrás: A helyi lakosok körében végzett felmérés alapján szerk. AMBRUS 2008)

Figure 2. The contribution rate of the population in the sampling

(Source: Survey carried out among the local inhabitants, ed. by AMBRUS 2008)

E kutatás fő indítéka és egyben eredménye: a szakirodalomban említett falutípusok térbeni azonosítása, illetve ismerete, megvizsgálni azt, hogy a történelem egyedi „megoldásai” – a településrészek – hogyan és milyen mértékben tükröződnek a fejekben (CSÉFALVAY 1990).

A mentális térképezéshez kapcsolódó feladatsor két részből tevődött össze: tényleges térképezés valamint kiegészítő kérdések. A tényleges térképezés esetében a megkérdezettek egy-egy üres A/4-es lapra falujuk térképét kellett lerajzolják emlékezetből – kulcsingervezérelt felidézéssel (irányított felidézés) – mindenféle segédeszköz használata nélkül,

megadott idő (8 perc) alatt. A kiegészítő kérdések tartalmi vonatkozásokra irányultak, amelyek segítették a „beszélgetés” folyamatosságát, illetve kontrolláló szerepük révén a településszerkezetben rejlő értékek tudatosságának felderítését, a tudati elemek összegyűjtését.

A térre vonatkozó információk (elhelyezés, alak, arány) feldolgozása alapvetően fejben, azaz a mentális térképek egybevetésével, a hagyományos statisztikai eljárásokkal feldolgozható adatok pedig a SPSS 7.5 for win számítógépes szoftver csomag segítségével történt. Az analitikus adatok térképi megjelenítése nem programcsomaggal történt, mert rugalmatlan a szerkesztésben, legalábbis ahhoz képest, amit jelen esetben a mentális térképek adatainak feldolgozása megkövetelne.

Eredmények és megvitatásuk

A kutatás eredményeit a használt módszerek szerint négy szempont szerint ismertetem:

- a kutatás alanyi alapjának áttekintése
- a tízes mint a tájkaraktert meghatározó településszerkezeti alapegység
- székely tízesek a mentális térképek tükrében
- székely tízesek a tájhasznosítás, a tájérték és örökségvédelem fókuszában

A kutatás történeti alapjának áttekintése

A Kárpát-medencében a védelem korai (honfoglalás kori) morfológiai elemeihez tartozik a változó stratégiai koncepciójú gyepük és gyepüelvek védőrendszere. Mind a stratégia, mind a taktika megtervezésének, megszervezésének kiindulópontja az adott földrajzi tér természetföldrajzi viszonyai. Minden idők védelmének a lehető legnagyobb összhangban kell lennie a természeti adottságokkal, mert ezek határozzák meg a mesterséges védőrendszer célszerű vagy célszerűtlen voltát (SZABÓ 1999). A Kárpátok nyújtotta természetes védővonal kiemelkedő szerepet játszott a védelmi stratégia kidolgozásában. A síkságokon a vizenyős helyek, a mocsaras területek, hegyvidéken a változatos morfológiai formák (hegyek, völgyek, szorosok) kínálták a katonai hasznosítás lehetőségét. A legvédtelenebb pontokhoz pedig – királyi rendeletre – székelyeket telepítettek, akikről közismert, hogy merőben katonáskodásra termettek.

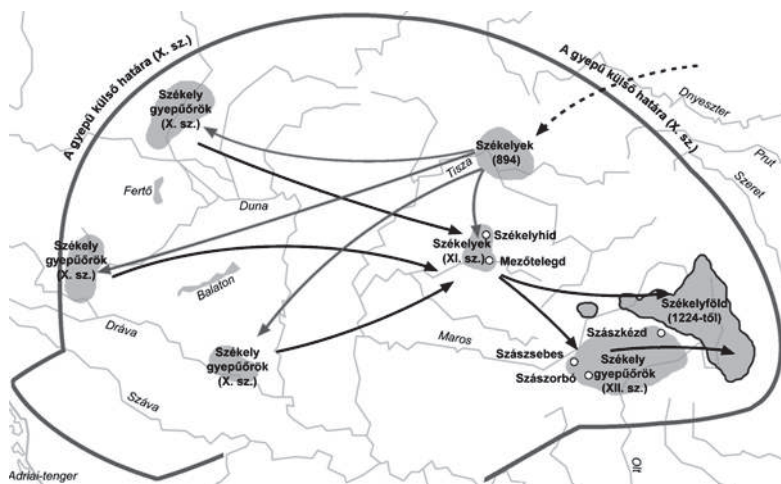
Mivel a gyepűrendszer megjelenésében a legszembevetőbbek az emberi település-állomány és a társadalmi-gazdasági tevékenység különböző formái, ezért ennek a tájnak az arculati vizsgálatok a székelyek be- és letelepítésének tér- és időbeli változásaiból, körülményeiből indulunk ki a különböző felfogású történészek (FODOR 1936, GYÖRFFY 1990, SZABÓ 1999, VARGA 2001, KRISTÓ 2002, EGYED 2006) nyomán.

Ismert, hogy a honfoglaló magyarság frontja nyugati orientációjú volt, a nyugati sebezhető kapukban jelentős őrségi településeket hoztak létre, a völgyeket (Zala, Kerka folyók) kísérő dombokat egész hosszúságukban örökkel erősítették meg, mint például az Őrség és Göcsej vidéke (FODOR 1936). Ezeken a tájakon találkozhatunk napjainkban is a legtöbb védelmi funkciójú helynévadattal (Őriszentpéter, Őriszentgyörgy, Őrimagyarósd, Őriszentvid, Hidvég) és azzal a sajátos településszerkezettel – szer, szeg – amit a haditechnika megkövetelt a honfoglalást követő időszakban. Ez a történetiség ma már érthető módon ad magyarázatot arra, hogy a nyugati határvidék sajátos település-

szerkezetével és helynévadatával a legkeletibb gyepűkapuban, Székelyföldön is találkozhatunk (AMBRUS-CSAPÓ 2007). A hegységek felé azonban nem volt szükség összefüggően kiépített, mesterségesen megerősített védvonalra, mint a nyugati végeken. Itt valószínűleg a völgyeket állták el, a forrásvidéken pedig figyelőhelyeket, leshelyeket alakítottak ki (FODOR 1936).

Annak ellenére, hogy a gyepűk térben és időben átalakuláson mentek keresztül, kétségtelen, hogy az egykori védvonalak elhelyezkedése között bizonyos összefüggések állapíthatók meg. Ezeknek az országos gyepűknek az elhelyezkedése felhívja a figyelmet a nyelvi, néprajzi viszonyok közötti kapcsolatra is. A rokonságot egyébként több szerző (pl. KOGUTOWICZ 1930, TŰSKÉS 1981, HERÉNYI 1998, KRISTÓ 2002.) is – elsősorban nyelvi, kulturális, népszokás- és építészetbeli hasonlóságok alapján – felveti, mely hipotéziseket mindeddig írásos dokumentum nem cáfolt meg.

A gyepű eleitől fogva azonban csak gát, védelmi vonal volt, de nem egyúttal ország-határ is. Az országos gyepűvonalak és országhatárok nem egybeeső fogalmak (FODOR 1936). Ezt jól példázza az utolsó keleti, belső gyepűrendszer térbeli változása, fokozatos kitolódása a tényleges határig. A XI. században, amikor egyre gyakoribbá váltak a keleti nomád népek (kunok, besenyők) támadásai – a Kárpát-medence nyugati gyepűkapuiból – a székelyeket áttelepítették a történelmi értelemben vett Erdély nyugati kapujához, majd később Dél-Erdélybe, a déli határszakasz védelmére (3. ábra). A végső letelepülési területüket, a mai Székelyföldet 1224-ben érték el (KÁNYA 2003).



3. ábra A székelyek letelepedése a Kárpát-medencében

(Forrás: KÁNYA 2003 alapján szerk. AMBRUS 2008)

Figure 3. The settlement of the Székely's in the Carpathian Basin

(Source: based on KÁNYA 2003 ed. by AMBRUS 2008)

A gyepűk előretolásával azonban nem csak a katonai, hanem a települési folyamat is haladt előre. Ez az előrehaladó folyamat nem egyenletesen, hanem ugrásszerűen, lépcsőzetesen egy-egy újabb terepvonalra helyeződött, tehát nem sűrűlt végig az egész területet. Ahová tették az újabb gyepűket, oda tömegesen települtek székelyek. A régi és az újabb gyepű közti terület azonban alighanem üresen maradt, azaz nem órállókkal telepítették be, hiszen a gyepűket oláh sávok követik (FODOR 1936).

Nem kizárt, hogy a Kárpát-medence azon területein, ahol a gyepük kialakultak, sok helyen kimutathatók a kor haditechnikájának megfelelő településszerkezet nyomai. Hogy az említett kutatók Székelyföldön csak a csík-, gyergyószéki és kászonfiúszéki tízeseket említik, annak az oka, hogy itt maradt meg ez a szerkezet, ez a nevezéktan napjainkig, de valószínű éppúgy megtalálható a történelmi értelemben vett Erdély nyugati kapujában, mint ahogy kikövetkeztethető lenne a Dráva vonalán, valamint északon a Mosoni kapunál az őrségi és göcseji szerek, szegek világához hasonlóan.

A székely tízes kialakításának mint település-, illetve tájszerkezeti elemnek haditechnikai okaira számos kutató rámutatott és párhuzamot vont a török és a mongol népek hadiszervezetével (FODOR 1936, ENDES 1938, MILLEKER 1939, IMREH 1973, 1983 EGYED 2006). Feltételezések szerint a letelepedés a legkisebb hadi egységgel, a tízessel kezdődött, amely vérségi kapcsolaton alapult tíz család összetelepülése révén. A határőrség tízesek szerinti megszervezése nagy befolyást gyakorolt annak gazdasági, egyházi, közjogi, adminisztratív életére is.

Az ország védelméért tett dicséretes szolgálatért a székelyek királyi kegyelemben részesültek (adómentesség), privilégiumokat kaptak (LÁSZLÓ és LÁSZLÓ (2005). Kiváltságait nem adományozás útján kapták – mint az erdélyi szászok – hanem a településkori ősfoglalás jogán és az állandó katonai szolgálataik fejében. A letelepedés ezért történhetett vérségi, azaz törzsi közösség szerint, ezért lehetett szabad tulajdonosa az elfoglalt területnek, így hozhatott létre egyedi tájszerkezetet, illetve önszabályzó rendet (közösségi életforma, erőforrásokhoz való hozzáférhetőség szabálya, közteherviselés stb.). Ez az önmeghatározást bizonyító térségi öntudat napjainkban is megnyilvánul Székelyföldön, és olykor nem véletlenül erősödik fel.

A tízes mint a tájkaraktert meghatározó településszerkezeti alapegység

A mai modern földrajztudományban a táj fogalma egy rendszerező, a természeti környezet és a társadalom szintetizáló kategóriájává vált. Ahhoz, hogy ezt az elméleti konstrukciót elvégezhessük a tájfaktorokat az analízis eszközévé kell tegyük.

A természeti környezet és az ember kölcsönhatásának legszembevetőbb bizonyossága a település. Amikor a tízest mint településszerkezeti alapegységet egy adott földrajzi tér társadalmi, gazdasági és műszaki struktúrák rendszereként értelmezzük (TÓTH 1998), akkor a természeti és a történelmi funkciók szoros kölcsönhatásából kell kiindulni. Ha párhuzamot vonunk a fokozatosan elöretolt gyepükkel, valószínűsíthető, hogy a hegyvidék előtt az első, leghamarább megerősített, tízessel ellátott pontot ott alakították ki, ahol a völgy a síkságra kinyílt. Majd egy feljebb eső völgygyorsulat ellátására került sor, és végül a folyó forrásvidékének hágóíhoz tolódtott fel a védelmi, vagy esetleg csak megfigyelési pont. A tízesek kialakulásában tehát fontos szerepet játszott a domborzati formák változatossága, a felszín tagoltsága, a folyóvizek bősége és a növénytakaró (erdők) gazdagsága.

A vízfolyások által létrehozott völgytalpi szélesedésekbe, a medencék peremére (4–5. ábrák), a medencék alluviális síkságaira való visszahúzódásuk (6. ábra) csak később, és szintén szakaszonként és lépcsőzetesen – elsősorban a békésebb időszakokban – következhetett be, amikor megnőtt az igény a kedvezőbb életfeltételeket nyújtó természeti környezet iránt. Ezt a lehúzóást igazolják a domboldalok megművelésének markáns jelei, az ún. muzsdák (2–4 m magas agroteraszok (5. ábra), amelyeket évszázadok alatt alakítottak ki egyirányú szántással) mint kultúrformológiai elemek, a hajdani épületek

alapkövei, romjai (amelyek még nem állnak a műemlékvédelem illetékességi körében) mint épített örökségek (7. ábra) és a telephelyeket összekötő, régi hegyi utak maradványai is.



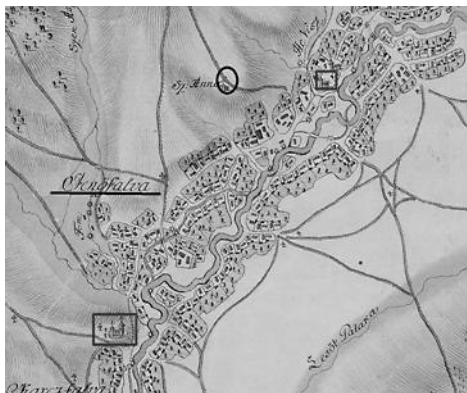
4-5. ábra A tízesek földrajzi helyzete

(Forrás: Az I. katonai felmérés 1769–1772, Fotó: AMBRUS 2008)

Figure 4-5. The geographical location of the “tízesek”

(Source: The first military survey 1769–1772, Photo: AMBRUS 2008)

Az idők folyamán a medencékben lévő erdőket fokozatosan kiirtották, a mocsarak vizét lecsapolták, bevezették a folyók medrébe. Így lassan kiszáritották a területeket. Ezek a simább, tágasabb területek alkalmasabbak voltak az intenzívebb földművelésre, mint a lejtős területek. A tízesek ezen fejlődésével, és funkcionális átalakulásával a tájat alkotó elemek, struktúrák természetesen átrendeződtek.



6. ábra Csikkarcfalva, Csikjenőfalva és Csikszenttamás tízesei

(Forrás: Az I. katonai felmérés 1769–1772)

Figure 6. The “tízes” of Csikkarcfalva, Csikjenőfalva and Csikszenttamás

(Source: The first military survey 1769–1772)



7. ábra A csíkszenttamási Csonka-torony (Fotó: AMBRUS 2008)
Figure 7. The Csonka Tower of Csíkszenttamás (Photo: AMBRUS 2008)

A kedvező természeti adottságok (jó minőségű szántóterület, bővizű patakok) tették lehetővé, hogy részlegesen vagy teljesen egybeforrjanak a tízesek. Mára már kisebb hányaduk emlékeztet eredeti állapotukra. A konzerválódás tipikus példaként említhetjük Csíkmindszent (Sillók-, Prédák-, Templom-, Józsa-, Nagy-, Ambrus-, Hosszúaszó-tízes) tízeseit, amelyek tájféldrajzi kultúrreliktumnak is tekinthetők (8. ábra). A különálló tízes egy sajátos társadalomszervezési egység területi megjelenése, lényegesen több mint a tanya, nemcsak térbeli kiterjedése, hanem szervezettsége révén is (AMBRUS 2006). Tanulmányozásuk nagymértékben segít bennünket a székelyföldi tájszerkezet kialakulásának megértésében.



8–9. ábrák Csíkmindszent és Csíkszentmárton tízesei

(Forrás: Hargita – Képes megyeatlasz 2005 alapján szerk. AMBRUS 2008)

Figure 8–9. The “tízesek” of Csíkmindszent and Csíkszentmárton

(Source: based on Hargita – Képes megyeatlasz 2005 ed. by AMBRUS 2008)



A tízesek egymástól 100–500 méter távolságra helyezkednek el, ma 20–80 házat, családot tömörítenek. Ezért a tájképi szétszórtságért szokták tréfásan mondani: „imitt – amott Mind szent”. Minden tízes néhány utcából áll. A hét tízeséből négy tízes (Sillók-, Prédák-, Templom-, és Józsa-tízes) összenövése következett be (8. ábra).

A legszigeteltebb tízes – Hosszúaszó – a kedvezőtlen természeti adottságok (a szántó-föld rossz minősége, korlátozott kiterjedése) miatt fokozatosan elsorvadt. A ma épülő házak egy új típusú telep megjelenését eredményezik, amely településszerkezetileg és funkcionalitását tekintve is teljesen más lesz, mint a régi falutízes. Ezek már vadhajtások a tájban. A legfrissebb divatirányzatú lila, narancssárga, rózsaszín vagy piros „kacsacsőrű” épületek eltérnek a tradicionális, tájba illő kiérlelt és letisztult épületállomány stílusától, ugyanakkor egy téves modellt adnak, ami a modernséget és az újról alkotott képet illeti.

Míg a kedvezőtlen természeti feltételek (folyóvíz, szántó-föld hiány, földrajzi elszigeteltség) a falutízesek (szegek, szerek) lassú gyarapodását, kezdetlegesebb stádiumban való konzerválását, adott esetben egyes falurészek elnéptelenedését, elsorvadását és eltűnését idézték elő, addig a kedvező feltételek (jó minőségű szántóterület, bővizű patakok melletti fekvés) térbeli növekedést, terjeszkedést, összenövést eredményeztek (9. ábra). ENDES (1938) a következőképpen összegzi a településtörténeti fejlődés e sajátos mozzanatát: „A tízesekből lettek később a falvak, s a tízesek ezek tízesei lettek...”

A mai székelyföldi települések földrajzi helyzetét és szerkezetét vizsgálva, tehát egyértelműen feltűnik, hogy a védőfunkciót teljesítő székelység a természeti környezet biztonságosabb részén teremtette meg lakóhelyét. Természetes dolog, hogy a völgyekbe, völgytalpi szélesedésekbe, a medencék peremén telepedett le. Figyelembe véve a domborzati és talajtani adottságokat, a vízfolyások közelségéhez lehetett és kellett igazodni. Így a táj geomorfológiai adottságaihoz messzemenően igazodva alakultak ki a legkülönbözőbb morfológiájú falutípusok, a tízes, szeges, szeres települések. A későbbiek során elsősorban domborzati, vízrajzi adottságok miatt fejlődhettek lineárisan a tízesek (9. ábra). Sok helyen az épített út követi a patakok medrét. Ahol az utak keresztezik a vízfolyásokat, azok csomópontjában találjuk a települési góccokat.

A térbeli alakulást és fejlődést a természeti adottságok, a terep- és birtokviszonyok mellett az antropogén tényezők (demográfiai növekedés, növénytermesztés térhódítása, történelmi események) és a természeti csapások (tűzvész, árvíz) is jelentősen befolyásolták, mind morfológiai, mind funkcionális és szerkezeti szempontból (ELEKES 2008), vagy akár létükben.

Székely tízesek a mentális térképek tükrében

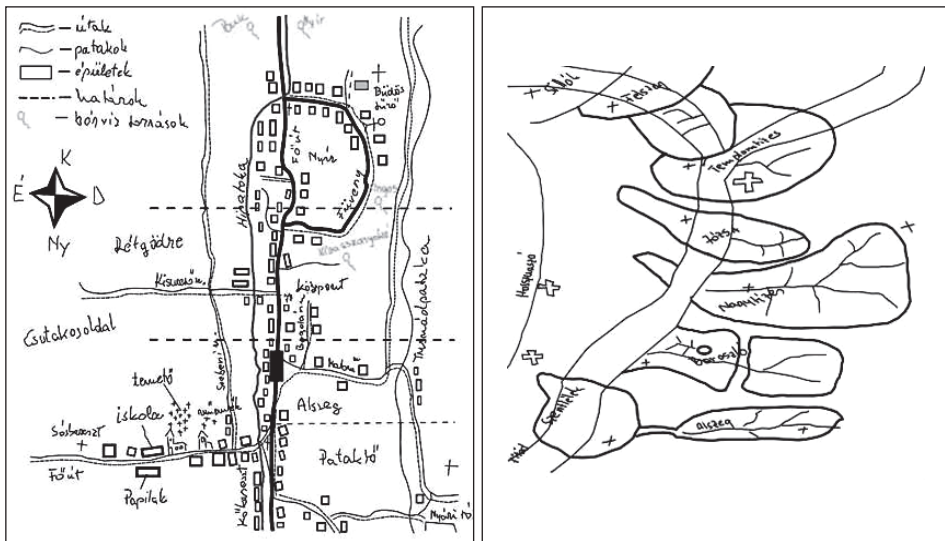
Az empirikus kutatás keretében végzett mentális térképezés eredményei és az ehhez kapcsolódó kiegészítő kérdésekre kapott válaszok ennek a kultúrtájnak az individuumát igazolják; dokumentálják, hogy a tízesek ma is létező közösségi entitások, a falvak belső működését, szerkezetét, alakját ma is meghatározó egységei.

IMREH (1973) hangsúlyozza, hogy a tízesszervezet a legerőteljesebben Csík- és Kászonfűszéken (1. ábra) bontakozott ki, és itt is maradt fenn a leginkább mint tájkaraktert meghatározó fontos elem. Éppen ezért készült a felmérés Csík- és Kászonszék tíz falujának lakosai körében (1. ábra).

A tízeseket azonban itt is változó mennyiségben és minőségben, sokszor csak töredékesen olvashatjuk ki a tájból, de azok a reliktumok, illetve az a helynévanyag, amelyet a lakosság nemzedékeken keresztül átörökölt, a települések múltjának szerepét magyarázzák. Ugyanakkor egy olyan normatív erőt jelentenek, amelyek a székely társadalom fennmaradását biztosították. A népéletnek pedig olyan kibontakozási keretet nyújtottak, amelyben kialakultak és megszilárdultak, amelyhez napjainkig is kötődik

egy bizonyos népi kultúra, iratlan „törvény”. A modernizáció megkésettisége, a paraszti tájhasználat konzerválódása máig élte a történeti kultúrtáj-elemeit. Ennek tükrében a mentális térképezés keretében végzett ismertséget, illetve tudatosságot célzó vizsgálat leglényegesebb eredményeinek a következők tekinthetők:

- Az eddigi településszintű alkalmazások során kistérségi hatókörű kutatásban is bebizonyosodott az alkalmazott „behaviorista forradalom” módszerének (CSÉFALVAY 1989) használhatósága. A megmaradt településszerkezeti reliktumok felismerhetők a rajzokon, a kultúrtáj mai állapota felvázolható (10–11. ábrák).
- A geomorfológiai és a vízrajzi adottságaihoz igazodva, elsősorban lineárisan fejlődtek a tízes, szeges, szeres településrészek (10–11. ábrák).



10–11. ábrák Ahogyan egy csiklázárfalvi és egy csikmindszenti látja faluját
(Forrás: A helyi lakosok körében végzett felmérés alapján szerk. AMBRUS 2008)

Figure 10–11. Mental maps of Csiklázárfalva and Csikmindszent

(Source: Survey carried out among the local inhabitants, ed. by AMBRUS 2008)

- A táj lakói a falvak, falurészek, utcák elnevezéseivel (az értékelhető 215 rajzon összesen 961 tízes és 985 utca név) máig átörökítették hadiszervezetük ősi emlékeit (10–11. ábrák). A nevekben is kifejezésre juttatott tájismeretben nemzedékek tapasztalata összegződik, öntudat alatt szintetizálódik.

Összevetve a táblázatban összegyűjtött tízes nevek számait (falvanként) Vámszer Géza 1930-as években végzett székely településszerkezettel kapcsolatos módszeres (kérdőíves) felméréseivel (VÁMSZER 2000), megállapítható az alacsonyabb számú említettség. (1. táblázat). Csíkkozmás esetében egyszer sem jelent meg Középtíz/ Középszeg mentális tere (tízese), ami adódhat a minták 55%-os kitöltöttségéből. A tulajdonképpen Csíkmenasághoz tartozó negyedik tízes, az „elpottyantott” Pottyond nem nőtt össze a három tízessel. Valószínű éppen ezért külön faluként tartják számon a megkérdezettek. A Kászonyjfaluhoz tartozó Hermánszeg és Ajnád tízesek, valamint Kászonyjakabfalva Buta tízese szintén nem kerültek említésre. Ennek oka – a már említett – a nem részletező mentális térképekkel magyarázható. A ma közigazgatásilag

Csíksgyörgyhöz tartozó Kányák és Források tízesének hiányára nem kínálkozik más magyarázat, mint, hogy az összenövés következtében feledésbe merültek.

1. táblázat A tízesek ismertségének összehasonlítása az 1930-as években végzett felméréssel

(Forrás: VÁMSZER 2000 és a 2007-es kérdőíves felmérés adatai alapján szerk. AMBRUS 2008)

Table 1. Comparison of the notoriety of the tízes with the survey undertaken in the 1930s

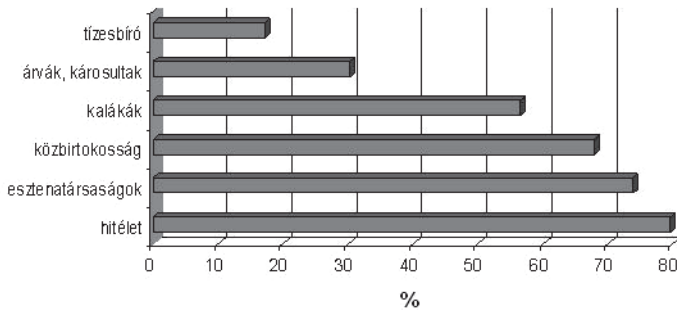
(Source: VÁMSZER 2000 and based on the findings of the questionnaire survey in 2007, ed. AMBRUS 2008)

<i>A település neve</i>	<i>1930-as évek</i>	<i>2007</i>
Tusnád	4	4
Csíklázárfalva	2	2
Csíkkozmás	3	2
Csíkmenaság	5	4
Csíkbánkfalva	5	5
Csíksgyörgy	5	3
Csíkminsztent	7	7
Csíksgzentlélek	4	4
Csíksgzentmárton	6	6
Kászongfeltíz	5	5
Kászongaltíz	4	4
Kászongimpér	5	5
Kászongjakabfalva	5	4
Kászongújfalú	4	2

- Kiemelt szerepet kapnak a szakrális emlékek szimbólumainak megjelenítései – keresztek, csengettyűk, faharanglábak – amelyek a valóságnak megfelelően többnyire a tízes bejáratánál vagy a központjában, valamint utcaelágazásoknál tűnnek fel (10–11. ábrák). Összesen 741 szakrális emlék számlálható meg a rajzokon. A kiegészítő, kontrollkérdésre kapott válaszokból derül ki, hogy milyen fontos szerepet játszanak tudatukban a vallási üzeneteket hordozó tereptárgyak. A megkérdezettek 34%-a véli úgy, hogy a keresztek a hitélet gyakorlását, 43%-a, hogy a térbirtoklást jelképezik.
- A helyi lakosság az önszerveződésnek a tudati elemeit, életmódbeli hagyatékait, szokásrendjét – amelyek tulajdonképpen biztosították a mindenkorai közösségi élet működését, az erőforrásokhoz való hozzáférhetőség szabályait, a hitélet, az egyházközösségek megszervezését és a közteherviselést – ma is ott hordozza mentalitásában.

A tízesek gazdasági szerepe elsősorban az állattenyésztés terén maradt fenn. Az összesített válaszok szerint a megkérdezettek abszolút többsége (73,8 %-a) állítja, hogy az esztenantársaságokat (a juhtartás közösségi irányítása, szervezése) tízesek szerint szervezik (12. ábra). A hitélet és a közbirtokosságok tízesek szerinti megszervezése is nagy jelentőséggel bír a válaszadók körében (79,6%, illetve 67,9%). Még mindig él az a hagyomány, hogy főként a mezőgazdasági és az építkezési munkálatokat kalákákban végzik (segítségmunka, amely alapvetően az egyén és közösség között létrejövő kapcsolatok szabályozására szolgál), az árvákat, károsultakat tízesek szerint segítik.

A válaszok arányából kitűnik (a kalákák 56,5%-os, az árvák, károsultak 30,3%-os említettséggel) azonban, hogy ezek az örökségek, íratlan törvények csorbultak a leginkább. Szembeötlő, hogy viszonylag kevesen állítják, hogy a tízesbíró intézményét visszaállították (a felmérésben résztvettek 17,2%-a). Ez az eredmény abból adódik, hogy a vizsgált települések közül – a rendszerváltás óta – csak Csíkszentgyörgyön működik újra ez a rendszer.



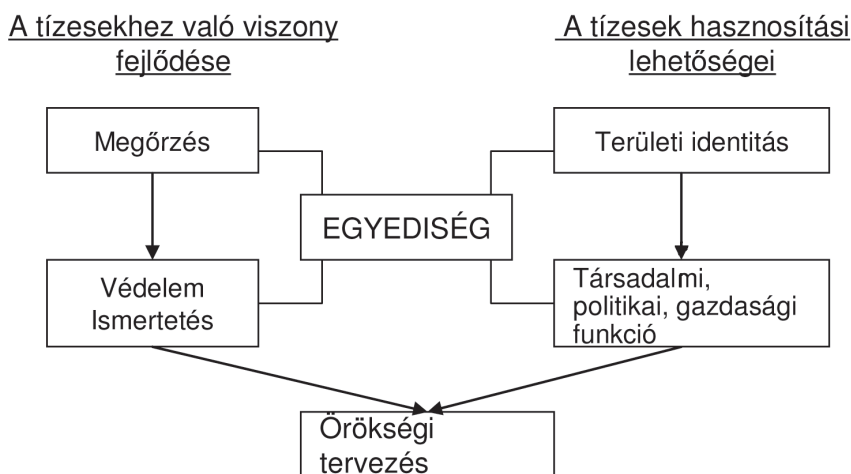
12. ábra A településszerkezetből adódó életmódbeli hagyományok és szokásrendek tudati elemeinek tartalma (Forrás: A mentális térképekhez kapcsolódó kiegészítő kérdések alapján szerkesztette AMBRUS 2008)
 Figure 12. The content of mental elements and the specific lifestyle based on the settlement structure (Source: based on the supplementary questions regarding the mental maps, ed. by AMBRUS 2008)

Székely tízesek a tájértékelés és örökségvédelem, illetve a tájhasznosítás fókuszában

A történeti kultúrtájelemek és -részletek fogyatkozása, eltűnése miatt, az egyediség egyre inkább az egyik legfontosabb értéknövelő tényezővé válik (AUBERT 2001). Így a gyepek karakteres emlékeit még őrző székely tízesek, és az ehhez kapcsolódó életmódbeli hagyományok az örökségvédelem tervezése szempontjából egyre fontosabbak, a tájhasznosítás perspektívájából pedig egyre értékesebbek (GYURICZA 2008) lehetnek (13. ábra).

A tájértékelés központi kritériuma a táj elemeinek egyedi megnyilvánulása. A táj egyediségét pedig szerkezete, belső lényege és a hagyomány körvonalazza (ILYÉS 1999). Ezek együttesen járulhatnak hozzá a területi identitás erősítéséhez. A térségfejlesztésnek pedig az identitástudat nemcsak célja, hanem egyben kiindulópontja is (SPIEGLER 2006), egy olyan stabil alapot jelent, amely lehetőséget teremt a társadalmi, politikai, szocializációs és gazdasági funkciók eredményes tényérésének. A tájhoz érzelmileg kötődő lakosságnak ugyanis sikeresebb és eredményesebb az útkeresése, mint a betontenger közepén élőknek (AMBRUS 2008). Az egyedi múlttal rendelkező gyeptáj megismerése, védelme azonban nem az ideáltípus keresése, hanem napjaink össztársadalmi érdekeként fogható fel.

Éppen ezért a történeti földrajznak alkalmazott kutatásterületé kell fejlődnie a sajátos múlttal rendelkező Székelyföld esetében is. A kultúrtáj reliktumok számbavételét célzó vizsgálat – a megváltozott politikai-gazdasági helyzetben – az ismeretterjesztést, az örökségvédelem felismerését szolgálhatja és mobilizálhatja a megkopott identitáselemeket, ugyanakkor a turisztikai terméket, illetve formákat töltheti meg sajátos tartalommal.



13. ábra A tízesek örökségi tervezésének elméleti konstrukciója (Szerk. AMBRUS)
 Figure 13. Theoretical construction of the heritage planning of the „tízesek” (Ed. AMBRUS)

A turistapiacokért folyó versenyben azok a térségek tudják szerepüket megerősíteni, ahol olyan komplex turisztikai termékek kialakítására törekednek, amelyek egyedi vonzerőkön alapulnak (GYURICZA 2008). Székelyföld pedig abban érdekelt, hogy a „sajátos motivált-ságú” turistaréteg fogadására felkészüljön, és lehetőséget kínáljon a táji értékek megismertetésére, hogy a turistáknak az a bizonyos szegmense jelenjen meg, akiknek fontos a hagyományok ápolása, a kultúrtörténeti értékek tisztelete, illetve mentése.

Összegzés

A Székelyföld a maga tájalkotó elemeivel a nagy egyediségű táj kategóriák közé sorolható, hiszen a tízesek a tájgenézis döntő fázisait, szakaszait reprezentálják és a mai napig rányomják bélyegüket a táj alapszerkezetére.

A tízesek elhanyagolt társadalmi-gazdasági-politikai és nem utolsósorban tájrehabilitációs kérdésének időszerű felismerése, értéke nem a földrajzi tudásban van, az csak eszköz, hanem a földrajzi gondolkodásban, amely szak- és foglalkozásbeli felfogásokat hoz közelebb egymáshoz. Ha a történeti földrajz meg tudja érteni a tájnak ezt az összetartó erejét és érték hordozó voltát, akkor egy részecskével hozzájárul ahhoz, hogy egyetemesebb világlépet formálhassunk magunknak a múltból.

A tízesek védelmével az emberi tevékenység által létrehozott táj karakter rögzítését szolgálhatjuk, ugyanakkor a hagyományörző gondolkodás egyik legszebb példája valószínűleg meg általa. Ha ennek a tájnak egy tradicionális, tájba illő, kiérlelt és letisztult stílusát, arculatát egyszer kialakították, nem tűnhet el még akkor sem, amikor a születéséhez vezető feltételek már elenyésztek (AMBRUS 2008). Ennek a felismerésnek az érdekében időszerű és célszerű lenne a székelyföldi tájtörténeti kutatásokat módszeresen folytatni.

A stratégiák korát élve az egyre komplexebbé váló tematizációk és egyre szerteágazóbb beavatkozási területek követelik meg az átfogó eljárásokat, hiszen csak a helyzetbemutató, célokat kijelölő és felelősséget vállaló elemzések teszik lehetővé az erőforrások megtervezését és kielégítő kiaknázását. Székelyföld történetének mostani „fordulóján” az államszocializmus hátrányából is lehet össztársadalmi előnyt kovácsolni! Ezt azonban csak úgy érdemes, hogy a tudomány és a politika csak léteben jelenjen meg, az emberek maguktól kezdjenek el gondolkodni és ne a leépülő tendenciát akarják elviselhetőbbé tenni.

Az őrségi vonzerőleltárba meghatározó szerephez jutó „szerek világa”, mint turisztikai termék Székelyföld számára mintaértékű szempontrendszernek tekinthető. A térségi összefogás eredményéből származó, sikeresen hasznosítható turisztikai termékek közül adaptálható a történetiségen alapuló sajátos településszerkezet és az ehhez kapcsolódó kínálati elemek.

Felhasznált irodalom

- AMBRUS T. 2006: Falutizések a székely székek településszerkezetében Csík- és Kászonszék példáján. In. FÜLEKY Gy. (szerk.): A táj változásai a Kárpát-medencében Település a tájban. Környezetkimélő Agrokémiáért Alapítvány, Gödöllő, pp. 22–29.
- AMBRUS T. 2008: A székelyföldi falutizések a turizmus fókuszában Mentális térképek a kistérségi hatókörű kutatásban. Kézirat. 12p.
- AMBRUS T, CSAPÓ O. (2007): Ha a táj szab az életnek teret – a természeti adottságok szerepe a településszerkezet kialakulásában a székely falutizések és az őrségi szerek példáján. In MÁTHÉ Cs., MÖCSY I., URÁK I., ZSIGMOND A. (szerk.) III. Kárpát-medencei környezettudományi Konferencia tudományos közleménye, Kolozsvár, pp. 43–49.
- AUBERT A. 2001: A turizmus és a területfejlesztés stratégiai kapcsolata Magyarországon. Turizmus Bulletin 5. évfolyam 1. szám pp. 44–49.
- BABBIE, E. 2000: A társadalmtudományi kutatás gyakorlata. – Balassi Kiadó, Budapest, pp. 30–491.
- CSÉFALVA Y Z. 1989: „Behaviorista forradalom” a geográfiában. In. Földrajzi Értesítő 38 (1–2): 145–165.
- CSÉFALVA Y Z. 1990: Térképek a fejekben. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 156 p.
- DOWNES, R. M. 1970: Geographical space perception. – In. CSÉFALVA Y Z. 1989: „Behaviorista forradalom” a geográfiában. – In. Földrajzi Értesítő 38 (1–2), pp. 147–165.
- EGYED Á. 2006: A székelyek rövid története a megtelepedéstől 1918-ig. – Pállás Akadémia Könyvkiadó, Csíkszereda, 318 p.
- ELEKES T. 2008: A földrajzi tényezők szerepe a településfejlődésben. Budapest-Pécs: Dialóg Campus Kiadó, 2008. 160 p.
- ENDES M. 1938: Csík-, Gyergyó-Kászon-székek (Csík megye) földjének és népének története 1918-ig. – Akadémia Kiadó, Budapest, pp. 1–96.
- FODOR F. 1936: Adatok a magyar gyepük földrajzához. – In. Hadtörténeti közlemények 37. évf., pp. 113–144.
- GÁL V. 2006: Középkorú vizsgálati csoportok Dél-Dunántúl képe kognitív térképeken. – In. Pap N. (szerk.): A Balatontól az Adriáig. – Lomart Kiadó, Pécs, pp. 201–210.
- GYÖRFFY, Gy. 1990: A magyarság keleti elemei. Budapest: Gondolat Kiadó, pp. 5–43.
- GYURICZA L. 2008: Turizmus nemzetközi földrajza. – Dialóg Campus Kiadó, Pécs, 302 p.
- Hargita 2005: Képes megyeatlasz. Topo Service Rt. Csíkszereda, pp. 17–142.
- HERÉNYI I. (1998), Párhuzam a nyugati és keleti végvidék között, *Vasi Szemle*, LII. évf. 2. sz.
- ILYÉS Z. 1999: A történeti védelmi táj szerveződése Gyimes példáján. In FÜLEKY Gy. (szerk.): A táj változásai a Kárpát-medencében, Gödöllő pp. 325–330.
- ILYÉS Z. 2003: A szakrális táj történeti szerveződése Gyimesben. Székelyföld, pp. 109–122.
- IMREH I. 1983: A törvényhozó székely falu. – Kriterion Könyvkiadó, Bukarest, pp. 7–271.
- IMREH I. 1973: A rendtartó székely falu. – Kriterion Könyvkiadó, Bukarest, 294 p.
- KÁNYA J. 2003: A székelyek eredettörténete. – In. HORVÁTH Gy. (szerk.): Székelyföld. MTA RKK. – Dialóg – Campus Kiadó, Budapest – Pécs, pp. 27–60.

- KOGUTOWICZ, K. 1930: Dunántúl és Kisalföld írásban és képekben I—II. Szeged: Magyar Királyi Ferenc József Tudományegyetem Földrajzi Intézete.
- KRISTÓ, Gy. (2002a), *A székelyek eredete*. Budapest: Balassi Kiadó, pp. 3–67.
- LAKOTÁR K. 2004: „Bennünk élő” szomszédainkról. – In. Iskolakultúra 14 (11), pp. 109–116
- LÁSZLÓ M., LÁSZLÓ A. 2005: Székely telepítések a Kárpát-medencében (és azon is túl). In Pap N., Végh A. (szerk.): IV. Magyar Politikai Földrajzi Konferencia A Kárpát-medence politikai Földrajza, PTE TTK Földrajzi Intézet, Pécs, pp. 128–137.
- MILLEKER R. 1939: A székely tízesek. – Debreceni Szemle, XIII. évf., januári 1 (128) szám.
- ORBÁN B. 1868–1871: Székelyföld leírása történelmi, régészeti, természetrajzi s népismereti szempontból. 1–26 füzetek. – Helikon és a Magyar Könyvkiadó, Budapest.
- SZABÓ J. 1999: Az Árpád-vonal katonaföldrajzi jelentősége. Földrajzi Közlemények CXXIII./XLVII./Kötet, 1–2 szám, pp. 62–64.
- SPIEGLER P. 2006: A turisztikai imázs és a területi identitás jelentősége a térségi marketingben. Példák a Dél-Dunántúlról. Kézirat, 1–5 p.
- TÓTH J. 1998: A település fogalma. – In. TÓTH J – VUICS T. (szerk.): Általános Társadalomföldrajz I. – Dialog Campus Kiadó, Budapest – Pécs, pp. 389–393.
- TÜSKÉS T. (1981): A nyugati kapu. – Móra Ferenc Könyvkiadó, Budapest, 292 p.
- VARGA G. 2001: A székelység eredete. Írástörténeti Kutató Intézet, Budapest.
- VÁMSZER G. 2000: Helytörténeti adatok a hajdani Csík Vármegyve (Csík, Gyergyó és Kászon) településtörténetéhez – Pallas-Akadémia, Csíkszereda, 167 p.
- VÁMSZER G. 1977: Életforma és anyagi műveltség. Néprajzi dolgozatok, adatok, gyűjtések (1930–1975). –Kriterion Könyvkiadó, Bukarest, pp. 259–284.
- VÓFKORI L. 2004: Utazások Székelyföldön. – Pro-Print Könyvkiadó, Csíkszereda, pp 8–36.
- ZAYZON, S. 1997: Településszerkezet Székelyföldön. Kézirat, 1–5 p.

THE GYEPŰ AS CULTURAL LANDSCAPE TYPE IN SZÉKELYFÖLD

T. AMBRUS

University of Pécs, Faculty of Sciences, Doctor School of Geography
7624 Pécs, Ifjúság útja 6., e-mail: tundeaa@gamma.ttk.pte.hu

Keywords: “gyepű” system, settlement structure, „tízesek”, mental space, heritage protection, landscape exploitation

The landscape evaluation of Székelyföld can not be interpreted without the examination of the historical function. However with the lack of the historical source documents it is very hard to provide a unambiguous answer to the creation of the “tízesek” connected to the “gyepű” system. It is complicated to punctually reconstruct that unique settlement structure which the historical era’s military technique exacted for the settlement. It is not by chance that from the previous century till present days the historical, ethnographic monographs and travel books only mention them on account of the Székely people. But by all means the researchers should have been aware of the importance of the knowledge connected to the “tízesek” and their oblivion as well. The results of the empirical research with the assistance of the disposable literature maps, and qualitative and quantitative data collecting methods proved that the “tízesek” determined the most important phases of landscape genesis and determine the basic landscape structure till recent days. The citizens transmitted the ancient remnants of their military organisation, lifestyle traditions and habits. Since the rhythm of the present era endangers the thinking, landscape protection and utilisation of the Székely people, it is important to keep count of and review the example – which is the result of symbiosis of discipline, reasoning and activity – of the predecessors creating this system. It is not about the restoration of a romantic village structure, the subsistence of the village “tízesek” is asserted by a social-economic-political frame necessity. Because of the diminution of the historical cultural landscape elements and items, uniqueness becomes a more and more important appreciation factor. So the “Székely tízesek” preserving the characteristic memories of the “gyepű” and the connected cultural historical values from the point of view of heritage planning become more and more important and more and more valuable from the point of view of landscape exploitation.

PERSPECTIVES OF HYPERSPECTRAL DATA APPLICATION FOR VEGETATION STUDIES

Károly BAKOS, Paolo GAMBA

Telecommunication and Remote Sensing Laboratory, University of Pavia, Department of Electronics
Via Ferrata 1. 27100 PAVIA, ITALY, e-mail: karoly.bakos@googlemail.com

Keywords: Remote Sensing, Hyperspectral, Vegetation, Image processing, Digital Imagery

Abstract: In this paper the possibilities of hyperspectral data processing are investigated regarding the application of these images in natural and ecological applications. A short overview is given of the available methods for interpretation purposes and special attention is paid on how the unique properties of hyperspectral data are affecting the choice of suitable methods for processing. Further steps required for developing a set of application dependent image processing chain is also addressed with the aim of applying both spatial and spectral information contained in datasets. A broad identification of possible processing chain is discussed with the aim of developing more standardised and application suited way of processing of the large data volumes. Automatic or semi-automatic procedures are proposed and key steps are identified that could lead to high quality mapping products by means of digital signal processing. This work is to be continued with testing the performance at different stages of interpretation while different techniques are used, and a document is to be supplied through HYPER-I-NET with the collection of results and application specific suggestions regarding hyperspectral data application for vegetation monitoring purposes.

Introduction

Hyperspectral sensors (often referred to as Imaging spectrometers) are instruments that acquire images in many, very narrow, contiguous spectral bands throughout visible, near-IR, mid-IR and thermal-IR portions of the spectrum (LILLESAND 2004). These systems typically collect 200 or more bands of data, which enables the construction of an effectively contiguous reflectance spectrum of every pixel in the scene. These characteristics make it possible to discriminate among features of earth surface that have diagnostic absorption and reflection properties over narrow wavelength intervals that are not present if relatively coarse bandwidths of conventional multispectral scanners are used (RICHARDS 2006). The concept is illustrated in Figure 1 (a). For a given geographic extent the data can be viewed as a cube, having two dimensions representing the spatial position and one that represents wavelength as shown in Figure 1 (b).

Even displaying hyperspectral data is a challenging task because of the difficulties in selecting the appropriate and most informative bands to display. Regarding the quality and data producing capabilities of hyperspectral sensors, user community now can obtain extremely useful information from the big data volumes.

Although hyperspectral data possesses the possibility of good quality data interpretation, current computational systems are unable to meet the demand of operational users, and lag far behind hyperspectral sensors in their ability to process the large data volumes (PLAZA et al. 2003). This issue is more related to the lack of efficient techniques and algorithms required to interpret hyperspectral datasets with sufficient level of details and accuracy. These highlight the need for new algorithms and practical techniques to be designed, thus making possible the high quality analysis of images that are acquired by imaging spectrometers.

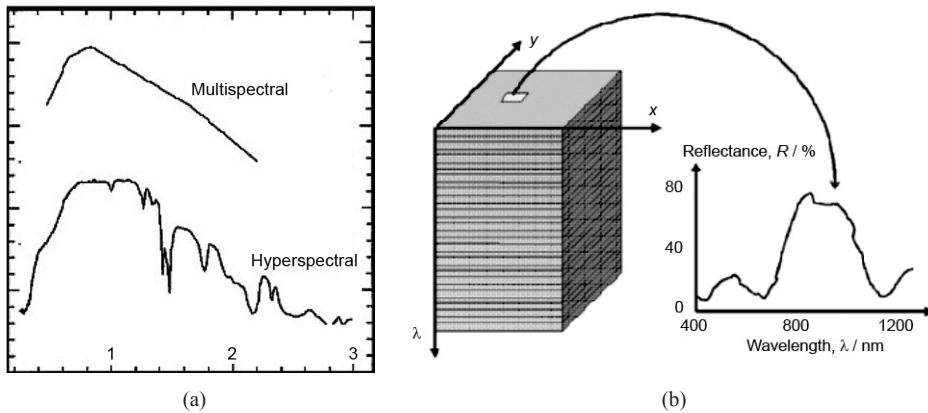


Figure 1 Difference among hyperspectral and multispectral datasets (a) The diagram shows the measured brightness values that a pixel contains on an image and concept of Hyperspectral data cube, (b).

Each layer on the axis of wavelength is containing pixel brightness information measured at the corresponding ground location

1. ábra A hiperspektrális és multispektrális adatsorok közötti különbségek (a) A diagram mért fényességi értékeket mutatja, amelyeket egy pixel tartalmaz egy képen, (b) A hiperspektrális adatkocka koncepciója.

A hullámhossz tengelyen feltüntetett minden réteg pixel fényességi adatokat tartalmaz, amelyeket a hozzá tartozó földi állomáson mértek

Purpose and scope

This paper benefits from the results of a research project funded as support action by the European community, entitled HYRESSA (HYperspectral REMote Sensing in Europe specific Support Actions). This project already addressed the issues about the data processing of hyperspectral data by means of a dedicated expert workshop, hold at DLR premises in July 2006. HYRESSA findings are summarised in the final report of that workshop (HYRESSA SWOT and User Needs workshop report 2007) and suggest the definition of a two stages chain, the structure of which is also graphically presented in the following figure.

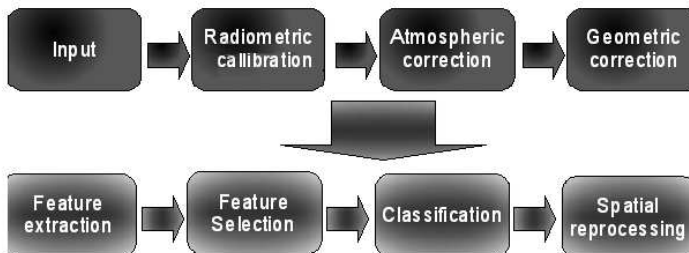


Figure 2 Conceptual model of two step image processing chain (where dark section corresponds to the provider side and light colour boxes are representing the user side of the processing chain)

2. ábra A kétféle képfeldolgozási lánc fogalmi modellje (ahol a sötétebb részek a szolgáltatói, a világosabb dobozok pedig a felhasználói oldalt képviselik a feldolgozó láncnak)

The first part of the chain is devoted to the so called provider's side, and highlights the needs for addressing some of the problems that prevent hyperspectral data to be widely used in applications. The relevant processing steps are:

- radiometric calibration, where new algorithms need to be developed, e.g. for thermal sensors;
- geometric correction, where the lack of precise DEMs does not allow to have consistent products;
- atmospheric correction;
- objective evaluation of product accuracy, where the sector suffers from the lack of standards for data format and metadata description.

However, once the data of interest has been pre-processed and corrected, there is a need to extract relevant information from the collected data sets. The second part of the data processing chain (user's side) will therefore deal with four more steps, described in the following paragraphs.

- data transformations, where the goal is to decrease data dimensionality and the amount of redundant information within the data by applying feature selection, feature extraction or transformation techniques such as for instance Principal Components transformation.
- data corrections with the need of defining BRDF and its effects, especially in areas where the viewing angle may be extremely diverse, such as urban areas, forests or very steep terrains; The effect occurring because of the varying illumination and sensor incident angle over the scene can be also modelled using the Bidirectional Reflectance Distribution Function (BRDF) where further investigation is needed to determine the effects of objects with significant vertical extent. Many BRDF models and libraries are available and will be investigated within the HYPER-I-NET project.
- spectral matching, with the need of having centralised libraries for many different materials;
- classification, with the possibility to take into account not only spectral characteristics but also spatial relations among neighbouring pixels/materials;
- feature detection, with the need to define precisely characterized and accurately validated high level products.

According to this in the paper a short overview of pre-processing is given, but the document is instead devoted to the definition of a data analysis chain, aimed at very general mapping products by means of atmospherically, radiometrically and geometrically corrected hyperspectral data. According to the different scientific applications, the steps highlighted in this procedure can and should be specified more in detail.

Image correction and registration

When image data is recorded by the sensors on a satellite or an aircraft it can contain errors in geometry and the measured brightness values of the pixels (radiometric and geometric errors). Hence, every kind of remotely sensed data needs to be calibrated in order to avoid inaccuracies during interpretation procedure (RICHARDS 2006). Anomalies can occur on image data because of several reasons (GRAUCH et al. 2002). The effect of atmosphere on image data such as atmospheric absorption and scattering can be mitigated using readily available radiative transfer models such as MODTRAN (BERK et al. 1998) and 6S (VERMOTE et al. 1997). Geometric correction of images is most often carried out by using Ground Control Points (GCPs) and mapping polynomials to restore geometric integrity of data.

Data processing and interpretation

Assuming all the error corrections have been performed, the data becomes suitable for further interpretation by means of a semi-automatic or automatic procedure. The need for such automatic methods is based on the dimensionality of the data, already noted in the introductory section. The richness of the data with respect to spectral information might be complemented by an equal richness in spatial contents, if the ground resolution is fine, e.g. in hyperspectral airborne campaign results. It becomes thus of primary importance to understand how these data may be analysed and the processing steps that are most suitable for a given information extraction purpose. According to the general chain proposed in figure 3 in the following paragraphs we consider a feature extraction step first, a feature selection step as second, and a classification step as third and last element.

Multiple choices of methodology for feature extraction exist. Rule-based expert systems are often used for selecting spectral features and starting from the seminal papers by SRINIVASA 1991 and SRINIVASA and RICHARDS 1993, rule-based procedures have been implemented in many situations for hyperspectral processing. Other choice is the application of source separation, when for all pixels the spectral signature that describes identically a material is aimed to be detected (CHANG et al., 2007). These methodologies are often referred to as endmember extraction and spectral unmixing algorithms. Also different transformation techniques are often used prior to classification procedures with the aim of rising classification accuracy. To this aim, several feature extraction approaches have been proposed for remote sensing data using transformations (FUKUNAGA 1990). Some of them are often labelled as “dimension reduction techniques”, including Principal Component Analysis (PCA) (LANDGREBE 2003), independent component analysis (HYAVARINEN et al. 2001) and projection pursuit (LANDGREBE 2003). Discriminant Analysis Feature Extraction (DAFE) (LANDGREBE 2003) and decision boundary feature extraction (DBFE) (LEE and LANDGREBE 1997) are also available for transformation purposes. In order to use spatial information during image processing (RAMSTEIN and RAFFY 1989, SERRA 1989, WOODCOCK et al. 1988) some methods such as co-occurrence texture analysis (HARALICK et al. 1973) and the semivariogram analysis (MATHERON, 1997) can be used. It is also possible to carry out multi-scale analysis of image data throughout mathematical morphology and image segmentation (SOILLE 2003, BENEDIKTSSON et al. 2003).

The aim of feature selection is to be able to maintain the selected set into a reasonable dimensionality, but also to adapt to different problems. Many different statistical indexes for feature selection have been proposed and should be compared, due to problems in different statistics of spectral and spatial features. With a small region of competition the ideal separability measure would be high, the likelihood distributions would have minimal overlap and the classes should be easily separated in classification. Examples of such separability measures can be found in Table 1.

Table 1 Separability indices for feature selection (RICHARDS 2006)

1. táblázat Az elválaszthatóság indexszámai a meghatározandó foltok elválasztásához (RICHARDS 2006)

<i>Index</i>	<i>Calculation</i>
<i>Euclidean Distance Separability Index</i>	<i>The squared value is given by the Pythagorean distance between the class means</i>
<i>Mahalanobis-Distance Separability Index</i>	<i>computed as the square of the distance between the two classes expressed in terms of the variances</i>
<i>Transformed Divergence</i>	<i>based on similar concepts than the Mahalanobis distance but able to achieve superior performances as a measure of separability</i>
<i>Jeffries-Matsushita (J-M) Distance Separability Index</i>	<i>very similar to the Transformed but with problems related to the fact that it tends to over-emphasize the results for small interclass separations and under-emphasize the results for the greater separations</i>
<i>Bhattacharyya Distance</i>	<i>appropriate to inter-class separability problems than the Divergence when the class probability distributions are broad</i>
<i>Histogram Distance Index</i>	<i>based on the separability of the histograms instead of the probability or likelihood functions and aimed at computing histogram separability is extracted by quantifying their overlapping</i>

Data classification procedure is a complex task even with the application of data volume reduction techniques that was described in above paragraphs. The application of methods relying on statistical distribution of training data is very limited because of the large data dimensionality in terms of spectral resolution which demands significant amount of training pixels across the scene (RICHARDS 2006). Based on this problem, methodologies that do not rely of statistical probabilities based on training data distributions are more preferable to use. These include the Spectral Angle Mapper (SAM), Support Vector Machines (SVM) and different multi source, non-parametric approaches such as Neural networks (NN) or decision tree classifiers (DTC) (Richards 2006). The classification can be purely based on spectral information or spatial data can be imported as additional information into the classification process.

SAM is a typical example of a supervised classification algorithm based on spectral features only. For two, non-negative, M-dimensional spectra, x and y, the angle between them is computed by means of the following analytical expression:

$$J(x, y) = \arccos\left(\frac{\langle x, y \rangle}{\|x\| \|y\|}\right)$$

where $\langle \cdot \rangle$ represents the dot product. From its mathematical definition, SAM possesses unique and very interesting properties. The first one is the invariance to Multiplicative Scaling, and the other is that it is a non-additive and non-monotonic distance metric. Thus, the addition of more spectral bands does not always guarantee an increase in angle. An example of SAM-based analysis of hyperspectral data for recognising asbestos covers of urban structures is available in MARINO et al., (2000). SVMs also can be used with promising results but the implementation is more complex than SAM (GUALITIERI et al. 1998). In the same time it is possible to apply when very limited amount of training data is available (LILLESAND 2004, RICHARDS 2006). The advantage of Neural Networks and DTCs are that they are powerful techniques when different sources of information are to be combined even when the combination is done in a non-linear fashion. This includes the application in mixed approaches like the below detailed spectro-spatial classification procedures (RICHARDS 2005).

Among the approaches proposed to take into account the spatial features, the most used one is based on Markov Random Fields. Alternative approaches may be based on spatial reprocessing of the spectrally classified data by means, for instance, of a spatial pattern classification or applying filters, whose inputs are the percentages of pixels in a $w \times w$ window around the current pixel positions assigned to each class by the first classifier (GONG and HOWARTH 1992). The most discussed option from the research point of view of the classification step are methodologies combining spectral and spatial properties (GAMBA et al. 2004). In general, they can be subdivided into three different groups:

- refined spatially-aware classification of spectral features (e.g. object-oriented classification);
- spectrally-aware classification of spatial features (e.g. morphology-based methodologies applied to original data);
- mixed approaches (e.g. morphology after spectral transformation, spatial refinement of spectro-spatial results).

These methodologies seem to be very promising in the development of a processing chain of hyperspectral imagery in the future but also highlight the need for designing new algorithms that can be used for classification.

Conclusions

Hyperspectral imagery has great possibilities in natural resource applications. The ability to distinguish a large number of different land cover types coupled with the possibility of identifying sub-pixel properties and distribution of different materials make possible the usage of hyperspectral sensors not just for quantitative analysis of vegetation cover but also for the qualitative assessment of land cover types and underlying surface parameters.

Hyperspectral data becomes more and more widely used in different applications but there is a lack of standard definition of processing methodologies. An application-dependent processing chain definition seems to be adequate in order to meet the needs of both the provider- and user side of scientific community. An application Theoretical Baseline Document is being developed for the identification of possible algorithms of each step of the processing chain that can be considered depending on the application. Further investigation of the optimal processing chain definition is crucial in order to apply the datasets efficiently and gain sufficient level of accuracy and details trough image processing.

As hyperspectral imagery enables the detailed analysis of surface characteristics more efforts should be put into the identification of possible applications in natural and ecological sciences.

Although individual applications have established rules and methods for interpreting image data, the lack of standards makes it difficult to compare results of different applications. Further investigation addressed to accuracy assessment of image interpretation is necessary in order to be able to estimate the results of qualitative analysis procedures. As a final remark the availability of high spatial and spectral resolution imagery the availability of good quality public spectral databases could further improve the possibilities of hyperspectral data applications.

Acknowledgements

This work is carried out at the University of Pavia as a part of HYPER-I-NET project. I would like to thank to Csaba Centeri for his endless patience, to Dániel Kristóf for his help when it was needed. I would also like to thank for my family and friends.

References

- BAKOS K., GAMBA P. 2009: Potential of hyperspectral remote sensing for vegetation mapping of high mountain ecosystems, 6th EarSEL SIG IS workshop 2009 Tel Aviv (Accepted)
- BENEDIKTSSON, J. A., PESARESI, M., ARNASON, K. 2003: Classification and Feature Extraction of Remote Sensing Images from Urban Area based on Morphological Approaches. *IEEE Trans. On Geoscience and Remote Sensing*, 41: 1940–1949.
- Berk, A., Bernstein, L. S., Anderson, G. P., Acharya, P. K., Robertson, D. C., Chetwynd, J. H., Adler-Golden, S. M., 1998: MODTRAN cloud and multiple scattering upgrades with application to AVIRIS. *Remote Sensing of Environment*, 65: 367–375.
- CHANG, C. I. 2007: *Hyperspectral data exploitation. Theory and applications*, John Willey and Sons Inc.
- FUKUNAGA, K. 1990: *Introduction to Statistical Pattern Recognition*, Second Edition, Academic Press.
- GAMBA, P., DELL'ACQUA, F., FERRARI, A., PALMASON, J.A., BENEDIKTSSON, J.A., ARNASON, K. 2004: Exploiting spectral and spatial information in hyperspectral urban data with high resolution. *IEEE Geosci. Remote Sensing Letters*, 1: 322–326.
- GONG, P., HOWARTH, P. J. 1992: Land-use classification of SPOT HRV data using a cover-frequency method. *International Journal of Remote Sensing*, 13: 1459–1471.
- GRAUCH, V. J. S. 2002: High-Resolution Aeromagnetic Survey to Image Shallow Faults, Dixie Valley Geothermal Field, Nevada U.S. Geological Survey, MS 964, Federal Center, Denver CO 80225 (Open-File Report 02-384)
- GUALITIERI, J. A., CROMP, R. F. 1998: Support vector machines for hyperspectral remote sensing classification. *Proc. SPIE–27th AIPR Workshop Advances in Computer Assisted Recognition*, 3584: 221–232.
- HARALICK, R. M., SHANMUGAM, K., DINSTEN, I. 1973: Texture features for image classification. *IEEE Trans. Systems Man Cybernet*, 3: 610–621.

- HYVARINEN, A., KARHUNEN, J., OJA, E. 2001: Independent Component Analysis. John Wiley and Sons, New York.
- HYRESSA SWOT and User Needs workshop report, accessed on line at <http://www.hyressa.net/documents/>, April 2007.
- LANDGREBE, D. A. 2003: Signal Theory Methods in Multispectral Remote Sensing, John Wiley and Sons, Hoboken, New Jersey
- LEE, C., LANDGREBE, D. A. 1997: Decision Boundary Feature Extraction for Neural Networks. IEEE Trans. on Geoscience and Remote Sensing, Vol. 8, n. 1, pp. 75–83
- LILLESAND, T. M., KIEFER, R. W. 2004: Remote Sensing and Image Interpretation. Wiley & Sons, Fifth Edition.
- MATHERON, G. 1997: Principles of geostatistics, Econ. Geol. 58, 1246–1266.
- MARINO, C. M., PANIGADA, C., Busetto, L., GALLI, A., BOSCHETTI M. 2000: Environmental applications of airborne hyperspectral remote sensing: asbestos concrete sheeting identification and mapping. Proc. of the 14th International Conference and Workshops on Applied Geologic Remote Sensing, Aug. 2000.
- PLAZA, A., MARTINEZ, P., PEREZ, R., PLAZA, J. 2003: A New Method for Target Detection in Hyperspectral Imagery Based on Extended Morphological Profiles. Proceedings of the 2003 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium CD Rom., Toulouse, France July 21–25, 2003, IEEE Publication, NY, 2003.
- RAMSTEIN, G., RAFFY, M. 1989: Analysis of the structure of radiometric remotely-sensed images. International Journal of Remote Sensing 10, 1049–1073
- RICHARDS, J. A. 2005: Analysis of remotely sensed data: the formative decades and the future. IEEE Trans. Geosci. Remote Sensing, vol. 43, no.3, pp. 422–432
- RICHARDS, J. A., JIA, X. 2006: Remote Sensing Digital Image Analysis An Introduction 4th ed. Springer
- SERRA, J. P. 1989: Image analysis and mathematical morphology. International Journal of Remote Sensing 10, 1049–1073.
- SOILLE, P. 2003: Morphological Image Analysis: Principles and Applications. 2nd Edition, Springer Verlag, Berlin
- SRINIVASAN, A. 1991: An artificial intelligence approach to the analysis of multiple information sources in remote sensing. Ph.D. thesis, Univ. New South Wales, School of Elect. Eng., Kensington, Australia
- SRINIVASAN, A., RICHARDS, J. A. 1993: Analysis of GIS spatial data using knowledge-based methods, Int. J. Geograph. Inf. Syst., vol. 7, no. 6, pp. 479–500
- VERMOTE, E. F., TANRE, D., DEUZE, J. L., HERMAN, M., MORCRETTE, J. J. 1997: Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum, 6S: An overview. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 35 3: 675–686 May 1997.
- WOODCOCK, C. E., STRAHLER, A. H., JUPP, D. L. B. 1988: The use of semivariogram in remote sensing and simulated images: Real digital images. Rem. Sens. Environments 25, 349–379

HIPERSPEKTRÁLIS ADATOK FELHASZNÁLÁSÁNAK PERSPEKTÍVÁI A VEGETÁCIÓS
VIZSGÁLATOKBAN

BAKOS K., GAMBA P.

Telecommunication and Remote Sensing Laboratory
University of Pavia, Department of Electronics
Via Ferrata 1. 27100 PAVIA, ITALY**Kulcsszavak:** távérzékelés, hiperspektrális, vegetáció, képfeldolgozás, digitális képkezelés

Összefoglaló: Jelen cikkben röviden bemutatjuk azon rendelkezésre álló módszereket, melyek alkalmasak hiperspektrális légi-, és űrfelvételek feldolgozására. Munkák célja az, hogy egy olyan átfogó jellegű módszertant dolgozzunk ki, mely segítségével hatékonyan és egyszerűen lehet hiperspektrális felvételek segítségével felszínborítási, illetve földhasználati térképeket előállítani. Napjainkban a hiperspektrális szenzorok egyre elterjedtebbek, mégis az alkalmazási köre az általuk készített felvételeknek elég szűk, és rendszerint az alkalmazott módszertan rendkívül specifikus az adott alkalmazásra nézve. Ezeket alapul véve munkánk célja az olyan hatékonyan alkalmazható algoritmusok és módszerek azonosítása, melyek alkalmasak egy általánosabb értelemben vett térképezési folyamat elvégzésére hiperspektrális felvételek segítségével. Fő hátránya az ilyen felvételeknek az egyéb például multispektrális felvételekkel szemben, hogy a képekben hatalmas adatmennyiség kerül tárolásra rögzítve a felvett felszín visszaverődési tulajdonságait akár 200–300, igen keskeny hullámhossz-tartományon is. Ezen adatok feldolgozása jelentős nehézségekkel jár, hiszen az egymáshoz közeli frekvenciákon sok redundáns információ található. Jelen kutatásunk első lépéseként az alkalmazható módszerek körét vizsgálta és próbálta leszűkíteni azon eljárások körérem melyek továbblépést jelenthetnek egy általános is alkalmazható térképezési eljárásban felszínborítási, illetve földhasználati térképek előállítására. A cikk röviden áttekinti a rendelkezésre álló releváns módszereket, és a rövid bemutatás mellett javaslatokat fogalmaz meg az alkalmazhatóságuk formájáról, előnyeiről és esetleges hátrányairól. Mivel a cikk terjedelme nem engedi meg, hogy teljes és átfogó képet adjunk a lehetséges módszerekről, így jelen cikkben azon eljárások kerülnek bemutatásra, melyek már egy előzetes tesztelési folyamat eredményeként kiválasztásra kerültek. Az itt bemutatott módszerek és eljárások alkalmazásával a jövőben egy olyan összetett adatfeldolgozó rendszer kialakítása a célunk, mely eléggé rugalmas a felhasználók számára, ugyanakkor rendkívüli hatékonysággal képes a felvételek interpretálására és a térképi termékek előállítására. A teljes kutatási munka anyaga a HYPER-I-NET program keretei között kerül majd a későbbiekben bemutatásra.

ALTERATIONS OF LANDSCAPE CONSTITUENT AND USAGE WITH RESPECT OF ENVIRONMENT INFLUENCES

Erzsébet Krisztina CSEREKLYE

Szent István University, Department of Nature Conservation and Landscape Ecology
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: csereklye@gmail.com

Keywords: environmental protection, landscape use, toxic pollution

Summary: The city of Vác occupies a central place in the Danube Bend Region. The natural advantages values are affected by air pollution due to the increased industrial, commercial, and economic life of the city. Among Vác's attributes, we can find rare and invaluable cultural and historical values. The most significant natural attribute is the Grove of Vác near the Danube bank. The example of the Grove of Vác is of country-wide importance in many aspects – it is part of the Duna-Ipoly National Park – though local protection by the Government of Vác is reasonable regarding the treatment and links because of the pollution of the environment. Nowadays, the research of environmental pollution comes to the front because of the importance of heavy metals in the landscape classification. Even though the heavy metals are a natural component of the environment, we have to look them toxic materials. This paper focuses on the pollution analysis I carried out with various plant samples. It shows the main toxicology pollutants present in different landscape use units.

Introduction

Providing a harmonic relationship between society and environment, while improving the state of health of the population, must include preservation, improvement and restoration of the natural environment also necessary for proper quality of life. This includes providing the conditions of a healthy environment, by reduction and elimination of threatening impacts. Enforcement of environmental criteria in economic development must be maintained and economic growth must lead to increasing population welfare accompanied with decreasing environmental burden. The preconditions are the development and maintenance of a harmonic relationship between society and environment in the course of economic development, through a balance of sustainable natural resources and land use. Use of the environment must not exceed its load-bearing capacity. Prevention, and the mitigation to the smallest possible extent, of environmental damage (MÁTHÉ 2005). Natural and semi-natural areas and habitats should not be considered as strictly divided islands or “reserves”, but as unified and connecting systems. An ecological network is a coherent, functioning system, in which communication is active between natural habitats. Patches of habitats – with greater than a critical size – are the core areas. Their size is critical because they provide habitat and genetic reserve for the most possible populations among the given conditions. Communication between the core areas is realised by the so-called ecological corridors. Ecological corridors are linear, continuous habitats, or habitat-chains with smaller or greater interruptions (PALLAG 2000). Although each species has its own specific requirement for habitat size and mobility, there is often considerable scope for adapting the physical form of a corridor. One must take into account both the needs of the target species and the characteristics of local human activities. For example, corridors need not always be continuous linear pathways. Certain kinds of less intensively used landscape or so-called “stepping stones” of smaller landscape elements - such as

ponds, sometimes provide the appropriate degree of interconnectivity. It is also important to recognise that various kinds of land use may be compatible with the function of a corridor and considerable flexibility may be possible in deciding a corridor's route and dimensions (TARDY 2002).

Nowadays the evaluation of heavy metal pollutant levels on the landscape is gaining importance. Although heavy metals are natural components of the environment, we have to consider them potentially toxic materials (SZŐKE 2005). Heavy metal concentration has increased in the air, soil and waters, especially in the cities and industrial areas. According to predictions based on research monitoring changes in the metal concentrations in the soil and plants, heavy metals will probably become important environmental stress factors over the next decades (PAIS1992).

Materials and methods

The protection of the ecosystem, the consideration of the principle of sustainable development, the preservation of vital natural resources (water, land, air) for the future generations, and the implementation of economical and value-protecting management with attention to quantitative and qualitative characteristics in the management of natural resources; furthermore, safeguarding natural systems and natural resources, ensuring their survival, preservation of the diversity of the biosphere, and preservation of information inherent in natural processes (MÁTHÉ 2005, MALATINSZKY 2007).

The ecosystem is the fundamental unit of ecology. Yet the identification and use of appropriate indices to assess the effects of perturbations on "whole" system functioning have been slow to develop. The focus of ecological research has been on the component populations rather than on the system. This fact is particularly evident in the assessment of toxic pollutants where a preponderance of effort has been spent to identify individual and population effects which can seldom be extrapolated to describe changes at the ecosystem level (HAMMONS 1980; NAS 1981). The ecosystem is an integrated system with fundamental characteristics which transcend the simple summation of component processes (SCHINDLER et al. 1980; O'NEILL and REICHLER 1980). Therefore, analysis of the ecosystem as a unit in ecotoxicology is based upon the premise that the system as a whole possesses characteristics, which not only reflect the integrated response of component populations to perturbation but in addition, provide a more comprehensive picture of ecosystem 'status'. The ecosystem is a viable unit and tends to persist through adverse environmental fluctuations, often reflecting changes in structure and efficiency of function, whereas certain individual populations within the disturbed community do not survive. Although pollutant-caused perturbations have the potential to influence all components of the ecosystem, the impacts on a single species may have negligible effects on system function. Complex internal feedback and controls can minimize overall impact if some form of redundancy exists (O'NEILL and WAIDE 1982). For example, sensitive species may be replaced by competitors without affecting the system, or regulation of trophic functions may be maintained by predator flexibility in prey choice.

Tolerance and effects of heavy metals

Reviews of studies on the genetic basis of metal tolerances in plants have been provided by MACNAIR (1990, 1993). Early work showing that tolerance appears to vary continuously led to the interpretation that the trait is controlled by many genes, each with small effect (ANTONOVICS et al. 1971). MACNAIR (1983, 1990) argued, however, that this interpretation is an artifact of using tolerance indices to assess levels of tolerance. Tolerance indices are calculated as the ratio of growth (typically root growth) in some specified metal treatment/growth in a control treatment. MACNAIR et al. (1992) have pointed out that tolerance indices are subject to high levels of statistical noise because the two component variables each typically have differently skewed distributions. Moreover, rate of root growth (in the absence of metals) is itself variable and may be genetically independent of tolerance (HUMPHRIES and NICHOLLS 1984). Discontinuous variation in tolerance can be obscured by such difficulties in measurement. For these reasons, MACNAIR (1990) advocates estimating tolerance in terms of absolute root growth in medium supplied with a metal concentration that fully inhibits growth in non-tolerant plants but permits growth in tolerants. Finding such a concentration, however, may be more difficult in some species than in others (CHAT and TEN BOOKUM 1992). It is fundamental premise of all natural selection theories that in the absence of genetic variation for a trait, there can be no response to selection (FISHER 1930). Moreover, it has long been recognized that some plant species evolve tolerance to metals and other do not (ANTONOVICS et al. 1971). In general, for species that occur on metal-contaminated mine tailings, at least a low frequency of tolerant individuals can be detected in normal populations (BRADSHAW 1984, 1991; MACNAIR 1987). Many families of angiosperm include species that evolve metal tolerance, presumably reflecting genetic variance for tolerance, is taxonomically biased (ANTONOVICS et al. 1971).

The unique photosynthetic ability of green plants provides an important physiological measure which can be used to assess pollution stress. Adverse pollutant effects on photosynthesis can be estimated for species in the laboratory and under natural conditions (BENNETT and HILL 1974; JENSEN 1980). Since the photosynthetic rate is directly related to plant growth, a significant depression or inhibition of photosynthesis will ultimately translate into reduced primary productivity. The important relationship to be established is the degree to which chronic pollutant exposures can repress photosynthetic rates causing a significant retardation in plant growth (BENNETT and HILL 1974.)

It is difficult, if not too simplistic or even impossible, to generalize as to the precise mechanism by which each specific pollutant affects plants. The overall gross symptoms are distinctive for each pollutant. The precise way in which specific pollutants interfere with normal metabolic processes varies with the pollutant (TRESHOW and ANDERSON 1989). The conductance through the stoma, regulating the passage of ambient air into the cells, is especially critical. Such movement depends on the concentration gradient between the ambient air and the sorptive sites within the leaf. Uptake, also referred to as flux, is a function of the chemical and physical properties along the gas-to-liquid diffusion pathway. Pollutant flow may be restricted by the physical structures of the leaf or scavenging by competing chemical reactions (GUDERIAN et al. 1985). Since these conditions may change during exposure, the ambient dose to which the plant is exposed does not necessarily reflect the actual cellular exposure. The initial flux of gases to the leaf surface is controlled by the boundary layer resistance (GUDERIAN et al. 1985; TINGEY

and TAYLOR 1982). This is a function of the leaf orientation and morphology, including epidermal characteristics, as well as air movement across the leaf. At slower wind speeds, less than 2 m/s, the boundary layer thickness decreases as wind speed increases (HILL 1971). Thus, more pollutant would enter a leaf when there is some air movement. In chamber studies different in air exchanges can account for much of the variation in result of such investigations. Of the morphological components influencing uptake, pubescence is important in that the leaf hairs provide a major, yet relatively inert, area of impact (BENNETT et al. 1973). Cuticular waxes also are important in limiting uptake, even through a thin cuticle. Stomatal resistance, on the other hand is critical. Resistance or looking at it conversely the conductance is determined by stomatal number, size, anatomical characteristics such as the degree to which they may be 'sunken' in the leaf and the size of the stomatal aperture. When close these is little or no uptake. Opening is regulated by internal carbon dioxide content, hydration of the guard cells, temperature, humidity, light, water availability and nutrient status, most notably potassium. It is the osmotic gradient produced by the potassium ions in the guard cells that regulates the guard cell turgor and opening of the stoma (TRESHOW and ANDERSON 1989). Despite the apparent significance of stomatal conductance, results of studies attempting to correlate this with injury have been inconsistent. The genetic sensitivity of individual species and cultivars remains the overriding determinant of injury (GUDERIAN et al. 1985).

Urban pollution

Various substances are emitted to the air with traffic. A portion of these substances quickly form deposits on roads and the surrounding ground. Pollution along roads is the highest within the first few metres then becomes relatively low at a distance of 20 metres, although a measurable amount of whirled dust can get as far as 1000 metres from the road. The amount and spread of dust basically depends on the soil type, vegetation, the speed of vehicles, wind and moisture conditions. Large amounts of dust can be deposited on the vegetation along roads (PALLAG 2000).

Biomonitoring with lichens or plants is a very useful and fruitful way to explore urban pollution (KIM and FERGUSON 1994; RIGA-KARANDINOS and KARANDINOS 1998, BALLACH et al. 2002). Key in identifying good biomonitors (phytomonitors) of the urban pollution is to use the proper plants for the special meteorological conditions of each town or area. For example, drought tolerant for hot and dry seasons which are too long. Then the proper time of sampling must be determined to obtain more accurate information (RIGA-KARANDINOS et al. 2002). Urban and industrial pollution results in the deposit of metals on plants in cities, suburbs and forests. Thus, in biomonitoring procedures, the analyses of the plant leaves allow for the determination of the concentrations of accumulated metals and aid in the indirect assessment of the type of pollution in cities and industrial areas (RIGA-KARANDINOS and SAITANIS 2004).

The scientific investigation and analyses: With current encroachment and arrangement of development, the Danube Bend Region and its areas demonstrates that the fast, regionally uncoordinated, often accidental growth and pollution of settlement areas reduces proportionally the green areas, as well as the proportion of the biologically active surfaces – beside regional and territorial development plans and strategies. Beyond this, it damages the ecological balance and reduces the prospects of the long-term exploitation of

the favourable conditions of the particular areas. The decrease of the biologically active forests, plough-lands, meadow-lands, grazing lands, and the spontaneous building up of the territories changes the character of the land, often reducing the development potential of a bigger area. This process leads to the depreciation of the territories. As a result of the environmental pollution arising from the human carelessness and ignorance, the maintenance and restoration of the natural state becomes more difficult, and the demands of the society, especially of the local population, must be taken into consideration during its management (ARADI 1999). The green areas do not appear on the territory of the region in a homogeneous way, and the reduction of the extent of the forests is significant.

The decrease of the biologically active surfaces can be registered especially on the periphery of the settlements, and can be characterized by the increasing proportion of intensive agriculture, new construction in territories or location of territories selected for construction, as the main part of the new build-ups is performed on such territories. Territories under national or local protection are the only exceptions. The reduction of the biologically active surfaces is a result of the territorial tans-ratings or new build-ups arising from the increased demands for settlement areas and green-field projects. The growth of the cultivation territories such as gardens, meadow-lands and plough-lands comes at the price of green surfaces. This can be attributed to change in the structure of the agriculture and the appearance of new proprietary interests (FOGARASI 2001).

The air pollution of Vác has increased to such an extent that it also reaches the agricultural and natural territories. Besides the effect on humans, the pernicious effect on plants and animals also appears more and more. The plants are often very responsive to air pollution, therefore the lichens can be used as indicators. The extent of the impairment depends on the concentration of the contaminant, the duration of the effect, as well as the species, type, and age of the plant, which, if taken into consideration, renders the effect acute or lingering. Upon acute impairment, external signs are observable on the surface of the plant, for example, necrosis. External signs cannot be observed in the case of lingering impacts. The number of individuals and species decreases in the natural population. Actual deserts of lichens emerge in the polluted areas. The multiplication of resistant, mostly valueless, species changes the composition of the coenosis. The degenerative disease of the forests has been a growing problem since the 1980s; the air pollution also contributed to its emergence (BÍRÓ 2002). Nevertheless, scientific investigations show that the wildlife and biozooenosis of the region can be rehabilitated up to the functional level, and its functional system can be reconstructed (BÍRÓ 2000). The efforts aimed at the plantation and replacement with new forests in the Region can be considered advantageous from the aspect of the neutralization of the unfavourable processes, although coordination and efficiency are improper from many aspects in the area of plantations. Typically, the plantation of new forests goes on in such territories where the owner of the territory shows his intention concerning it, and the territory is also deemed suitable for this purpose. Arising from this, the regional interests and the interests of land use of the area are emphasized less, and a lack of ideas and accordance characterize the process. The new green surfaces appear mostly in isolated, disintegrated territories, and typically not in those areas where the interests of the Region should require green surfaces. Nonetheless, we cannot deny that the appearance of new forests in the Region is a positive feature, even if the territorial distribution is not always suitable (FOGARASI 2001).

The study area

The examined territory is located in Danube Bend Region in Pest County on the southern boundary of the interior of Vác, partly on the periphery of the town. Phytogeographically, it is a part of the Nógrád flora district within the Great Plain flora region. It is contiguous with the Nógrád flora district of the Hungarian mountains to the east and north. The border of the city includes the main part of Naszály, where conditions are close to natural, and indigenous vegetation appears in some places. The flora of the area is much diversified due to climatic factors. Numerous species of flora characteristic (BÁNHIDI 2001, BÍRÓ 2002) of the area are under protection. The flora of the protected territories is well-known all over the country. Similar to the flora, the fauna of the water, waterside, forest, meadow and highland is diversified. Numerous protected waterside bird species, as well as species of fish, amphibians and reptiles can be found in the protected natural territories, in the Grove of Vác, which is situated on the southern part of Vác (Figure 1).

The Grove of Vác has three owners: the Catholic Church, the local government and the Hungarian State. The maintenance, development and defence of the Grove of Vác are carried out by these three entities. It is significant that in the examined territory one can find different conservationist organisations and networks: the Danube-Ipoly National Park, territories with Natura2000, the Cross-Country Ecological Network, as well as territories declared protected by the local government (VKF 2001, VPHI 2005).

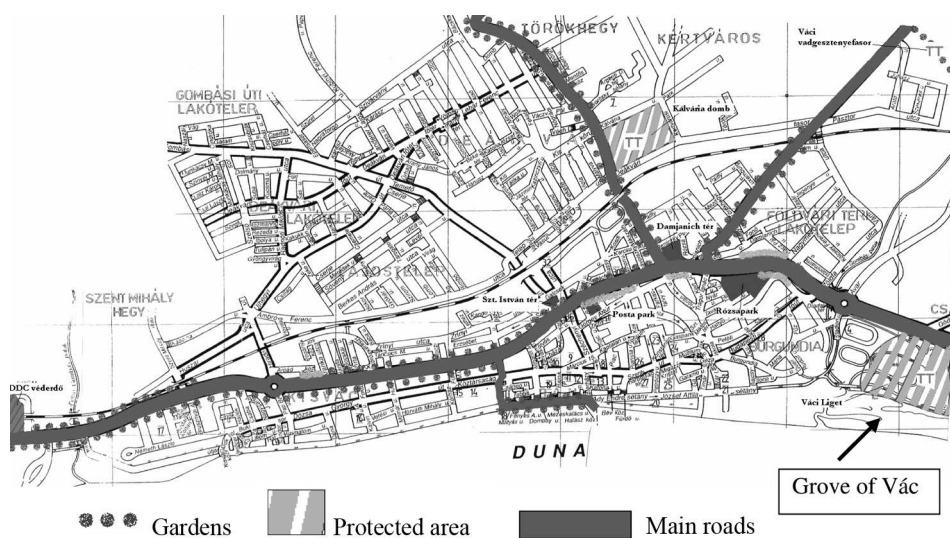


Figure 1. Map of the study area in city of Vác
1. ábra A mintaterület térképe Vácson

The fact is that, in this little region, we meet with a broad spectrum of diverse ecosystems which embraces the significant inland water types: spring, brook, lake, marsh, flood plain and river (HORVÁTH 1998, 1999). Based on the analyses, the problems lie not only in delineating the river-system of Grove of Vác, but also they touch on its other individual aspects (cultural history, land aesthetic) (BÁNHIDI 2001, SÁPI 1983).

I conducted the data collection for toxicological pollution in three units in the Grove of Vác, which is a mosaic ecosystem. After our study these will be evaluated against the function of land use types, ecosystem facilities and conflicts between the different landscape uses. The first ecosystem unit was the natural ecosystem along the Danube River bank. The second unit was a planted band (verge) adjacent to the No. 2 motorway. The third unit was a transition field between the areas of the natural plants and the disturbed plants by the motorway. I made the data collection for plant toxicological pollution in these areas and I compared these with sample plants from the Duna-Ipoly National Park as controls.

I analysed the following elements in the sample leaves: Ni, Cu, Zn, Mn, Pb, Cd, Co, Fe. Plant samples were collected in two periods: the first in early May and the second at the end of October. Among the analysed plant pieces, I can find more trees, for example *Fraxinus excelsior*, *Salix alba* and bushes *Buddleia davidii*, *Ligustrum ovalifolium*, *Pyracantha coccinea*, *Syringa vulgaris*, *Spiraea vanhouttei* and in the herb *Plantago major*. All plant samples were cut into small pieces, dried at 70 °C and ground to a fine powder in order to pass a 0,5 mm aperture screen. The destruction of organic matter was accomplished by dry ashing 0,5 g of plant material in a muffle furnace at 500 °C for 8 hours. The ash was dissolved in dilute HNO₃ filtered and diluted with deionized water to a final volume of 25 ml. All metal concentrations were determined by atomic absorption spectrophotometry, using Varian-spectra AA300 located at the Agricultural University of Athens. The calibration standards were prepared in the same matrix used for the plant samples. At all stages of sample preparation and analysis, stringent precautions were taken to minimize contamination from air, glassware, etc and analytical grade reagents were used. A control sample was analyzed for every 10 samples and reproducibility was tested by reanalyzing 30% of the samples. The analytical precision, measured as relative standard deviation, was less than 5%. Concentrations of the metals in plant material were expressed as mg kg⁻¹ dry plant weight.

Results

Based on our analytical outcomes, it is concluded that, on the Danube bank and the band along No. 2 motorway, an exceptional toxicology level has evolved in the vegetation. In some tree species, like *Salix alba*, near the band of No. 2 motorway – appearing in all spring and autumn samples – we observed multiple values as compared with samples from the Duna-Ipoly National Park (Figure 2). These values occasionally could be as much as 5–8 times as concentrated. Furthermore, the content of nearly all kinds of heavy metals was elevated in *Plantago major*, in the autumn samples from the areas along No. 2 motorway and the Danube bank (Figure 3). This suggests that the heavy metals have a very important function in the life of the Grove of Vác (Figure 4). In the life of the ecosystem, the primary source of heavy metals is the No. 2 motorway and the secondary is the pollution of the Danube bank.

Spring and autumn toxicological pollutions of *Salix alba* in the Grove of Vác (Data from 2007)

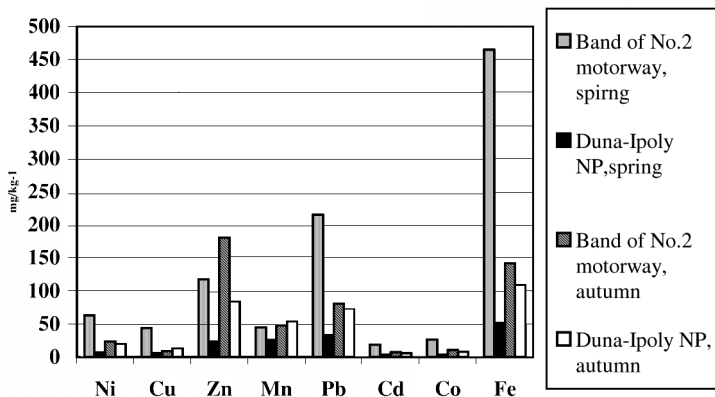


Figure 2. Spring and autumn toxicological pollution of *Salix alba* in the Grove of Vác
2. ábra *Salix alba* tavaszi és őszi toxikus szennyeztsége a Váci-ligetben

Spring and autumn toxicological pollutions of *Plantago major* in the Grove of Vác (Data from 2007)

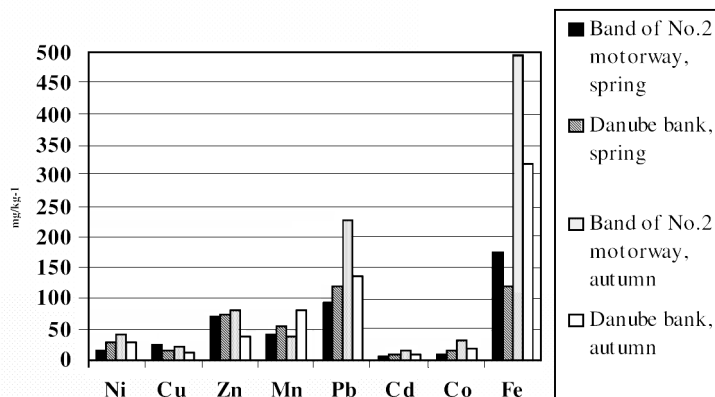


Figure 3. Spring and autumn toxicological pollution of *Plantago major* in the Grove of Vác
3. ábra *Plantago major* tavaszi és őszi szennyeztsége a Váci-ligetben

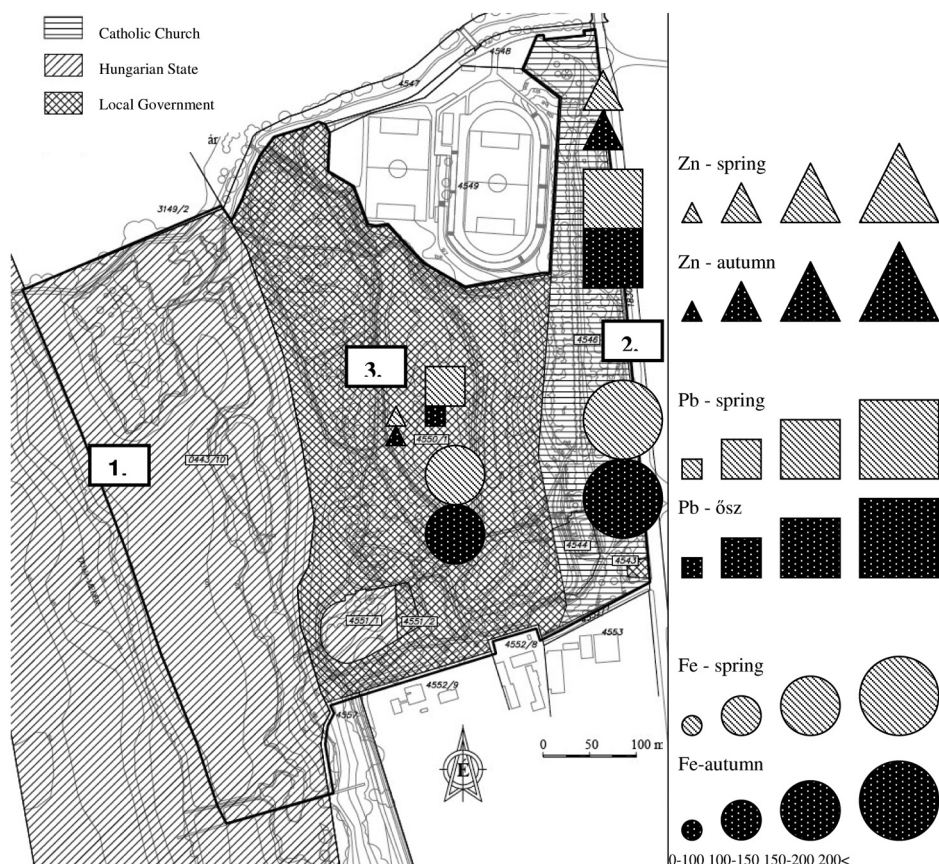


Figure 4. The concentration of zinc, lead and iron in the leaves samples in the three types ecosystem (mg/kg⁻¹)
 4. ábra A levélminták cink, ólom és vas tartalmak összesítése a három területi egységben (mg/kg⁻¹)

Discussion and conclusion

It is not so much the atmospheric concentration of a pollutant that should concern us but the amount that gets into the plant. Thus, pollutant uptake becomes critical. Uptake of any air pollutant from the atmosphere depends on more than ambient concentrations. It is important to emphasize that it is the pollutant concentration within the leaf, more than the ambient concentration that is most critical to plant health. The leaf is the principal photosynthetic organ of the plant and organ most subject to the influence of air pollutants. When fully developed the tissues of the stem merge with those of the leaf. The leaf therefore has basically the same tissue as the stem; epidermis forms the outer layer, vascular tissue is arranged in veins and photosynthetic tissue occupies the same region as does cortex tissue in the stem. The damage is often dramatically visible in the form of white to coloured makings on leaves and fruit, or burnt, dry necrotic lesions that eventually drop out of living plant tissues, leaving ragged-edged or shot-holed leaves.

These are obvious symptoms of severe or acute exposure by aggressive air pollutants. Stomata normally open in daylight and close at night during drought or when excessively disturbed as in a wind storm. But their behaviour is complex: water relations, extremes of light intensity and other factors such as the presence of air pollutants can affect them. The epidermis – except at the stomata – is covered by a waxy layer that makes it fairly resistant to the passage of both liquids and gases. Stomata are important factors in the sensitivity of a plant to air pollution because most of the gases entering or leaving a plant must pass through them.

Human health is essentially influenced by air quality. Atmospheric air in residential areas contains many pollutants. It follows that changes in species composition in the natural and transition bands could change the composition throughout the Grove of Vác, with impact on landscape use methods and potential influence on the microclimate, too. These are just preliminary results and provide information about the actual stage. It is absolutely necessary to continue the investigation of the plant pieces. This examination could be a part of a complex research which aims to analyse the heavy metal pollution of Grove of Vác (plants, soil, and water-systems: springs, lake, stream, river). If the pollution of the plants, soil, and the water-system prove to be interrelated, it outlines a future environmental protection duty for landscape management. The monitoring and the plain publishing of the measured values are important both for the authorities and the public.

Acknowledgements

This work was supported by a research scholarship from the Hungarian Scholarship Board. Many thanks to Agricultural University of Athens for their assistance, advice and help in the field of toxic pollution analysis.

References

- ANTONOVICS J., BRADSHAW A. D., TURNER R. G. 1971: Heavy metal tolerance in plants. *Advances in Ecological Research* 7: 1–85.
- BALLACH H., WITTIG R., WULFF S. 2002: Twenty-five years of biomonitoring lead in the Frankfurt/Main area. *Environmental Science and Pollution Research* (2): 136–142.
- BÁNHIDI L. 2001: A XXI. század küszöbén: Vác. CEBA Kiadó, Budapest
- BENNETT J. H., HILL A. C., GATES D. M. 1973: A model for gaseous pollutant sorption by leaves. *J. Air Poll. Contr. Assoc.*, 23, p. 957–962.
- BENNETT J. H., HILL A. C. 1974: Acute inhibition of apparent photosynthesis by phytotoxic air pollutants. In Dugger, M. (Ed.), *Air Pollutant Effects on Plant Growth*, ACS Symposium Series 3, American Chemical Society, Washington, D. C., pp. 115–127.
- BÍRÓ GY. 2000: Vác Város Városfejlesztési- és Környezetvédelmi állapotfelmérése. Vác
- BÍRÓ I. 2002: Váci Kistérség környezeti illetve levegőtisztasági állapotának vizsgálata. 2002/000-604-01 számon nyilvántartott pályázat. Aragon-Art Bt., Vác
- BRADSHAW A. D. 1984: The importance of evolutionary ideas in ecology and vice versa. In *Evolutionary Ecology*, ed. B. Shorrocks, pp. 1–26. Oxford: Blackwell
- BRADSHAW A. D. 1991: Genostasis and the limits to evolution. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series* 333: 289–305.
- FISCHER R. A. 1930: *The genetical theory of natural selection*. Oxford: Clarendon Press.
- FOGARASI GY. 2001: A Közép-Magyarországi Régió Struktúraterve. Pro Régió Ügynökség, Budapest, pp. 80–83.
- GUDERIAN R., TINGEY D. T., RABE R. 1985: Effects of photochemical oxidants on plants. In: R. Guderian (Eds.), *Air Pollution by Photochemical Oxidants*, pp. 130–346, Springer-Verlag, Berlin

- HAMMONS A. S. 1980: Effects of SO₂ on photosynthesis and nitrogen fixation. *Physiol. Plant.*, 34: 171–176.
- HILL A. C. 1971: Vegetation: a sink for atmospheric pollutants. *Journal of Air Pollution Control Association* 21: 341–346.
- HORVÁTH B. 1998: A Váci-ligeti-tó és környezetének ökológiai funkcióinak feltárása, rehabilitációs javaslata. Teampannon, Miskolc
- HORVÁTH B. 1999: A Ligeti-tó vízrendszere vízminőségi és ökológiai állapot vizsgálata. Teampannon, Miskolc
- HUMPHRIES M. O., NICHOLLS M. K. 1984: Relationships between tolerance to metals in *Agrostis capillaris* L. *New Phytologist* 98: 177–190.
- ILLYÉS Zs. 2005: Váci-Liget természetvédelmi kezelési és rehabilitációs terve. Budapesti Corvinus Egyetem Tájvédelmi és Tájrehabilitációs Tanszék, Pagony Táj és Kertépítész Iroda, Budapest
- JENSEN A. 1980: The use of phytoplankton cage culture for in situ monitoring of marine pollution. *Biological Effects of Marine pollution and the Problems of Monitoring*, Rapp., P.-v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer, 179, pp. 306–309.
- KIM D. N., FERGUSSON E. J. 1994: Seasonal variations in the concentrations of Cadmium, Copper, Lead and Zinc in leaves of the horse chestnut (*Aesculus hippocastanum* L.). *Environmental Pollution* 86: 89–97.
- MACNAIR M. R. 1983: The genetic control of copper tolerance in yellow monkey flower, *Mimulus guttatus*. *Heredity* 50: 283–293.
- MACNAIR M. R. 1987: Heavy metal tolerance in plants: A model evolutionary system. *Trends in Ecology and Evolution* 2: 354–359.
- MACNAIR M. R. 1990: The genetics of metal tolerance in natural populations. In *Heavy metal tolerance in plants: Evolutionary aspects*, ed. A. J. Shaw, Boca Raton: CRC Press. pp. 235–253.
- MACNAIR M. R., CUMBES Q. J., MEHARG A. A. 1992: The genetics of srsenate tolerance in Yorkshire fog, *Hoculus lanatus* L. *Heredity* 69: 325–335.
- MACNAIR M. R. 1993: The genetics of metal tolerance in vascular plants. *Tansley Review* 49. *New Phytologist* 124: 541–559.
- MALATINSZKY Á. (szerk.) 2007: Indikáció és monitorozás. GIK Kiadó, Gödöllő. 94 p.
- MÁTHÉ L. 2005: Questionnaire for the assessment of the national policy, legal and institutional frameworks related to the Carpathian convention. Department of Environmental Policy and Science, Central European University, Budapest
- NATIONAL ACADEMY OF SCIENCE (NAS) 1981: Testing for Effects of Chemicals on Ecosystems, A Report by the Committee to Review Methods for Ecotoxicology, Commission of Natural Resources, National Research Council, National Academy Press, Washington, D.C.
- O'NEILL R. V., REICHLER D. E. 1980: Dimension of ecosystem theory. In Waring, R. H. (Ed.), *Forests: Fresh Perspectives for Ecosystem Analysis*, Oregon State University Press, Corvallis, Oregon, pp. 11–26.
- O'NEILL R. V., WAIDE J. B. 1982: Ecosystem theory and the unexpected: implications for environmental toxicology. In Cornaby, B. (Ed.), *Management of Toxic Substances in Our Ecosystems: Taming the Medusa*, Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan, pp. 43–73.
- PAIS I. 1992: Az általánosan létfontosságú mikroelemek (A mikroelemek korszaka) (Essentially microelements). *Biokémia* 1992. pp. 352–355.
- PALLAG O. (ed.) 2000: The effect of linear infrastructures on habitat fragmentation. COST 341. Hungarian State of the Art Report, European Commission Directorate General Transport, Technical and Information Services on National Roads (ÁKMI), Budapest
- RIGA-KARANDINOS A. N., KARANDINOS M.G. 1998: Assessment of air pollution from a lignite power plant in the plain of Megalopolis (Greece) using as biomonitors three species of lichens; impacts on some biochemical parameters of lichens. *The Science of The Total Environment* 215, pp. 167–183.
- RIGA-KARANDINOS A. N., SAITANIS C., PAXINOI H. 2002: Seasonal Variations in the Concentration of Trace Metals in Leaves of Laurel, used as Bioindicator of Urban Traffic Pollution in Athens. 8th FECS Conference 2002
- RIGA-KARANDINOS A. N., SAITANIS C. 2004: Biomonitoring of concentrations of platinum group elements and their correlations to other metals. *Int. J. Environment and Pollution*, Vol. 22, 5: 563–579.
- SÁPI V. 1983: Vác története I–II. kötet. Kiadta a Pest Megyei Múzeum Igazgatósága, Szentendre
- SCHAT H., TEN BOOKUM W. M. 1992: Genetic control of copper tolerance in *Silene vulgaris*. *Heredity* 68: 219–229.
- SCHINDLER J. E., WAIDE J. B., WALDRON M. C., HAINS J. J., SCHREINER S. P., FREEMAN M. L., BENZ S. L., PETTIGREW D. P., SCHISSEL L. A., CLARKE P.J. 1980: A microcosm approach to the study of biogeochemical system. I. Theoretical rationale. In Giesy, J.P. (Ed.), *Microcosm in Ecological Research*, U.S. Department of Energy, CONF-781101, NTIS, U.S. Department of Commerce, Springfield, Virginia, pp. 192–203.

- SZŐKE E. 2005: Research on the heavy metal pollution of some cave waters of the karsts of Aggtelek from 2000 until now. *Acta Climatologia et Chorologica*, Univer. Szegediensis, Tom. 38–39, 2005, p. 135–142.
- TARDY J. (ed.) 2002: Progress report on the establishment of the National Ecological Network in Hungary. Nature Conservation, Ministry of Environment, Budapest
- TINGEY D. T., TAYLOR G. E. JR. 1982: Variation in plant response to ozone: A conceptual model of physiological events. In M. D. Unsworth and D. P. Ormrod (Eds.), *Effects of Gaseous Air Pollutants in Agriculture and Horticulture*, pp. 111–138, Butterworths, London
- TRESHOW M., ANDERSON F. K. 1989: *Plant Stress from Air Pollution*. New York. John Wiley & Sons
- VÁCI KÖRZETI FÖLDHIVATAL 2001: Főösszesítő
- VÁC POLGÁRMESTERI HIVATAL IRATTÁR 2005: A Váci-liget Természetvédelmi Kezelési és Felújítási Terve. Vác, 2005. november 8. képviselő testületi ülés előterjesztés

TÁJALKOTÓK ÉS TÁJHASZNÁLAT VÁLTOZÁSA A KÖRNYEZETI HATÁSOK FIGYELEMBE VÉTELÉVEL

E. K. CSEREKLYE

Szent István Egyetem, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: csereklye@gmail.com

Kulcsszavak: természetvédelem, területhasználat, toxikus szennyezés

Összefoglalás: Vác városa centrális helyet foglal el a Dunakanyar Régiójában. Természeti értékeit jelentős mértékben befolyásolja a levegő szennyezettsége a város fokozott ipari-, kereskedelmi-, gazdasági élete. Vác város kiemelkedő természeti értékei között fellelhetjük azokat a természeti ritkaságokat, amelynek természeti- és kultúrtörténeti értéke felbecsülhetetlen. Ezek közül a legjelentősebb képviselője a Duna-part mellett található Váci-Liget. A Váci-Liget példája sok tekintetben országos jelentőségű, – mint a Duna-Ipoly Nemzeti Park része – azonban a környezetvédelmi szennyezés kezelése és kötődése szempontjából, mégis célszerűbbé vált helyi szinten is – a Vác Városi Önkormányzat által – természetvédelmi oltalom alatt tartani. Napjainkban a környezetszennyezések vizsgálata során egyre gyakrabban előtérbe kerül a nehézfém terhelések értékelése. Annak ellenére, hogy a nehézfémek környezetünk természetes alkotóelemei közé sorolhatóak, potenciálisan toxikus anyagoknak tekintjük azokat. A cikk bemutatja azokat szennyezési méréseket, amelyeket különböző növénymintákban készítettem el. Ez szemlélteti a legjelentősebb toxikus szennyezési állapotot a különböző területi egységek alapján.

AZ ÉLŐHELYEK ÉS A TALAJVÍZ ÖSSZEFÜGGÉSE A PUSZTASZERI TÁJVÉDELMI KÖRZETBEN

VÁMOS Tibor, KEVEINÉ BÁRÁNY Ilona

SZTE Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék,
6722 Szeged, Egyetem u. 2., e-mail: vamous@gmail.com

Kulcsszavak: élőhelyterképezés, szikesek, talajvízmélység-növényzet kapcsolat, tájhasználat.

Összefoglalás: Alföldi mintaterületünkön az élőhelyek talajvízviszonyait, a tájhasználat és a talajvízmélység kapcsolatát vizsgáltuk. A szikes mocsarak, a szikes rétek, üde mézpázsitos szikfokok, padkás szikesek és szikes tavak iszap és vakszik növényzete, az ürmös- és cickóros puszták, azaz a szikes élőhelyek a sekély talajvízmélységű területeken fordulnak elő és elterjedésük szoros összefüggésben van a talajvíz mélységével. Hasonlóan szoros kapcsolatot találtunk a kötött talajú sztyepprétek esetében is. A jellegtelen száraz- vagy félszáraz gyepek és magaskórósok, nyílt, gyepekkel mozaikos sziki tölgyesek, tájidegen fajokkal elegyes jellegtelen erdők és ültetvények, kistáblás mozaikok a mélyebb talajvízű területekre jellemzők, és kevésbé szoros kapcsolatban vannak a talajvíz mélységével. Az élőhelyek összevonásából képzett tájhasználati kategóriák jól láthatóan a talajvíz mélysége szerint rendeződnek el a tájban. A szántók és a vizes élőhelyek kiterjedésében, a XIX. század második felében, a kataszteri felmérések alapján megfigyelt változások kapcsolatba hozhatók a talajvíz mélységének változásával.

Bevezetés

A tájat különböző, gyakran az egyszerű szemlélő számára is jól látható foltok alkotják. A foltok, mintázatok legszembetűnőbbben a növényzet változásában ismerhetők fel. A táji mintázat kialakulásának háttérében, többek között, a tájalkotó elemek térbeli változása, inhomogenitása áll. A mintázat létrejöttének okait megismerve a táji rendszer működésének megértéséhez jutunk közelebb, ami lehetővé teszi a tájhasználat lehetőségeinek, korlátainak meghatározását (CSATÓ és MEZŐSI 2003).

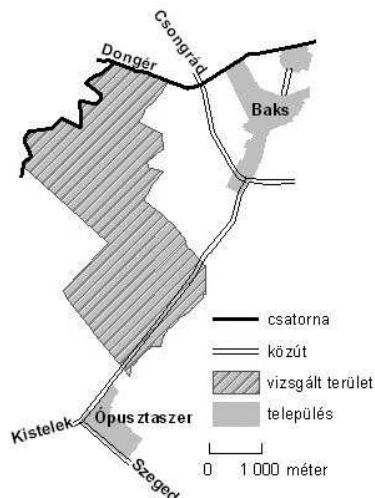
A növényzet foltossága és a tájhasználat között szoros az összefüggés, ugyanis az ember mezőgazdasági tájhasználati végső soron a növényzet hasznosításán, megváltoztatásán keresztül valósul meg. Így a növényzet térbeli mintázatának kialakulásában a tájalkotó elemek szerepének megismerése közelebb visz a tájhasználat térbeli szerkezetének megértéséhez.

Korábbi vizsgálatunkban a Pallavicini Hitbizomány a Kiskunsági-lőszőshát, a Dorozsma-Majsai-homokhát és a Dél-Tisza-völgy kistájakra kiterjedő területén, a táji mintázatot vizsgálva kapcsolatot találtunk a domborzat és a tájhasználat között. Viszont a domborzat nem adott mindig megnyugtató magyarázatot a mintázat kialakulásra. A tájhasználat, főként a szántók kiterjedésének változása szoros összefüggést mutatott a terület népességszámának gyarapodásával. Viszont a szántók területének növekedése nagyon egyenlőtlenül oszlott meg az egyes kistájok között. A Kiskunsági-lőszősháton a szántók területének növekedése a XIX. század közepén megtorpant, míg a mocsarak és vízállások területe megnőtt, szemben a másik két kistáj vizsgált részével (VÁMOS és KEVEINÉ 2007). A Kiskunsági-lőszősháton a Pallavicini Hitbizomány többi területétől eltérően változó tájhasználat a hidrológiai adottság, főként a talajvíz mélységének tájformáló szerepére irányította a gyelmünket.

A talajvíz tájban betöltött szerepének vizsgálata a szikes területek kutatásában nagy hagyományokra tekint vissza (MADOS 1943, GYÖRI 1955, HERKE 1962, TÓTH et al. 2001). A szikesek kialakulása szempontjából döntő, hogy a nagy összes só tartalmú és nátriumos talajvizek a szikesedés szempontjából kritikus mélységben legyenek (KUTI et al. 1999). A vegetáció, illetve az élőhelyek elhelyezkedése és a talajvíz mélysége közötti kapcsolat már kevésbé kutatott, de napjainkban több ilyen vizsgálat is folyik (LOHEIDE 2008, BAGI et al. 2008, MARGÓCZI et al. 2008). Belgiumban síksági nádasokon és magassásosokon, valamint magasfüvű réteken és kaszálókon végzett vizsgálat során tizenhárom talajtani és hidrológiai háttérfaktor közül a közepes talajvízmélység bizonyult a legnagyobb hatásúnak a vegetáció megoszlására (PETERS et al. 2007). A talajvíz tájhasználatban betöltött szerepének vizsgálata különösen a Kiskunságban tapasztalt talajvízszint-csökkenés és tájváltozás miatt vált időszerűvé hazánkban (TÓTH et al. 2003, HOYK 2006, SCHRETT 2006, RAKONCZAI 2006, PENKSZA ET AL. 2001, 2008, PENKSZA 2003, PENKSZA és SZERDAHELYI 2001). Ezzel ellentétes irányú változást, a talajvízszint-emelkedés tájhasználatra gyakorolt hatását elemezték ANDERSEN et al. (2004).

Az 1026 hektár kiterjedésű mintaterületünk a Pusztaszeri Tájvédelmi Körzetben, Ópusztaszer és Baks községek közigazgatási területén, a Kiskunsági-löszöshát déli szegletében helyezkedik el. Nyugatról Dorozsma-Majsai-homokhát, dél, délkeletről a Dél-Tisza-völgy határolja (SOMOGYI és MAROSI 1990). Igen mozaikos megjelenésű a táj, finom homok alkotta kiemelkedések, infúziós löszön kialakult szolonyeces laposok váltakoznak egymással (MOLNÁR et al. 1971).

A talajvízszint-csökkenés, a kiszáradási folyamat területünkön is megfigyelhető, habár a Kiskunságra általában jellemző mértéket meg sem közelíti (RAKONCZAI 2006). A 2006-os évben viszont a szokatlanul nagy kiterjedésű belvíz okozott feszültséget a különböző érdekű tájhasználók, a természetvédelem és a területen élők és gazdálkodók között. Felmerül a kérdés, hogy a talajvíz mélysége milyen szerepet játszik a megfigyelt táji mintázat és a tájhasználat formálásában? Így jelen cikkünkben arra keressük a választ, hogy a talajvíz mélysége és a megfigyelt élőhelyi és tájhasználati mintázatok között létezik-e kapcsolat.



1. ábra A vizsgált terület elhelyezkedése (Pusztaszeri Tájvédelmi Körzet)
Figure 1. Situation of the study area (Pusztaszer Landscape Protection District)

Anyag és módszer

Az élettelen tájalkotó tényezők és a növényzet kapcsolatának vizsgálata során domborzati, talajvíz és élőhelytérképet készítettünk, amelyek alapján elemeztük a fenti kapcsolatrendszerét.

Az EOTR 1:10 000-es 37-334 és 37-332 számú szelvényei alapján tízszer tíz méteres felbontású raszteres domborzatmodellt hoztunk létre. A domborzatmodell alapjául szolgáló EOTR térképek alap-szintvonalköze 1 méter, ami már elégségesnek bizonyul a síknak tűnő felszín domborzatának leképezésére.

A vizsgált területéről korábban három átfogó talajvíztérkép készült. Az 1950–54. közötti időszakot jellemző, talajvízkutak nyári vízszintjei alapján készült Rónai-féle talajvíztérkép, az 1971. és 78. között sekélyfúrások alapján készített térkép, valamint az 1996-98. között, ismételten a talajvízkutak vízszintjei alapján készített térkép (KUTI et al. 2002). A három korábbi talajvíztérképet kutatásainkhoz nem tudtuk felhasználni. Ennek oka egyrészt, a térképek méretaránya, felbontása, ami jóval kisebb, mint az összehasonlításhoz használt további térképeké, másrészt a tavaszi talajvízszint ismerete segített eldönteni, hogy a megfigyelt felszíni vízállások talajvíz eredetűek-e.

Így szükségessé vált egy új talajvíztérkép készítése, ami 2007. március végén történt méréseken alapul. Ehhez a vizsgált területen belül tizenhárom, közvetlen szomszédságában további kilenc jórészt már használaton kívüli, ásott talajvízkút került felmérésre. A 22 kút reprezentativitásának megítélésére a domborzat és talajvíz között fennálló kapcsolatot használtuk, ugyanis a talajvíz felszíne, ha a felszíninél kisebb mértékű változással is, de általában jól követi a térszín domborulatát (JUHÁSZ 1987). A 22 kútnál meghatározott tengerszint feletti magassági értékéből, amit az EOTR 1:10 000-es szelvények alapján állapítottunk meg, interpoláltunk egy felszínt és ezt összehasonlítottuk a tényleges domborzattal. Ez alapján értékelhettük, hogy a kutak, mint mérési helyek mennyire reprezentálják a domborzatot és ezen keresztül mennyire alkalmasak a vizsgált területen a talajvíz felszínének becslésére. Egy méteres pontossággal a terület 70 százalékán a kutak magassági adatából előállított felszín azonos volt a valós domborzattal. Az eredményekből az is látszott, hogy a mélyebb térszínnek alul reprezentáltak a 22 kút alkotta mintában, azaz mélyedésekre becsült talajvízszint bizonytalansága nagyobb a többi területnél. A domborzat és az interpolált felszín különbségének átlaga -0,27 méter, szórása 0,93 méter.

A kútban mért talajvízszint és a kútra meghatározott tengerszint feletti magasság különbségeként állapítottuk meg a nyugalmi talajvízszint tengerszint feletti magasságát R. BRASSINGTON (1988) útmutatásai szerint. A pontszerű eredményekből krigeléssel becsültük meg a várható talajvízfelszint és állítottuk elő raszteres, a nyugalmi talajvízszint tengerszint feletti magasságát bemutató térképünket.

A vizsgált területen található a 2377 törzsszámú talajvíz-észlelőkút. A 2007. márciusi vízállást az 1955-től kezdődő rendszeres mérések adataihoz viszonyítottuk. Az 52 évnyi mérés alapján a márciusi átlagos vízállás 208,4 cm a felszín alatt (maximuma 119,1 cm, minimuma 275,7 cm), míg 2007. márciusában a talajvíz szintje 197 centiméterrel volt a talaj felszíne alatt. Így a talajvíztérkép értékeit átlagosnak tekintettük márciusra vonatkozóan.

A tájhasználati kategóriáknál részletesebb, a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer részeként megjelent Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (FEKETE et al. 1997), illetve

az Élőhelyismereti útmutató 2.0 (BÖLÖNI et al. 2003) kategóriáit követő élőhelytérképet készítettünk. Ennek több oka is volt, egyrészt ez az élőhely-osztályozási rendszer teljességre törekvő, és a tájat használó ember számára is még értelmezhető, másrészt kategóriái könnyen átalakíthatók tájhasználati kategóriákká. A térképezést 1026 hektár területen 2007. nyarának elején végeztük el. A térképezett terület lehatárolása a táji és a közigazgatási határok figyelembe vételével történt. A térképezés részeként 116 ötször öt méteres kvadrátban készült felvételezés a növényzetről. A kvadrátok elhelyezésében egyedüli szempont az egyes élőhelyfoltra legjellemzőbb növényállomány felvételezése volt, így kedvezményezett mintavétel alapján, jellemzően az egyes élőhelyfoltok belső területeire kerültek. A térképezett élőhelyekről és kiterjedésükről az 1. táblázat tájékoztat.

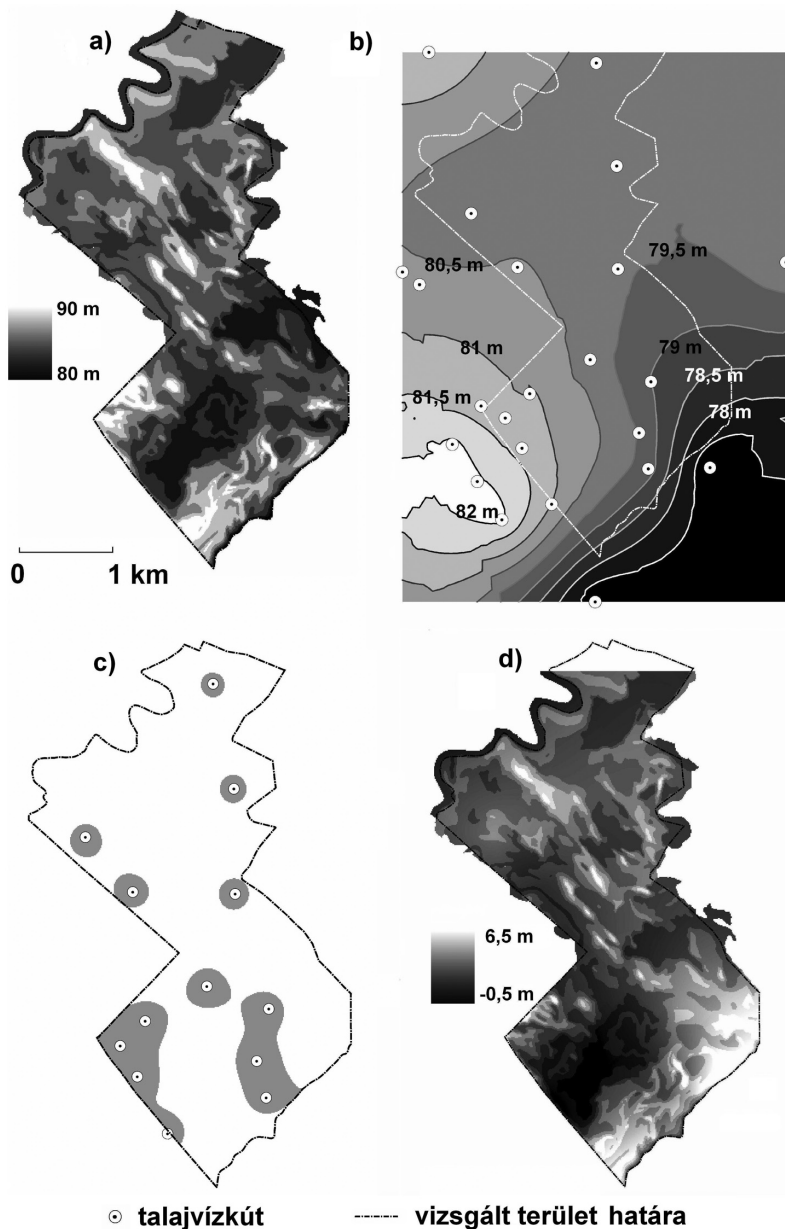
1. táblázat A vizsgált terület élőhelyei (Pusztaszeri Tájvédelmi Körzet)
Table 1. Habitats of the study area (Pusztaszer Landscape Protection District)

Élőhely	Élőhely területe (ha)
szikes mocsarak (B6)	124
ürmöspuszta (F1a) és cickórós pusztá (F1b)	189
szikes rétek (F2) üdébb élőhelyű	117
szikes rétek (F2) szárazabb élőhelyű	59
üde mézpázsitos szikfok (F4)	23
padkás szikesek és szikes tavak iszap és vaskzik növényzete (F5)	6
kötött talajú sztyepprétek (H5a)	137
jellegtelen száraz- vagy félszáraz gyepek és magaskórósok (OC)	142
nyílt, gyepekkel mozaikos sziki tölgyesek (M3)	26
tájidegen fajokkal elegyes jellegtelen erdők és ültetvények (RD)	15
kistáblás mozaikok (T6)	178
tanyák	10

A szikes puszták két alegységét az ürmöspusztát (F1a) és a cickórós pusztát (F1b) nem különítettük el, mert helyenként, a mikrodomborzatot követve, olyan mozaikosan jelentek meg, hogy a térképezés méretarányában nem volt lehetséges viszonylag homogén foltjaik lehatárolása. A homogén foltok képzését az élőhelytérkép feldolgozása tette szükségessé, ugyanis az élőhelyeket megjelenítő foltokat egy attribútummal jellemeztük. Viszont a szikes réteken (F2) belül két további kategóriát különböztettünk meg: egy üdébb élőhelyet, ami megfeleltethető az *Agrostio-Alopecuretum pratensis* (Soó 1933 corr. BORHIDI 2003) társulás *typicum* szubasszociációjának, illetve egy szárazabb élőhelyet, ami az *Agrostio-Alopecuretum pratensis* társulás *poëtosum angustifoliae* szubasszociációjával azonosítható. Az elkülönítést a szikes réteken belül az *Agrostio-Alopecuretum pratensis* társulás *poëtosum angustifoliae* szubasszociációjának jelentős kiterjedése, valamint a leromlásra utaló *Agropyron repens* erőteljes jelenléte indokolta, szemben a természetesebb megjelenésű további szikes rétekkel.

A talajvízfelszín táji váltakozásáról a talajvíz tengerszint feletti magasságát bemutató térkép tájékoztat. A talajvíz kisebb kiterjedésű váltakozásainak leképezéséért a domborzat és a talajvízszint tengerszint feletti magasságát bemutató raszteres térképeket egymásra fektettük, így állítottuk elő a talajvízmélység térképünket, amely vizsgált terület 1001 hektárjára terjed ki (2. ábra). A talajvízmélység térkép helyességét a térkép készítésétől független megfigyelésekkel ellenőriztük: ahol a térkép felszín fölé emelkedő talajvizet

jelzett ott valóban belvíz volt, illetve a 2377 törzsszámú talajvíz-észlelőkútban mért talajvízmélység és a térképünkön jelzett érték eltérése 32 cm. A talajvíz-mélység térképet az ugyancsak raszteres állományúvá konvertált élőhelytérképpel hoztuk fedésbe, így a kategóriarendszerben szereplő élőhelyek talajvíz-viszonyairól kaptunk képet.



2. ábra Talajvízmélység térkép előállítás: a) Domborzatmodell; b) Talajvízfelszín térkép; c) Alacsony standard hibájú területek; d) Talajvízmélység térkép

Figure 2. Creation of map of groundwater depth: a) Model of elevation; b) Map of groundwater table; c) Low standard error map; d) Map of groundwater depth

Amennyiben a jelenlegi tájhasználat kapcsolatot mutat a talajvíz mélységével, feltételezhető, hogy ez a múltbeli tájhasználatban is tükröződik. Ennek vizsgálatához az II. Katonai Felmérés 59/XXXVI. számú szelvénye (1861–63.), és Sövényháza kataszteri községvázlata (1854., 1877., 1883.) című térképek tájhasználatra vonatkozó információit dolgoztuk fel. Három időpontban vizsgáltuk a szántók, valamint a vizes élőhelyek kiterjedését. A szántók kiterjedésében tapasztalható változásokat a jelenlegi talajvíz adottságokhoz viszonyítottuk. A jelenlegi talajvízszintek használatát szükségessé tette, hogy nem rendelkezünk részletes adatokkal XIX. századi talajvízviszonyokról, viszont a vizsgált területen nem történt olyan mértékű vízrendezési tevékenység, amely jelentősen átalakította volna a talajvízviszonyokat.

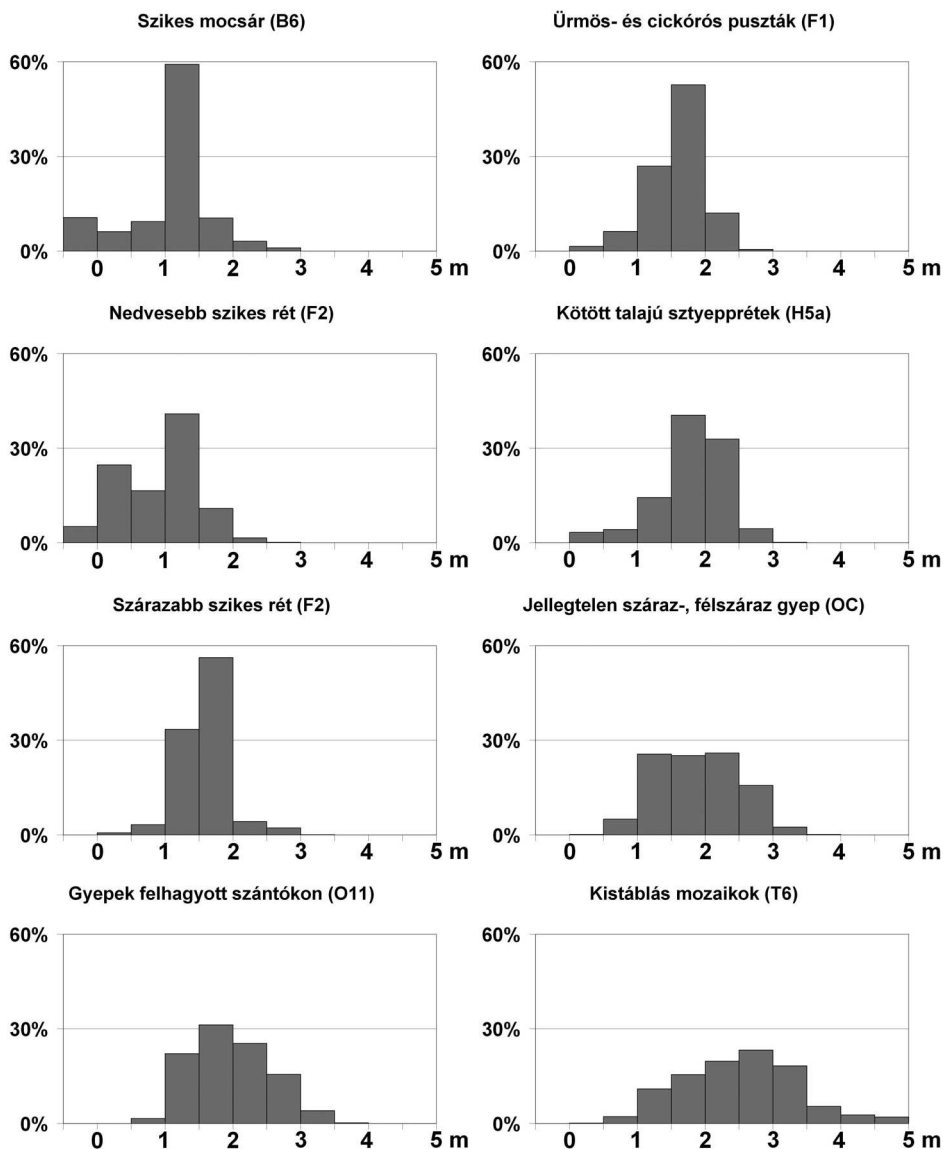
A térképi vizsgálatokhoz az ESRI ArcView 9.1 programját, míg a statisztikai elemzésekhez, a Pearson-féle korrelációs együttható kiszámításához a Microsoft Excel programját használtuk.

Eredmények és megvitatásuk

A térképek egymásra fektetésével lehetővé vált annak vizsgálata, hogy az egyes élőhelyek területe milyen talajvízmélységű területre terjed ki. Az élőhelyek területének megoszlását fél méteres talajvízmélység kategóriák szerint vizsgáltuk. Eredményeinket a 3. ábra foglalja össze.

A feltételezett kapcsolatot az élőhelyek elhelyezkedése és a talajvíz mélysége között khi négyzet próbával is ellenőriztük. Minden élőhely esetében talajvízmélység kategóriák szerinti eloszlása még 99,9 százalékos valószínűségi szinten is szignifikánsan eltér az elméleti gyakoriság értékeitől. Ennek megfelelően joggal feltételezhető, hogy az élőhelyek elhelyezkedése és a talajvízmélység között valóban létezik kapcsolat. Amennyiben az élőhelyek talajvízmélység szerinti eloszlását valószínűség-eloszlásnak tekintjük a talajvízmélység jelentette valószínűségi mezőben, a kapcsolat jellegére is következtethetünk. Minél szűkebb terjedelmű az eloszlás, annál szorosabb a kapcsolatot valószínűsíthetünk. A szikes mocsarak (B6), szikes rétek (F2) szárazabb élőhelyű változatában, a szikes puszták (F1), padkás szikesek és szikes tavak iszap és vakszik növényzete (F5) élőhelyek esetében az élőhely több mint ötven százalékos valószínűséggel köthető egy talajvízmélység kategóriához. Alig marad el ettől a valószínűségtől szikes rétek (F2) üdebb élőhelyű változata, az üde mézspázsitos szikfok (F4), kötött talajú sztyepprétek (H5a) kapcsolata egy talajvízmélység kategóriától. Kevésbé kötődik a talajvízmélység kategóriáihoz a jellegtelen száraz- vagy félszáraz gyepek és magaskórósok (OC), kistáblás mozaikok, azaz szántók (T6) és tanyák élőhelye. A jellegtelen száraz- vagy félszáraz gyepek és magaskórósokon (OC) belül elkülönítettük a felhagyott szántók területén kialakult gyepeket, ami az 1997-ben megjelent A magyarországi élőhelyek leírása, határozója (FEKETE et al. 1997) O11 azonosító kódú élőhelye. Ennek eloszlása figyelemre méltó, ugyanis jól érzékelhető a kistáblás mozaik (T6) élőhellyel összevetve, hogy inkább a magasabb talajvízszinttel jellemezhető szántókat vonták ki a művelésből.

Az élőhelyek és a talajvízmélység összevetését elvégeztük a talajvíztérkép azon területeire is, amelyeken az interpoláció, azaz a térkép előállításánál fellépő standard hiba mértéke kisebb, mint 0,6 méter. Ez a vizsgált terület 13,6 százalékára terjed ki (2. ábra). Megvizsgáltuk, hogy az alacsony standard hibájú területek élőhelyeinek talajvízmélység



3. ábra Jellemzőbb élőhelyek területének megoszlása a talajvíz mélysége szerint
 Figure 3. Distribution of typical habitats according to ground water depth

szerinti megoszlása mennyiben hasonló a magasabb standard hibájú területek élőhelyeinek talajvízmélység szerinti megoszlásához. A hasonlóság mértéke egyrészt a térkép megbízhatóságát, másrészt az élőhelyek és a talajvízmélység kapcsolatának szorosságát minősíti. Az eloszlások közötti kapcsolatot a Pearson-féle korrelációs együttható segítségével értékeltük. Az eredményeinket a 2. táblázat foglalja össze.

2. táblázat Pearson-féle korrelációs együttható értékei az élőhelyek alacsony és magasabb standard hibájú területeken tapasztalt talajvízmélység szerinti megoszlása között
 Table 2. Values of the Pearson's correlation coefficient between the distribution of habitats according to ground water depth in low and higher standard error area

<i>Élőhely</i>	<i>Alacsony és magasabb standard hibájú területeken tapasztalt talajvízmélység szerinti megoszlás közötti korreláció</i>
Szikes mocsár	0,8999
Üdébb szikes rét	0,9602
Szárazabb szikes rét	0,9584
Ürmös- és cickóros puszták	0,911
Kötött talajú sztyepprétek	0,87
Jellegtelen száraz- félszáraz gyepek	0,9846
Sziki tölgyesek	0,5479
Kistáblás mozaikok	0,5652
Felhagyott szántókon kialakult gyepek	0,5115

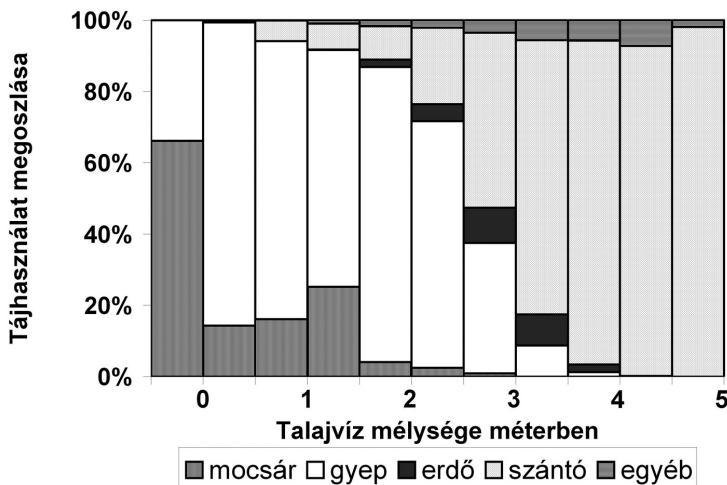
A talajvíztérkép alacsony standard hibájú területein előforduló szikes élőhelyek, mint a szikes mocsarak (B6), szikes rétek (F2) üdébb és szárazabb élőhelyű változata és a szikes puszták (F1) esetében a különböző hibájú térképeken a talajvízmélység szerinti eloszlások hasonlóak. A jellegtelen száraz- vagy félszáraz gyepek és magaskórósok (OC) és a kötött talajú sztyepprétek (H5a) esetében is erős kapcsolatot jelez a korrelációs együttható értéke. A további, mélyebb talajvízű területekre jellemző élőhelyek, mint a felhagyott szántók területén kialakult gyepek (O11), nyílt, gyepekkel mozaikos sziki tölgyesek (M3), kistáblás mozaikok (T6) esetében a két eloszlás közötti kapcsolat már csupán 95 százalékos szignifikancia szinten fogadható el.

Azaz a vizsgált terület 50 százalékát elfoglaló szikes élőhelyek szorosabb kapcsolatot mutatnak a talajvízszint mélységével, mind a 3. ábrán látható eloszlásaik, mind a különböző standard hibájú területek között számított korrelációk alapján. Ugyanez a megállapítás tehető a kötött talajú sztyepprétekre (H5a) is. A mélyebb talajvízű területekre jellemző élőhelyek talajvízmélység szerinti eloszlása tágabb terjedelmű, a jellegtelen száraz- vagy félszáraz gyepek és magaskórósok (OC) kivételével különböző standard hibájú területek között számított korreláció értékei alacsonyabbak, azaz az élőhely elhelyezkedése és a talajvíz mélysége között kevésbé egyértelmű a kapcsolat. Viszont a 3. ábra alapján jól láthatóan létezik egy olyan felszínhez közeli talajvízszint, amelynél az élőhely előfordulási valószínűsége jelentősen csökken.

A tájhasználat értékelésére az élőhelyeket összevonva, nagyobb kiterjedésű, így a térbeli vizsgálatra alkalmasabb kategóriákat állíthatunk elő. Az egyesítés a következők szerint történt:

A szikes mocsarak (B6) élőhelyet *mocsárnak*; az ürmöspusztá és cickóros pusztá (F1a és F1b), a szikes rétek (F2), üde mézpázsitos szikfok (F4), padkás szikesek és szikes tavak iszap és vakszik növényzete (F5), kötött talajú sztyepprétek (H5a), jellegtelen száraz- vagy félszáraz gyepek és magaskórósok (OC), élőhelyet *gyepnek*; nyílt, gyepekkel mozaikos sziki tölgyesek (M3) és tájidegen fajokkal elegyes jellegtelen erdők és ültetvények (RD)

élőhelyet *erdőnek*; kistáblás mozaikot (T6) *szántónak*; a tanyatelkek területét és az utakat *egyébnek* tekintettük. Az összevonás után ábrázoltuk az egyes tájhasználati kategóriák megoszlását talajvízmélység szerint (4. ábra)



4. ábra Tájhasználat a talajvízmélység függvényében

Figure 4. Distribution of land use according to ground water depth (mocsár = marsh; gyepek = grassland; erdő = wood; szántó = plough land; egyéb = others)

A tájhasználatban is felfedezhető a talajvízmélységgel való kapcsolat. A tájhasználati kategóriák jól láthatóan a talajvíz mélysége szerint rendeződnek el a tájban. A vizsgált mintaterületünkön legalacsonyabb és a legmagasabb talajvízmélységnél a gyepek és szántók egymást kizáróan bizonyul.

Megvizsgáltuk, hogy a tanyák elhelyezkedésében valóban tetten érhető-e a talajvízmélység szerepe. A tanyák három tanyasorba rendeződnek a vizsgált területen. Egy a Szeged – Csongrád közötti közutat követi, míg a másik kettő, Rontószél és Kis-Zer települése a táji mintázatához alkalmazkodott. Várható, hogy a tanyák oda épülnek, ahol az év egészében szárazon maradnak. A tanyák, tanyaudvarok talajvízmélység szerinti eloszlásának középértéke 2,18 méter, ami a kistáblás mozaikok (T6) és a különböző gyepekre meghatározott értékek közé esik. A köztes helyzet elhelyezkedésükben is megfigyelhető, ugyanis a tanyák a szántók és a különböző hasznosítású gyepek közötti határra települnek. Megvizsgáltuk, hogy Rontószélen és Kis-Zeren található tanyatelkek közül hány érintkezik gyeppel és szántóval is. Rontószél 22 tanyájából 20 mindkét művelési ággal szomszédos. A közel négy kilométer hosszú Kis-Zer sor tanyái közül, csak a vizsgált területre esőket tekintve, a kapcsolat a tájhasználat átalakulásában figyelhető meg. Az élőhelytérképünkön még minden tanya csak szántókkal érintkezik. Ha viszont figyelembe vesszük azokat a parlagokat, amelyeket már legalább két éve nem szántottak fel, akkor a 9 tanyatelek közül már 4 gyeppel és szántóval is szomszédos. Kis-Zeren a szántók legújabbban megfigyelhető felhagyása a juhtenyésztéshez köthető.

Felmerül a kérdés, hogy a tájhasználat múltbeli változásában kimutatható-e a talajvíz szerepe? Ennek megválaszolása során a XIX. századi térképeket, különösen Sövényháza

(XIX. századtól 1973-ig Ópusztaszer község neve) 1854-ben, 1877-ben és 1883-ban készült kataszteri községvázatát vizsgáltuk. A XIX. század közepén komoly átalakuláson ment keresztül a terület tájhasználat: a Tisza szabályozása, a folyó gátak közé zárása megnyitotta az utat az ártér szántóföldi művelésbe vonása előtt. Gyakorlatilag olyan földbőséggel jellemezhető, extenzíven fejlődő mezőgazdaság jött létre, amely a megváltozó természeti feltételekhez alkalmazkodott. Társadalmi igények, például a nagy népességnomás nem torzította a tájhasználatot. Mindez csak a Pallavicini-uradalom kezelésében lévő területekre igaz, mert a kisbérleteken gazdálkodó parasztok szigorú szerződéses feltételek, valamint állandó népességnomás alatt termeltek.

Az 1854-es kataszteri községvázat térképe csupán szántó, rét, legelő, erdő, kert és vízállás (adómentes) művelési ágat különböztet meg, míg az 1877-es és 1883-as az előzőeken túl megkülönbözteti a mocsarakat is. Így az 1854-es térkép helyett a vele közel egykorú II. Katonai Felmérés mocsarakat is feltüntető térképét használtuk összehasonlításra. A két térképen a szántók kiterjedésében jelentős eltérés nem tapasztalható.

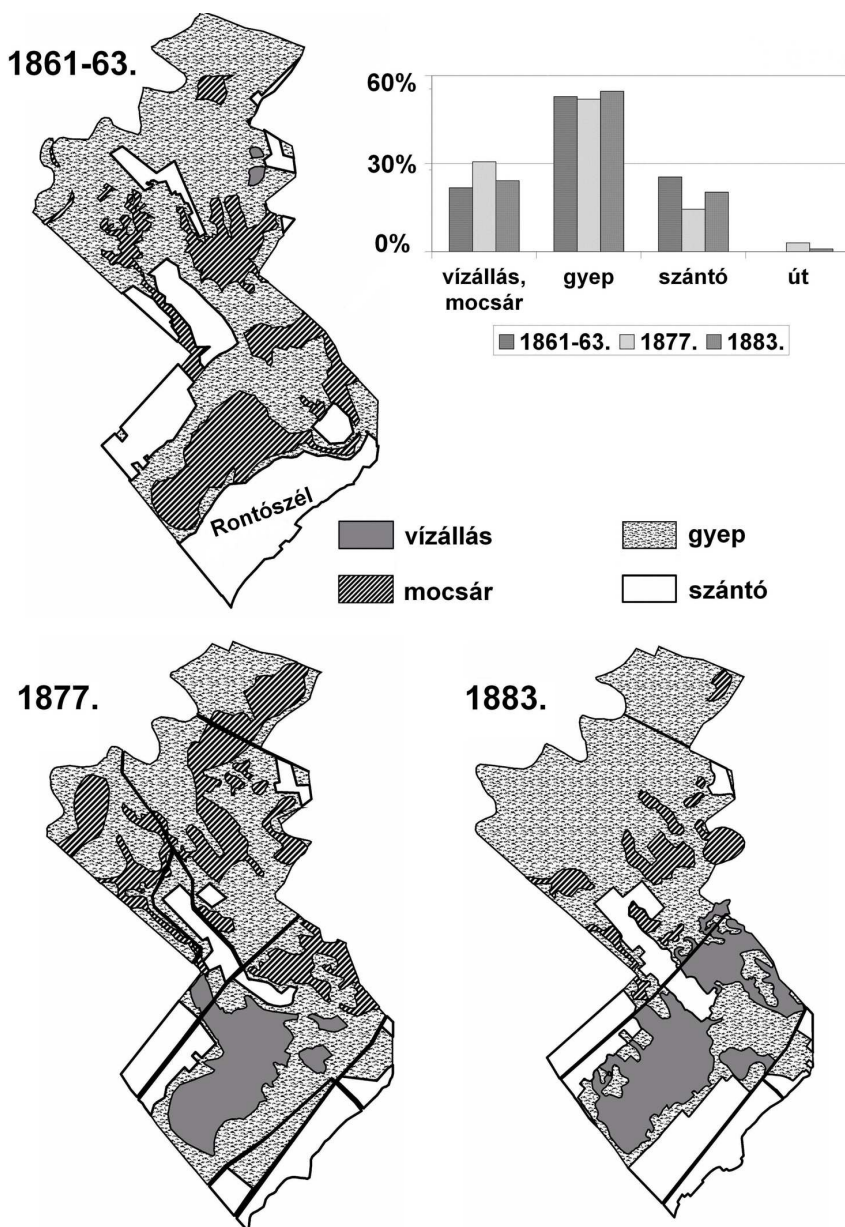
Az uradalmi kezelésben lévő területeken az 1861-63-as kiindulási időponthoz képest 1877-re a vízállások és mocsarak együttes területének növekedése, majd 1883-ra csökkenése figyelhető meg (5. ábra).

Ezzel fordított irányú változás a szántók területének csökkenése, majd újbóli növekedése, miközben a vizsgált területet magába foglaló Pallavicini Hitbizomány területén mindvégig nő a szántók kiterjedése. A vizes élőhelyek területének növekedése, az előzőekben bemutatott összefüggések alapján, magasabb talajvízszintet jelez, ami a szántók kiterjedésének csökkenésében is megnyilvánult. Az 1877. és 1883. között szántóföldi művelésbe vont területeket a jelenlegi talajvízmélységgel összevetve megállapítható volt, hogy a szántók a magasabb talajvízszinttel jellemezhető területek felé terjedtek ki.

A XIX. század második felétől a szántók kiterjedése alig növekedett. Az 1950-es katonai térképek tanúsága szerint a vizsgált terület 20,2 százalékát szántották, ami a 2007-ben készült élőhelytérképünk alapján 17,4%-ra csökkent.

A talajvízszint változásának okait nem vizsgáltuk, de a talajvízszint időbeli változékonyságában a klimatológiai tényezőknek jelentős a szerepe. Ha nincs jelentős hozzáfolyás és a talajvíztükör nincs nagyon mélyen, a talajvízszint a csapadéktól és a párolgástól függ (JUHÁSZ 1987). A Szegedre rendelkezésre álló csapadék idősorok alapján megállapítható, egy az 1870-es évtől 1873-ig tartó csapadékosabb időszak. Az 1864. és 1868. közötti évek átlagos csapadékmennyisége Szeged - Gimnázium mérőhelyen 398 mm. 1869-ben nem történt megfigyelés. Az 1870. és 73. között az évi átlagos csapadék mennyisége 645 mm-re nőtt. Az 1873-at követő tíz éves időszak átlagos évi csapadékmennyisége 539 mm, de száraz, vagy éppen nedves időszakok nem különíthetők el (HAJÓSY 1975).

A talajvíz és a tájra gyakorolt hatása a földrajzi névadásban is megjelenik. A helyi hagyomány szerint a Rontó név a termésrontó kifejezésből származik. Magas talajvízszint esetén olyan mértékben nő meg a belvíz, ami már a környező szántóföldeket is veszélyezteti. Ilyenkor a valamikori medreket követve a Dong-érből a felszínen is a Rontó felé áramlik a víz. Erre legutóbb az 1940–41-es időszakban volt példa, amikor a Kis-Zeren élők a Tiszáról hozott ladikkal halásztak is a Rontón (KÓSA 2005). Belvizes előtérés volt megfigyelhető a 2006-os évben is, amikor a Rontó déli, délnyugati szélén az ötvenes években épült tanyákat a víz komolyan fenyegette. Így nem véletlen, hogy a kataszteri községvázatokban is Rontó déli, délkeleti szélén, a Rontószélen változott a legjelentősebben a tájhasználat a XIX. század második felében.



5. ábra Tájhasználat változása a XIX. század második felében
 Figure 5. Change of land use in the second part of the 19th century

Az élőhelyek és talajvíz mélysége közötti kapcsolatra vonatkozó eredményeink egybe csengenek BAGI és munkatársai (2008) megállapításával: „A hidromorf talajokon kialakuló növényzet zonációja a talajvíz mélységétől függően változik, de az egyes növényzeti egységek széles talajvízmélység-tartományban fordulnak elő”. Az azonos

talajvízmélységű területeken különböző élőhelyek találhatók, azaz önmagában a talajvíz felszín alatti helyzetével nem magyarázható az élőhelyek jelenléte, vagy hiánya. Fontos megjegyezni, hogy a talajvíz mélysége és az élőhelyek elhelyezkedése között a kapcsolat közvetetten jön létre, a talaj közvetítésével. A talajvízszint mélységének térbeli és időbeli változása csak egy az inhomogén tájalkotó tényezők közül. Még a hidroszférának sem egyedüli képviselője a vizsgált területen, mert például a szikes rétek esetében, főként a hidrológiai tél időszakában, a felszíni összefolyás is jelentős vízforrás (BÖLÖNI et al. 2003).

A tájhasználat térbeli szerkezetében mégis nagyon jelenetős a talajvízszint szerepe. Mintaterületünkön, ahol a hidromorf talajon kialakult szikes élőhelyek a terület ötven százalékát borítják, kis mértékű talajvízszint változás is jelentősen átalakíthatja a tájhasználatot, a XIX. század második felében megfigyelt változások tanúsága szerint. Jütlandi, ugyancsak főként vízhatás alatti talajokkal jellemezhető területen történt vizsgálatok alapján már 0,6 méteres talajvízszint-emelkedés jelentősen megváltoztatná a jelenlegi tájhasználat mintázatát (ANDERSEN et al. 2004). Így a vizsgált területen a táji mintázat kialakításában jelentős a talajvíz szerepe, környezeti feltételekhez alkalmazkodó tájhasználat nem alakítható ki a talajvízszint térbeli váltakozásának és időbeli változásának figyelembe vétele nélkül.

Irodalom

- ANDERSEN H. H., BROCH S. W., FREIBERG M., HANSEN L. A., MADSEN P. B., WAHL N. A. 2004: Possible effects of watertable rise on agricultural landuse in Northwestern Jutland, Denmark. *Geophysical Research Abstract* 6: EGU04-A-00816.
- BAGI I., SZÉKELY Á., DÖMÖTÖR D. 2008: Talajvíz és a természetközeli növényzet kapcsolata a Duna-Tisza közén. III. Tájökológiai Konferencia Előadások és poszterek összefoglalói: 68.
- BÖLÖNI J., KUN A., MOLNÁR ZS. 2003: Élőhelyismereti útmutató 2.0. Kézirat
- BRASSINGTON R. 1988: *Field Hydrogeology*. John Wiley & Sons, Chichester. p.264
- CSATÓ SZ., MEZŐSI G. 2003: A geoökológia aktuális kutatási problémái. *Tájökológiai Lapok* 1: 19–32.
- EOTR 1:10 000-es 37-332 (Baks) és 37-334 (Ópusztaszer) térképszelvénye
- FEKETE G., MOLNÁR ZS., HORVÁTH F. 1997: A magyarországi élőhelyek leírása, határozoja és a Nemzeti Élőhelyosztályozási Rendszer. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest. p.374.
- GYÖRI D. 1955: Derecskei szikesek és keletkezésük. *Agrokémia és Talajtan* 4: 39–48.
- HAJÓSY F. 1975: A csapadékok havi és évi összegei Magyarországon a mérések kezdetétől 1970-ig. Budapest p.355
- HERKE S. 1962: A hidrológiai viszonyok szerepe a Duna-Tisza közti szikesek keletkezésében. *MTA Agrártudományi Osztály Közleményei* 21: 155–178.
- HOYK E. 2006: A szárazodás hatása a vegetáció alakulására a homokhátsági szikes tavak példáján. In: Kiss A., Mezősi G., Sümeghy Z. (szerk.) *Táj, környezet és társadalom*. SZTE, Szeged, pp 293–305.
- JUHÁSZ J. 1987: *Hidrogeológia*. Akadémiai Kiadó, Budapest. p.972.
- KEMÉNY G., PENKSZA K., NAGY Z., TUBA, Z. 2001: Coenological data on temperate semidesert sandy grasslands in Hungary. *Acta Bot. Sci. Hung.* 43: 333–348.
- KÓSA J. 2005. szóbeli közlés
- KUTI L., TÓTH T., PÁSZTOR L., FÜGEDI U. 1999: Az agrogeológiai térképek adatainak és a szikesek elterjedésének kapcsolata az Alföldön. *Agrokémia és Talajtan* 48: 501–516.
- KUTI L., VATAI J., MÜLLER T., KERÉK B. 2002: A talajvíztükör mélységeinek változása a Duna-Tisza-közi-hátságon. *Földtani Közöny* 132: 317–325.
- LOHEIDE S. 2008: Groundwater-vegetation interaction in mountain meadows. *Geophysical Research Abstract* 10: EGU 2008-A-05797.
- MARGÓCZI K., ARADI E., SZANYI J., PAPP M. 2008: A Dél-kiskunsági semlyékek vegetációjának hidrogeológiai háttérfaktorai. *Kitaibelia* 13: 115.
- MADOS L. 1943: Soil salinization and water. *Hidrológiai Közöny* 23: 3–21.
- MOLNÁR B., MUCSI M., MAGYAR L. 1971: Latest Quaternary History of the Southern Stretch of the Tisza Valley.

- Móra Ferenc Múzeum évkönyve 1: 5–13.
- PENKSZA K., ÁDÁM SZ., CSONTOS P., VONA M., MALATINSZKY Á. 2008: Signs of environmental change as reflected by soil and vegetation on sandy areas in the Carpathian Basin. *Cereal Research Communications* 36(Suppl.): 1063–1066.
- PENKSZA K. 2003: *Festuca pseudovaginata*, a new species from sandy areas of the Carpathian Basin. *Acta Bot. Hung.* 45: 356–372.
- PENKSZA K., SZERDAHELYI T. 2001: Néhány magyarországi *Festuca* faj taxonómiai kutatás; és a *Colchicum arenarium* W. et K. előfordulása a Gödöllői–dombvidéken. – In: BORHIDI A., BOTTA D. Z. (szerk.): Ökológia az ezredfordulón III. Magyar Tudományos Akadémia, pp. 105–111.
- PETERS I., DE BAETS B., SANSON R., VERHOEST N. E. C. 2007: Modelling groundwater-dependent vegetation patterns using ensemble learning. *Hydrology and Earth System Science Discussion* 4: 3687–3717.
- RAKONCZAI 2006: Klímaváltozás – arifikáció – változó tájak. In: Kiss A., Mezösi G., Sümeögy Z. (szerk.) Táj, környezet és társadalom. SZTE, Szeged, pp 593–601.
- SCHRETT A. 2006: Vízhiány okozta élőhelyváltozások a Kiskunsági-homokháton. *ÖKO* 13: 100–119.
- SOMOGYI S., MAROSI S. 1990: Magyarország kistájainak katasztere. MTA FKI Budapest. p.1023.
- Sövényháza kataszteri községvázlata 1854., 1877., 1883. (1:5 760) Országos Széchenyi Könyvtár Térképtára
- TÓTH T., KUTI L., FÖRIZS I., KABOS S. 2001: A sófelhalmozódás tényezőinek változása a hortobágyi „Nyírlapos” mintaterület talajainál. *Agrokémia és Talajtan* 50: 409–426.
- TÓTH T., KUTI L., FÜGEDI U. 2003: Havonkénti vizsgálatok a Zab-szék mellett. A tóvíz, talajvíz, talaj, növényzet időbeli változásai. *Természetvédelmi Közlemények* 10: 94–107.
- VÁMOS T., KEVEINÉ BÁRÁNY I. 2007: Land use and changing of land use in Ópusztaszer. *Acta Climatologia et Chorologica* 40-41: 163–167.
- II. Katonai felvétel Section 59. Col. XXXVI. 1861-63 (1:28 800), Hadtörténeti Térképtár
- Az 1953–59. közötti katonai felvétel L-34-53-A-c jelzetű szelvénye (1:25 000), Hadtörténeti Térképtár

CONNECTION BETWEEN HABITATS AND GROUNDWATER IN THE PUSZTASZER
LANDSCAPE PROTECTION AREA

T. VÁMOS, I. BÁRÁNY-KEVEI

University of Szeged, Department of Climatology and Landscape Ecology
H-6722 Szeged, Egyetem u. 2., Hungary, e-mail: vamost@gmail.com

Keywords: habitat mapping, sodic area, relationship between groundwater level and vegetation, land use.

The relationship between habitats and groundwater as well as the connection between groundwater depth levels and the use of land were examined in the Pusztaszer, Hungary. The sodic habitats like saltmarshes, saline meadows, alkali hollow vegetation and grassy saline fields are situated on shallow groundwater area and their distribution is in close connection with the groundwater level. Similarities can be observed studying the case of the steppe field. The other habitats include characterless dry and semidry grasses, alkali steppe oak forests, characterless forests with alien trees, field margin cropland are situated on deeper groundwater area and they are only in loose connection with groundwater level. The categories of land use made up due to merge of habitats are visibly arranged by level of groundwater depth. The changes observed in extension of arable lands and wetlands in the second part of the nineteenth century can be keyed to variation of groundwater's depth by Cadastre Survey.

A SZÁRAZODÁS VESZÉLYÉNEK TÖBBSZEMPONTÚ TÉRBELI ELEMZÉSE A DUNA-TISZA KÖZÉN

ZSÁKOVICS Gergely, KOVÁCS Ferenc, KISS Andrea

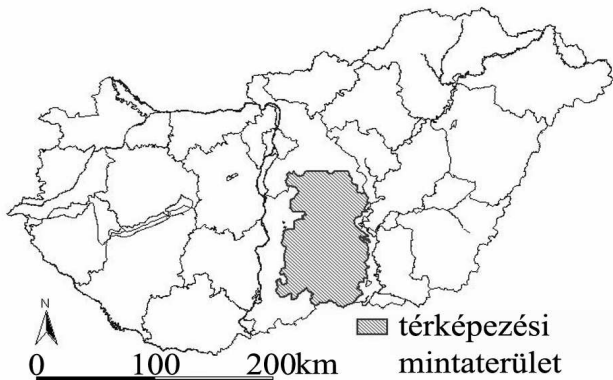
Szegedi Tudományegyetem, Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék
6722 Szeged, Egyetem u. 2-6. e-mail: zsakovics.gergely@gmail.com

Kulcsszavak: szárazodás, talajvízszint-változás, aszályindex-térképezés, SPI index, NDVI index

Összefoglalás: Összetett módon, térinformatikai módszerekkel elemeztünk egy Duna-Tisza közti, homokhátsági mintaterületen jellemző, feltételezhető vízhiányos állapotot. Ennek feltárásához vizsgálatainkban az 1970 és 2000 közötti havi csapadékadatok alapján készült SPI aszályindex térképeket, az 1971–2000 közötti talajvízszint-változások eredményeit és a terület talajainak vízgazdálkodási tulajdonságait vetettünk össze. A mintaterületen ezek alapján létrehoztuk a vízgazdálkodási szempontból különböző mértékben veszélyeztetett területek eredménytérképét, amit összehasonlítottunk az 1992–2001 közötti időtartam NDVI elemzésével kapott, a klíma változékonysága, változása szempontjából potenciálisan veszélyben lévő erdők területével. Az eredménytérkép tájtervezésnél, tájoptimalizáció során minden bizonnyal hasznos támpont lehet ott, ahol elengedhetetlen a vízgazdálkodási és hidrometeorológiai szempontok fokozottabb figyelembe vétele.

Bevezetés

A választott mintaterületen (1. ábra), a Duna-Tisza közti homokháton is – az Alföld más területeihez hasonlóan – jellemzően meleg-száraz és mérsékelt meleg-száraz klíma-körzetek találhatók (PÉCZELY 1979). Az 1970-es évek elején a Duna-Tisza közén nagy kiterjedésű, folyamatos talajvízszint-csökkenést kísérhettünk figyelemmel, melynek mértéke eltér a korábbi megfigyelésektől (RAKONCZAI 2006). Homoktalajainak köszönhetően az egyébként is rossz vízháztartású területen az utóbbi évtizedek folyamán tapasztalható csapadékcsökkenés, a fokozódó aszályjelleg és a talajvíz-készletet érintő nagymértékűnek becsült vízkitermelés jó okot adott arra, hogy a terület vízgazdálkodásával foglalkozjunk. Munkánkban az 1970–2000 közötti időszak csapadékeloszlásának alakulását vizsgáljuk a Standardizált Csapadék Index (standardized precipitation index – SPI) értékelés módszerével, valamint a talajvízszint átlagos változását térképezzük 2000-ig az 1971–75 évek átlagához viszonyítva. Vizsgálatunk során figyelembe vettük a mintaterület talajainak vízgazdálkodási sajátosságait is.



1. ábra A Duna-Tisza közti mintaterület elhelyezkedése
Figure 1. Location of the study area in the Danube-Tisza Interfluve, Hungary

Az SPI index értékek csapadékhiányt, illetve csapadéktöbbletet fejeznek ki bemeneti csapadékadatok alapján. A vizsgált időszak során tapasztalt talajvízszint süllyedés a mintaterületen valószínűleg több tényező együttes hatására vezethető vissza. Többek között közrejátszhat a csapadék csökkenése, az erdőterületek növekvő aránya (ezek talajvíz elszívó hatása) és a növekvő hőségnapok okozta jelentősebb párolgás is. Nem hanyagolható el a víz iránti igény kielégítésére szolgáló kutak nagy mennyisége, a mezőgazdasági és egyéb használatra kitermelt víz lehetséges talajvízszint csökkentő szerepe.

A vizsgálat célja az SPI és talajvízszint-változás térképezési, illetve az Agrotopográfiai Adatbázis (AGROTOPO) segítségével vízgazdálkodási szempontból különböző mértékben veszélyeztetett területeket kijelölése a mintaterületen, majd az eredmények összevetése egy korábbi műholdképes, spektrális elemzés által kimutatott potenciálisan veszélyben lévő erdők területével, mely értékelést NDVI indexek alkalmazásával történt (KOVÁCS 2006).

Anyag és módszer

A vízgazdálkodási szempontból veszélyeztetett területek térképét három fedvény össze-hasonlításával kaptuk:

- 1) Az SPI indexértékek csapadékadatokon alapuló statisztikai számítás során jönnek létre; elterjedt eljárás, mely egy időszakon belül alkalmas például aridifikációs folyamatok kimutatására oly módon, hogy mennyiségileg határoz meg egy idősorra vetített csapadékhiányt (MCKEE ET AL. 1993). Az idősorok tükrözik az aszály kihatását a csapadékmérési pontokon (forrás: vízügyi adatbázis), illetve a pontokból interpolációval generált felszínen. Munkánk során 3-hónapos SPI időszorral dolgoztunk 22 állomás adatai alapján, ami például a márciusi érték esetében, a márciusi, februári és januári csapadékösszegeken alapul. Az aszályindexek közül (relatív párolgás; SPI; Pálfai-féle Aszályindex; Palmer-féle Aszályindex stb.) azért esett a választás az SPI-re, mert elterjedt és népszerű a használata, illetve számítása csak csapadékadatsort igényel. Az SPI kategorizálását az 1. táblázat szemlélteti.

1. táblázat Standardizált csapadék index (SPI) értékek kategorizálása
Table 1. Standard Precipitation Index (SPI) categories

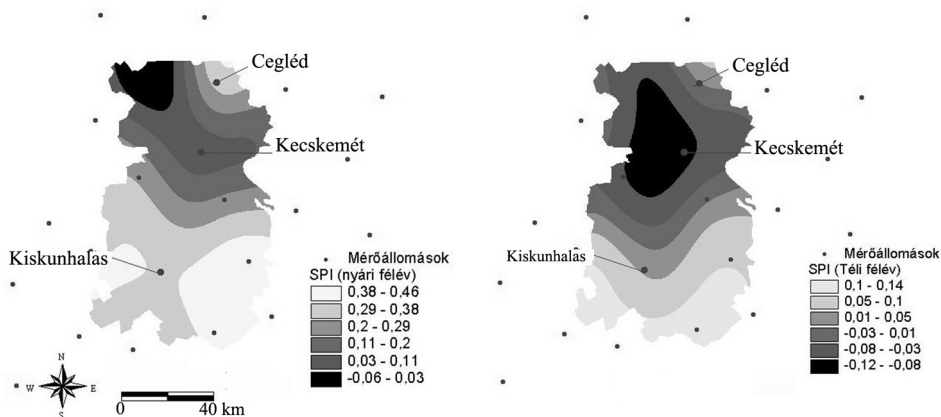
SPI értékek	
2.0 és több	súlyos víztöbblet
1.5 – 1.99	nagyon nedves
1.0 – 1.49	mérsékeltlen nedves
-0.99 – 0.99	közel normális
-1.0 – -1.49	mérsékeltlen száraz
-1.5 – -1.99	nagyon száraz
-2.0 és alacsonyabb	súlyos szárazság

- 2) A talajvízszint adatokat a VITUKI Zrt. által összegyűjtött adatbázis szolgáltatta, 1971-től 2000-ig, 210 db kútra. Az 1971–75-ig terjedő időszak havi adataiból számolt ötéves abszolút talajvízszint-átlagokkal dolgoztunk, a többi év hónapjainak adatát pedig ehhez az ötéves átlaghoz viszonyítottuk. 1976 és 2000 között a márciusi átlagos talajvízszint-változás térképet az egyes éveknek az említett talajvízszint-átlagokkal összehasonlított relatív változások összeadásával hoztuk létre, mely megközelítőleg a téli hidrológiai félév végének talajvízállását ábrázolja.
- 3) A terület talajainak vízgazdálkodási tulajdonságokra vonatkozó adatait az Agrotopográfiai adatbázis (AGROTOPO) nyújtotta.

A pontszerűen mért csapadékatatok térbeli kiterjesztésére több módszertani tanulmány ismert (BIHARI 2000, NÉMETH 2004). A ponthalmazokból generált felületek létrehozásánál a spline interpolációs eljárást alkalmaztuk, mely alkalmas kis magasságkülönbségű felületek előállítására, illetve minimalizálja a felület magasságkülönbségeit a bemeneti adatok alapján.

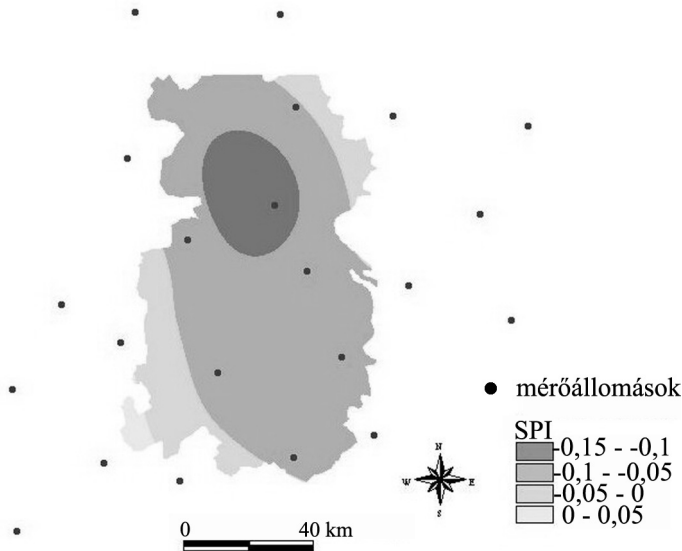
Eredmények és megvitatásuk

Ha a vizsgált időszak téli, illetve a nyári hidrológiai félév aszályindex-térképét (2. ábra) összehasonlítjuk kitévnik, hogy csapadékhiány döntően a téli félévben következett be, ami leginkább az időszak januári és februári SPI átlagaiban mutatkozik meg. A minta-területen belül Kecskeméten és környékén találhatóak a legalacsonyabb SPI átlagok, így ez a térség lehet leginkább kitéve aszálykároknak (3. és 4. ábra).

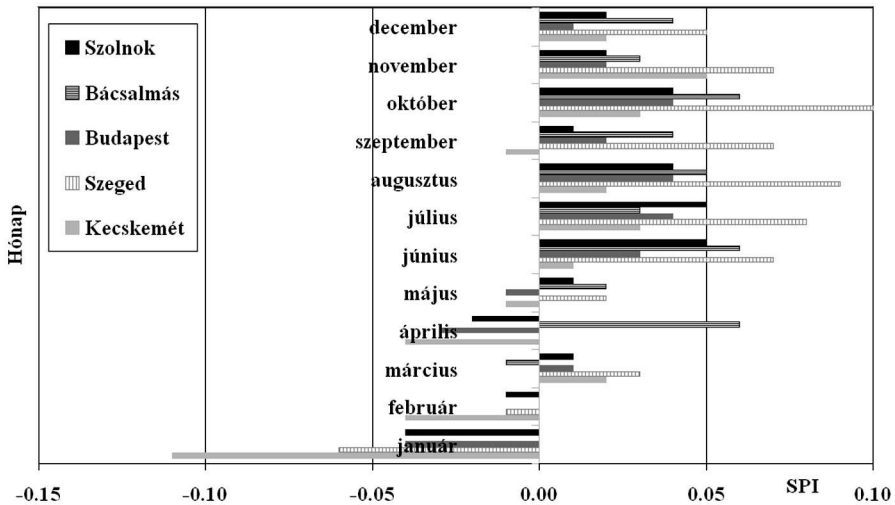


2. ábra A téli és nyári félévek SPI értékeinek átlaga 1970–2000 alapján

Figure 2. Average Standard Precipitation Index (SPI) values of winter and summer half years based on data of 1970–2000

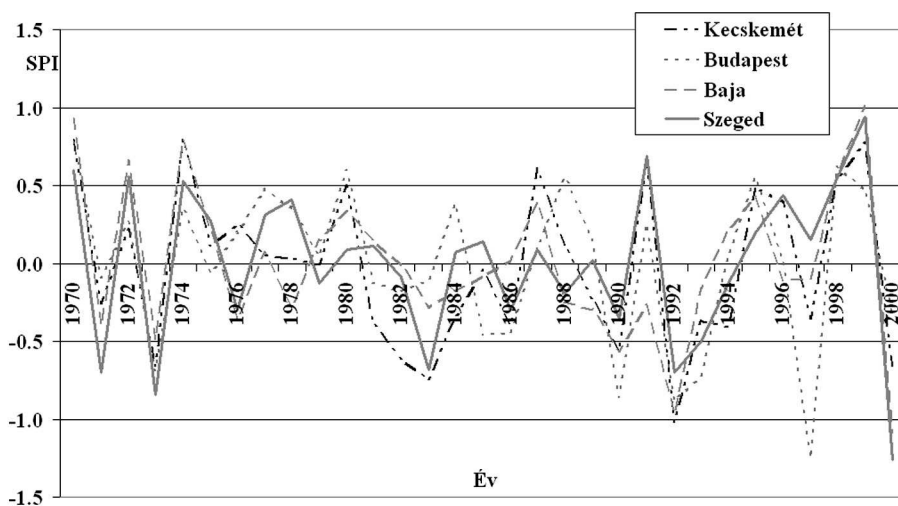


3. ábra Az 1970–2000 közötti időszak január hónapjainak SPI átlaga
 Figure 3. Average January SPI values of the period 1970–2000



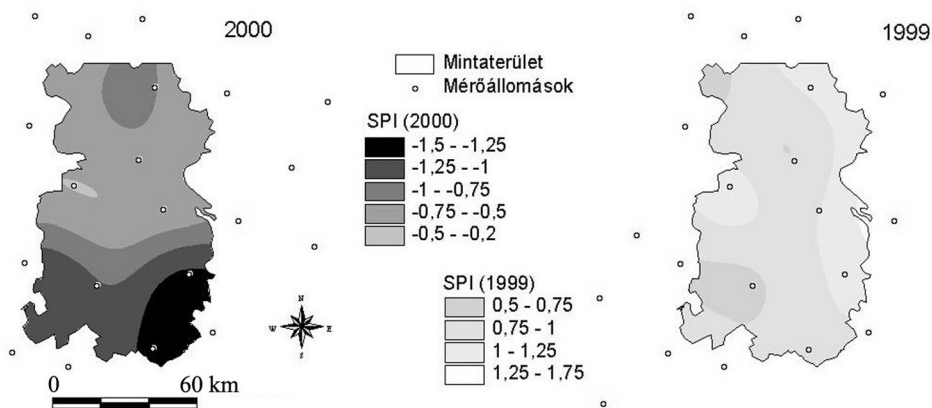
4. ábra Hónapok átlagos SPI értékei a mintaterület néhány mérőállomásán
 Figure 4. Average monthly SPI values in selected stations of the study area

Míg az 1970-es években négy, az 1980-as években öt, addig az 1990-es években már hat évnek volt negatív előjelű átlagindexe (5. ábra), ráadásul az utóbbiak alacsonyabbak, aszályosabbak voltak, mint korábban. Mindezen eredmények közrejátszhattak a 20. század utolsó néhány évtizede alatt megfigyelhető szárazodási folyamatokban, melyeket bár tarkítottak csapadékosabb esztendő, az idő előrehaladtával egyre több aszályos év fordult elő. Ez okozója lehet a talajvízszint erőteljes süllyedésének, hiszen 30 évből 15-ben egyáltalán nem pótlódott a tenyészidőben elfogyasztott talajvíz.



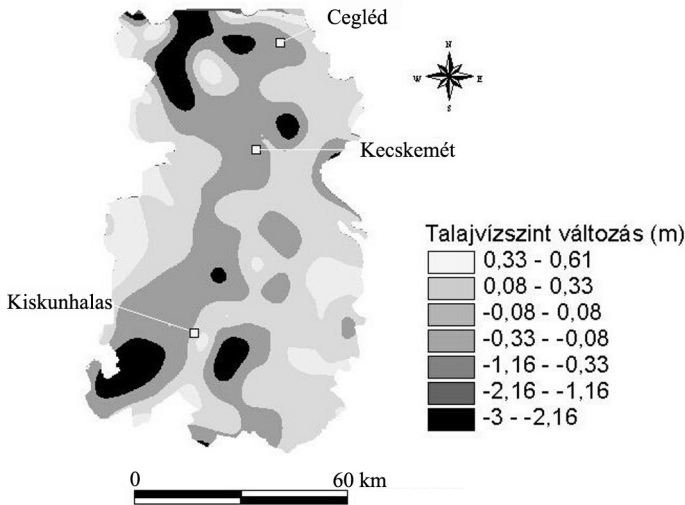
5. ábra 1970–2000 időszak évi átlagos SPI értékei
 Figure 5. Average SPI values of the period 1970–2000

Érdekeség, hogy az 1970–2000 közötti időszak éveinek aszályindex térképei alapján a legnedvesebb évnak 1999-et, a legszárazabb évnak pedig 2000-et találtuk (6. ábra).



6. ábra 1999 és 2000 SPI térképe
 Figure 6. SPI maps of 1999 and 2000

A téli csapadék, melynek kiemelkedő hiányára a korábbiakban rámutattunk, a talajvíz nyári veszteségeit lenne hivatott pótolni, ezért az átlagos márciusi talajvízszint-változás térképét vetettük össze téli félévi SPI eredményeinkkel. A talajvízszint-változás térképen jól láthatóan kirajzolódtak a nagy süllyedést mutató hátsági területek. Elsősorban az északi és déli rész mutatott tartósan átlag alatti talajvízszintet (7. ábra).



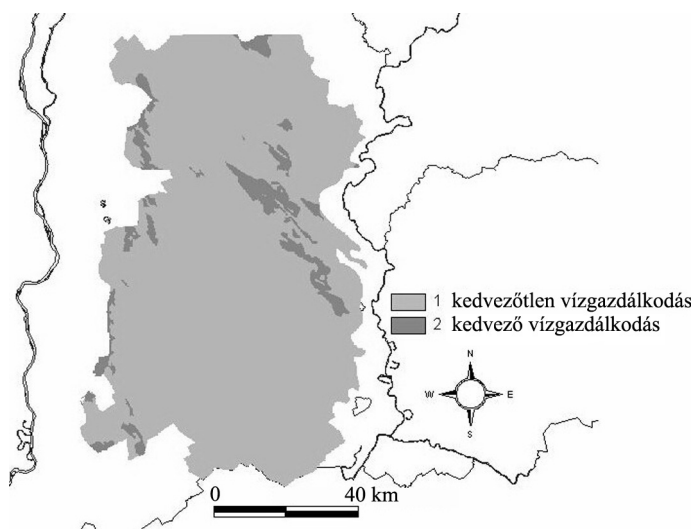
7. ábra A márciusi átlagos talajvízszint-változás térkép a relatív változások összeadásával
 Figure 7. Map of average March groundwater-level changes, summing up relative changes

A vízgazdálkodási szempontból veszélyeztetett területek lehatárolásánál a harmadik fedvény, amit figyelembe vettünk, az AGROTOPO adatbázis vízgazdálkodási osztályozása.

A leválogatás megkezdése előtt szükségessé vált a válogatás szempontjainak szabatos meghatározása. Mindhárom fedvényt újraosztályoztuk, és létrehoztunk 4–4, az AGROTOPO-adatbázis esetében két kategóriát, mivel a mintaterület túlnyomó részén vízgazdálkodási szempontból kedvezőtlen adottságú talajok találhatók. Ilyen talajok közé soroltuk 1-es jelzéssel a rossz víztartó (a növény nem férhet hozzá a nedvességhez), gyenge vízraktározó (a növény hozzáférhet a nedvességhez) képességű és igen jó vízvezető talajokat (homoktalajok), az erősen víztartó, gyenge víznyelésű talajokat (agyag), illetve a sekély termőrétegűség miatt szélsőséges vízgazdálkodású talajokat. A másik osztályba 2-es jelzéssel, a kedvező vízgazdálkodású talajok közé pedig a jó víztartó és víznyelésű, nagy vízraktározó-képességű talajok (pl. csernozjom) kerültek (8. ábra).

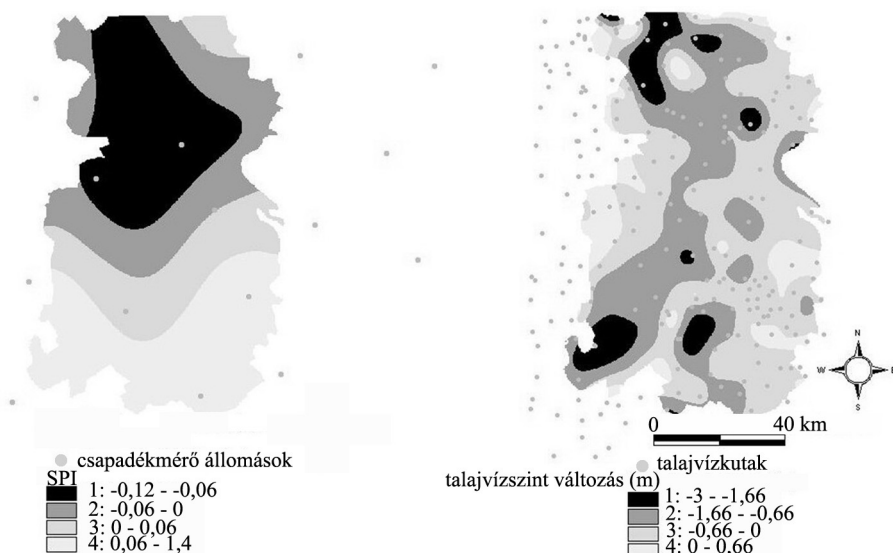
A téli félévi SPI fedvény és az átlagos márciusi talajvízszint-változás felület 4-4 re-klasszifikált osztályait 1-es, 2-es, 3-as és 4-es számokkal jelöltük, ahol az 1-es osztályt a legalacsonyabb értékeket magába foglaló intervallummal illettük. Az új osztályok hűen ábrázolják az osztályozás előtti értéktartományok térbeli eloszlását. Az SPI osztályozásnál ebbe a kategóriába esett a mintaterület északi részének tekintélyes hányada, a talajvízszint osztályozásnál pedig a terület déli, délnyugati, és északnyugati részén található mély csökkenést mutató kiterjedtebb foltok (9. ábra).

A vízgazdálkodási szempontból különböző mértékben veszélyeztetett területek lehatárolásához a három adatréteg újonnan meghatározott osztályait kombináltuk az összes lehetséges módon. A veszélyeztetettségi kategóriák a különböző kombinációk metszeteként jöttek létre. A „Fokozottan veszélyeztetett” kategóriába csak az 1-es veszélyeztetettségi osztályok metszete került, a talajt itt figyelmen kívül hagytuk. Azon területek metszete lett „Veszélyeztetett”, melyek talajai kedvezőtlen vízgazdálkodásúak, és ahol az SPI vagy a talajvízszint-csökkenés (TVSZ-CS) osztályok valamelyike 1-es kategóriába esett. A



8. ábra Vízgazdálkodási szempontból újraosztályozott AGROTOPO fedvény
 Figure 8. Re-classified AGROTOPO coverage based on water management aspects

„Mérsékelten veszélyeztetett” területekhez szintén az SPI és a talajvízszint-csökkenés (TVSZ-CS) osztályok 1-es kategóriájának metszete tartozik, de kedvező talajadottságú talajok figyelembe vételével. Ide soroltuk még a második és harmadik, illetve a második és negyedik SPI/TVSZ-CS kategória-osztályok kombinációit kedvezőtlen talajadottságok függvényében. Az összes többi területet a „Kevésbé veszélyeztetett” kategóriába került (2. táblázat).



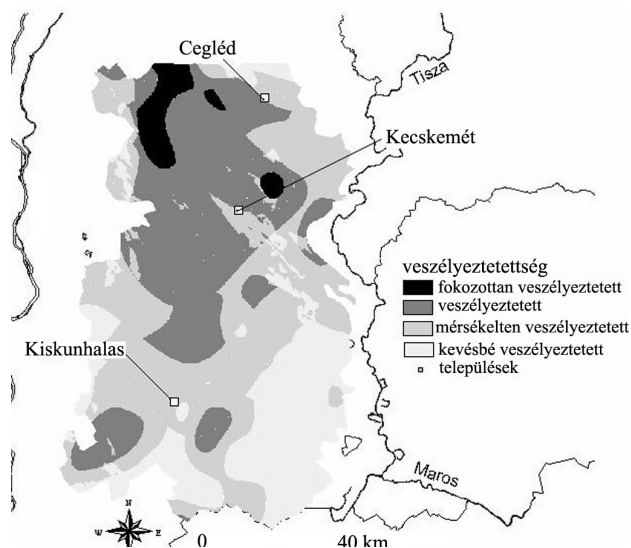
9. ábra Újraosztályozott SPI (téli félév) és talajvízszint-változási osztályok
 Figure 9. Re-classified SPI and groundwater-level classes

2. táblázat Veszélyeztetettség kategóriák megállapítása
Table 2. Categorisation of aridification risk

kategóriák	SPI (1-4)	TVSZ-CS (1-4)	T-VIZGAZD (1-2)
fokozottan veszélyeztetett	1	1	1,2
veszélyeztetett	1	2	1
	2	1	1
	2	2	1
	1	3	1
	3	1	1
	1	4	1
	4	1	1
mérsékelten veszélyeztetett	2	3	1
	3	2	1
	2	4	1
	4	2	1
	3	3	1
	1	2	2
	2	1	2
	2	2	2
	1	3	2
	3	1	2
	1	4	2
	4	1	2
kevésbé veszélyeztetett	2	3	2
	3	2	2
	3	3	2
	2	4	2
	4	2	2
	3	4	1,2
	4	3	1,2
	4	4	1,2

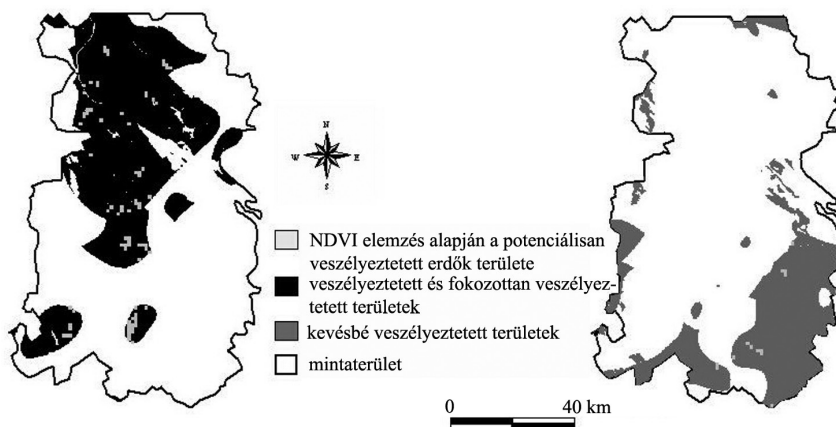
A kategóriák részegységeit összehasonlítva megkaptuk a mintaterület vízgazdálkodási szempontból különböző mértékben veszélyeztetett területeinek térképét. Elmondható, hogy szempontjaink alapján a mintaterület elsősorban északi része, középső és délnyugati területei veszélyeztetettek, míg délkeleten kevésbé veszélyeztetett területek találhatók (10. ábra).

A mintaterületre vonatkozóan ugyancsak rendelkezésre állt az 1992–2001 közötti időtartam műholdképes – AVHRR érzékelő Normalized Vegetation Index (NDVI) –



10. ábra Veszélyeztetettségi kategóriák a mintaterületen
 Figure 10. Aridification risk categories in the study area

elemzésével kapott, a klíma változékonysága, változása szempontjából potenciálisan veszélyben lévő erdők területe (KOVÁCS 2006). Megvizsgáltuk, hogy az NDVI elemzés során potenciálisan veszélyben lévő erdők mekkora hányada található az általam kijelölt vízgazdálkodási szempontból „Fokozottan veszélyeztetett” és „Veszélyeztetett” területeken. Miközben e két veszélyeztetettségi kategória a mintaterület mindössze 36,9%-át borítja, addig a veszélyben lévő erdők 56,3%-a található ezen a területen. Kiszámítottuk, hogy a kevésbé veszélyeztetett területeken – ami a mintaterület 23,4%-a – a veszélyeztetett erdők csupán 9,9%-a terül el (11. ábra).



11. ábra A fokozottan veszélyeztetett, a veszélyeztetett, illetve a kevésbé veszélyeztetett területeken található, az NDVI elemzés során potenciálisan érintett erdők területe.
 Figure 11. Area of potentially endangered woodlands – according to NDVI analysis – situated in increasingly endangered, endangered and less endangered areas

Ez arra enged következtetni, hogy az NDVI elemzés és a veszélyeztetettség-térképezés létrehozásának szempontrendszeré közt összefüggés lehet, ugyanis a térbeli eredmények között párhuzam vonható. A pontos ok-okozat kapcsolat kimutatása további komplex elemzések eredménye lehet. Az általunk létrehozott veszélyeztetettség térkép a vízháztartási szempontból adott érzékenységgű területen jól érzékelteti a vegetáció különböző mértékű veszélyeztetettségét.

Köszönetnyilvánítás

A tanulmány az EU FP-6 Millenium projekt támogatásával készült.

Irodalom

- BIHARI Z. 2000: Magyarország új éghajlati térképei. *Élet és Tudomány* 55: 175–178.
- KOVÁCS F. 2006: A biomassza-mennyiség regionális változásainak vizsgálata a Duna-Tisza közötti műholdfelvételek alapján. In: KISS A., MEZŐSI G., SÜMEGHY Z. (szerk.): *Táj, környezet és társadalom. Ünnepi Tanulmányok Keveiné Bárány Ilona professzor asszony tiszteletére*. Szeged, SZTE, pp. 413–425.
- McKEE, T. B., DOESKEN, N. J., KLEIST, J. 1993: The relationship of drought frequency and duration to time scales. 8th Conference on Applied Climatology, pp. 179–184.
- NÉMETH Á. 2004: Az aszályérzékenység meghatározása térinformatika alkalmazásával. *Acta Agraria Kaposváriensis* 8: 25–34.
- PÉCZELY Gy. 1979: *Éghajlattan*. Budapest, Tankönyvkiadó, pp. 282–283.
- RAKONCZAI J. 2006: Klímaváltozás-aridifikáció-változó tájak. In: KISS A., MEZŐSI G., SÜMEGHY Z. (szerk.) *Táj, környezet és társadalom. Ünnepi Tanulmányok Keveiné Bárány Ilona professzor asszony tiszteletére*, SZTE, pp. 593–601.

COMPLEX ANALYSIS OF AN ARIDIFICATION- ENDANGERED AREA: CASE STUDY FROM THE DANUBE-TISZA INTERFLUVE

G. ZSÁKOVICS, F. KOVÁCS, A. KISS

University of Szeged, Department of Physical Geography and Geoinformatics
H-6722 Szeged, Egyetem u. 2-6., e-mail: zsakovics.gergely@gmail.com

Keywords: aridification, groundwater- level decrease, drought index- mapping, SPI, NDVI

Complex analysis of a sandy area was carried out, located in the Danube-Tisza Interfluve (Hungary), endangered by water- shortage. SPI drought index maps based on monthly precipitation data in the period between 1970 and 2000, result maps of groundwater- level changes from 1971 to 2000 as well as maps describing soil characteristics of the area were applied. Based on the above-mentioned database, we generated a result map of endangered areas threatened to different extents from the viewpoint of water management. The result map was compared with the areas of potentially endangered woodlands, which were taken into consideration with respect to the variability and change of the climate. These latter areas were revealed by the analysis of the NDVI (Normalized Vegetation Index) of the period between 1992 and 2001. The result map can provide a good background to landscape planning where it is indispensable to take the aspects of water management and hydrometeorology into consideration.

A ZAGYVA FOLYÓ BIOLÓGIAI MONITOROZÁSA ZOOPLANKTON SEGÍTSÉGÉVEL

TAJTHY Dóra¹, BAYOUMI HAMUDA HOSAM E.A.F.¹,
ZSUGA Katalin², PEKLI József²

¹Szent István Egyetem, Környezettudományi Intézet
2103-Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: hosameaf@yahoo.com
²Környezetvédelmi és Vízgazdálkodási Kutató Intézet Kht. Budapest

Kulcsszavak: Zagyva, zooplankton, vízi ökoszisztéma

Összefoglalás: Vizeinket számos diffúz és pontszerű szennyezőforrás veszélyezteti. Az ezek okozta vízminőségi változások nyomon követésére az egyik legmegfelelőbb a vízi ökoszisztémák biológiai komponenseinek vizsgálata, mivel ezek regenerálódása sokszor lassabb, mint ahogy a szennyezőanyag eltűnik a vízből. A vizsgálatok módszereként, a mintavételek során a tömörített mintákat formalinnal tartósítottuk, majd mikroszkóppal mennyiségi és minőségi feldolgozást végeztünk laboratóriumban. A zooplankton szolgáltatja információk kiértékeléséhez és jellemzéséhez különböző, a cikkben bemutatott matematikai összefüggéseket használtunk. Jelen felmérés során a Zagyva zooplankton állományának vizsgálatával képet kaptunk a tavaszi és a nyári állomány összetételéről, amelynek elemzésével a folyó ökológiai állapotára lehetett következtetni. A vizsgálati eredmények szerint a Zagyva folyó zooplankton állományban a vizsgálati idő alatt 82 fajt sikerült azonosítani. Ebből 68 *Rotatoria*, 10 *Cladocera* és 4 *Copepoda* faj. A folyó a felmérés alapján fajgazdagnak mondható. Az Újszásznál előkerült *Eurytemora velox* jelenlétével növelte a terület, azaz a mintavételi hely természeti értékét. A zooplankton összetételét a trofikus- és a szaprobitikus állapotok, a szezonális változások, ill. a vízjárás viszonyok is befolyásolták. A felső szakaszon, Nagybátynánál a többi mintavételi ponthoz képest jellemző volt a kiugróan magas egyedszám és az ehhez tartozó alacsony diverzitás (tavasszal: 2,51; nyáron: 2, 91) értékek. Az alsó szakaszon Jászteleknél, nyáron, a vízhozamhoz képest kicsi volt az egyedszám, illetve alacsony a diverzitás (nyáron: 2,81). Az egyedszám torkolat felé történő csökkenése nem tükrözi ezen szervezetek vízi ökoszisztémákban betöltött ökológiai szerepét. Ezt az állapotot és az alacsony diverzitás értékeket egy kedvezőtlen ökológiai állapot okozhatta. Ennek oka lehetett helyi szennyezés, vagy a mintavételi pontok fölött becsatlakozó vízfolyások által szállított szennyeződés, melyek megváltoztathatták az állomány összetételét és a mintavételi pontok egyéb biológiai paramétereit. A különböző zooplankton csoportok jelenlétének és abundanciájának a meghatározása segíthet megismerni a vízi ökoszisztéma funkcióit. A javaslatunk szerint, a jövőben, a folyóvíz kémiai és fizikai tulajdonságainak is feltárára kell kerülniük.

Bevezetés

A biológiai indikátorokkal végzett vízminőségi monitorozás segít, hogy nyomon kövessük és megőrizzük vizeink állapotát. A zooplankton diverzitás vizsgálata azért fontos, hogy jobban megértsük a zooplankton szerepét a vízi ökoszisztémákban. Egy közösséget vizsgálva a diverzitás fontos információkat ad az összes genetikai információt és ezek eloszlását illetően. A zooplankton diverzitás összefügg a genetikai diverzitással, vagyis a zooplankton fajok által hordozott genetikai információkkal és azok eloszlásával, míg az ökológiai diverzitás tükrözi a közösség szerkezetének változatosságát, a kölcsönhatások komplexitását és a trofikus szintek alakulását.

Az Európai Unió Tagállamaiban 2000. végétől a vízzel és vízgazdálkodással kapcsolatos minden törvényi szabályozást az ekkor életbe lépett EU víz Keretirányelv határoz meg. A keretirányelv a jó ökológiai állapot helyreállítására helyezi a hangsúlyt, s ebben a biológiai komponensek rendszeres monitorozásának kulcsszerepe van. 2009-re el kell

készülnie Magyarország vízgyűjtő gazdálkodási terveinek, amihez hozzátartozik a vizek jelenlegi állapotának a felmérése (GAYER 2006).

Az állapotfelmérés eredményei alapján tervezhető meg ugyanis a felszíni vizek ökológiai vízminőségi monitoringhálózata, felállítható a vízminőség-védelmi adatbázis, lehetségessé válik a referencia-vízterek kijelölése, valamint a feltárt adatsorok alapján részleteiben kidolgozhatók a vízminőség értékelők és megalapozhatók a későbbi szennyezés csökkentő programok (TEPLÁN 2003). Ezt az állapotfelmérést segíti elő a víztestek zooplankton állományának vizsgálata is.

A Zagyva a Tisza vízgyűjtőterületéhez tartozik. A Kárpát-medencében a Tisza-völgy európai jelentőségű ökológiai folyosó szerepet tölt be. A Mátra hegység vizeinek fő levezetője a Zagyva, a Tisza középső szakaszának legjelentősebb jobboldali mellék-vízfolyása, mely a 334. folyamkilométernél torkollik a Tiszába. Vízgyűjtőterülete a torkolatnál 5677 km², a Tisza-medence 3,6%-a. A Zagyva vízgyűjtőjének csaknem teljes hányada Magyarország területére esik, csupán 4,7 km² fekszik a határon túl. A Zagyva felső szakasza kiemelt vízminőségi terület. A Zagyva a III.; a Tarján-patak IV.; a Tarna II, illetve III. és a Tápió II, illetve III. osztályú vízminőségi kategóriába tartozik. Ezen osztályok pontos leírását az MSZ 12749:1993, azaz a „Felszíni vizek minősége, minőségi jellemzők és minősítés” című magyar szabvány tartalmazza (KARÁCSONY 2007).

A vízben állandóan jelenlévő élő szervezeteken minden esemény nyomot hagy, ezért nélkülözhetetlen kiegészítője a kémiai vizsgálatoknak, melyek kellő sűrűségű mintavétele sem időben, sem térben nem oldható meg. A szennyező anyagok mennyiségének kimutatására csak a kémiai vizsgálatok nyújtanak lehetőséget, azonban az ökológiai egyensúly megbomlását az élő szervezetek mennyiségi és minőségi változásainak figyelemmel kísérésével lehet nyomon követni (TURCSÁNYI 1995, MALATINSZKY 2007). NÉMETH (1998) felosztása szerint a zooplankton produkció-biológiai szempontból a fogyasztók (konzumensek) csoportjába sorolható, ami tovább osztható a növényi termékeket (pl. planktonikus algákat) közvetlenül fogyasztó növényevők (elsődleges fogyasztók) és a növényevőkkel táplálkozó húsevők (másodlagos fogyasztók) alcsoportjaira (herbivor-, ill. karnivor-zooplankton).

Aplanktonikus kerekese férgek többsége bizonyos tényezőkkel szemben érzékeny, annyira, hogy a „kerekese féreg-spektrum” bizonyos víztípusokat jellemez. A kerekese féregplankton-asszociációk összetételére ható legfontosabb tényezők a hőmérséklet, a sótartalom, a táplálékellátottság és a táplálkozási mód. A környezeti hatások változásaira érzékenyen reagálnak, ezért jó indikátor szervezetek. A finom szerves törmelékkel táplálkozó élőlények a vizek természetes tisztulásának nélkülözhetetlen tényezői (FELFÖLDY 1981).

A kistráplankton fontos szerepet tölt be a vízi anyag- és energiaforgalomban. Ha rövid idő alatt ugrásszerűen megnő az egyes fajok száma, akkor nagyon hatásosan tisztítják a vizet. Legtöbbjük ugyanis szűrő szervezet, de néhány ragadozót is találunk köztük (DOBÓ 1996). Mennyiségük, faj összetételük és évszak szerinti változásuk nemcsak a különféle vizekre jellemző, hanem az időjárás, a vízszennyezés és a víz termékenysége (trofitás) stb. függvényében is változik. A robbanásszerűen elszaporodó kistrákok alaposan befolyásolják a víz minőségét és a táplálkozási hálózatot (DOBÓ 1996; GULYÁS és FORRÓ 2001).

A *Cladocera* rend számos tagja a Magyar Szabvány (MSZ 12756:1998) és az azt kiegészítő szaprobiológiai indikátorfajok jegyzéke (GULYÁS 1998) alapján megfelelő gyűjtési mód alkalmazása esetén szaprobiológiai minősítésre is felhasználhatók. A biológiai vízminősítésben azonban elsősorban a trófia mutatók között van fontos szerepük. Egyedsűrűségük, biomassájuk nagysága és produkciójuk meghatározása, ezért az állóvizek vízminőségének a megállapításakor igen fontos lehet (GULYÁS és FORRÓ 2001).

Az evezőlábú rákok széles körben elterjedt, nagy egyedszámban előforduló és finom ökológiai tagolódású állatcsoport, az indikátor szervezetek között mégis csak kevés *Copepoda* fajt találunk. Ennek oka azonban nem alkalmatlanságukban, hanem meghatározásuk nehézségeiben és biológiájuk hiányos ismeretében keresendő. A gyakorlati vízügyi vízminősítési munka során a különféle típusú vizekben előkerülő fajok információ-tartalmát, mint a környezet tulajdonságaira jellemző adatot használjuk fel (GULYÁS és FORRÓ 1999).

A kistrákok egyes fajainak ökológiai igényéről aránylag keveset tudunk. Azonban ismerünk bizonyos kémiai, elterjedést szabályozó tényezőket. A *Holopedium* fajok pl. általában lágyabb vizekben élnek, de a pontos határok meghúzése nem könnyű feladat. A *Daphnia* diverzitások közül a *Ceriodaphnia* alnem fajai inkább sókedvelők. Néhány *Copepoda* érzéketlennek látszik a víz kémiai tulajdonságaival szemben, néhány faj azonban határozottan natronofilikus (FELFÖLDY 1981). LA BARBERA és KILHAM (1974) vizsgálatokkal bizonyította Kelet- és Közép Afrika tavain a vezetőképesség (összes sókoncentráció) fontos szerepét az afrikai kistrákok elterjedésére.

Az állomány összetételében megmutatkozik az adott élőhely folyami, illetve tavi jellege. Míg a tavakra a tömeges *Cladocera* állomány jellemző, addig a folyók sokkal változatosabb és esetenként nagyobb tömegű *Rotatoria* állománnyal bírnak (BERNOT et al. 2004). A zooplankton állomány összetétele, mennyisége ezenfelül eltér a különböző növénytársulásokban (DUGGAN 2001; DUGGAN et al. 2001), jellemző az adott terület biológiai vízminőségére, illetve jelzi a víztesten lezajló szezonális változásokat (pl. vízjárás viszonyok, hőmérsékletváltozások (ANDREW és ANDREW 2004)) és természeti katasztrófákat (pl. tiszai cianid szennyezés (ZSUGA et al. 2004)).

A hazai vízminőség-védelem helyzetének vizsgálatára az egyik legjobb modellterület a Zagyva vízgyűjtője, mivel csaknem a teljes vízgyűjtő terület Magyarországhoz tartozik; változatosak az éghajlati, domborzati, talajtani adottságok; a vízgyűjtő északi részén (Tarna mente) jelentős egyes nehézipari ágazatok (bányászat, kohászat) hatása; a középső szakaszon élelmiszeripari üzemek voltak, melyek ma már csak részben működnek; illetve változatos a folyó menti település-hálózat (KARÁCSONY 2007).

Jelen tanulmány elsődleges célja, hogy felmérje a *Rotatoria*, *Cladocera* és *Copepoda* fajok elterjedését a Zagyva folyón. A VKI kötelezővé teszi a vizsgálni kívánt komponensek körét, melyek között a zooplankton nem szerepel, így az 2006-ban elkészült Zagyva-Tarna vízgyűjtő gazdálkodási tervben sem szerepel. Mindennek ellenére az állomány feltárása szervesen hozzátartozik a folyó jelenlegi állapotának a felvételezéséhez. A tanulmány másodlagos célja az, hogy a vizsgált zooplankton taxonok tulajdonságai segítségével minőségi következtetéseket vonjon le a folyó egyes vizsgált szakaszaira.

Anyag és módszer

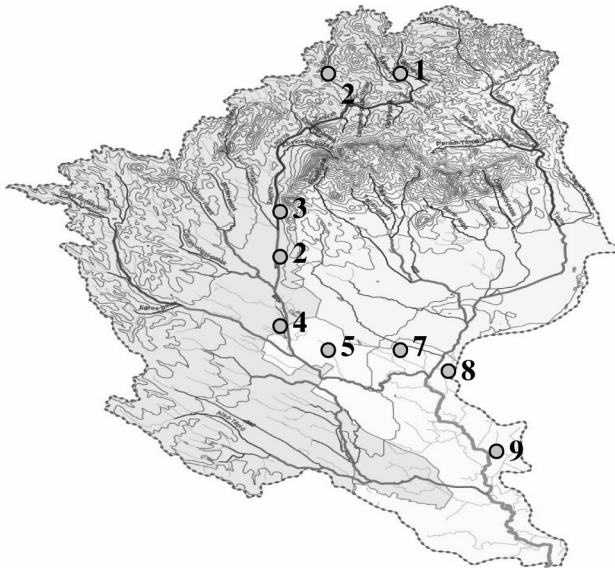
A mintavételi helyek (1. sz. ábra) kiválasztásánál a következő szempontokat vettük figyelembe:

1. A jelentősebb mellékvízfolyások Zagyvába való becsatlakozása után legyenek mintavételi pontok.
2. Ezek a mintavételi pontok többnyire olyanok legyenek, hogy azon a helyen az MSZ 12749:1993 írja elő a mintavételt, valamint a megfelelő Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség szabályos időközönként mintát vegyen.
3. A mintavételi helyeket úgy választottuk, hogy reprezentatív mintát lehet venni és a körülményekhez képest jól megközelíthetők.

2006.03.15 és 05.28. között kéthetes gyakorisággal történtek a mintavételek, hogy jól nyomon követhető legyen az állomány összetételének a változása. Majd a következő négy hónapban havi mintavételek történtek, hogy a nyári változásokat is figyelemmel lehessen kísérni.

Mintavételi helyek:

1: Nemti (**Ni**: híd), **2:** Nagybátony (**Nb**: híd), **3:** Petőfibánya előtt (**Pb**: a hídtól kb. 20 méterrel feljebb), **4:** Gesztenyefasor (**Gf**: híd), **5:** Jászfényszaru (**Jf**: Boldog felőli híd)
6: Szentlőrincvárosa (**Szl**: híd), **7:** Jászberény (**Jb**: Lehel gyár előtti híd), **8:** Jásztelek (**Jt**: híd), **9:** Újszász (**Új**: híd)



1. ábra A Zagyva folyó és a rajta kijelölt mintavételi helyek (ATKINS–DHV Konzorcium 2005)

Figure 1. The Zagyva River and its sampling sites (ATKINS–DHV Konzorcium 2005)

A *Rotatoria*, *Cladocera* és *Copepoda* fajok gyűjtési és feldolgozási módszerei közel azonosak. A gyűjtés 50 µm lyukbőségű planktonhálójával történt. A folyón kijelölt mintavételi helyeken 50 liter víz került átszűrésre, s az így tömörített 15–25 ml

mennyiségű minták a helyszínen formalinnal lettek tartósíva, ügyelve arra, hogy a tartósított minta 4–5%-os legyen. A minőségi vizsgálatok során az egyes *Rotatoria* fajok azonosításához szükséges rágókészülék kipreparálását a következő módon végeztük: Az egyedeket a számlálókamrából kapilláris végre kihúzott szemcseppentővel a tárgylemezre vettük ki, fedőlemezzel lefedtük, majd óvatosan tömény hypót szívattunk át a lefedett mintán. A lágy részek feloldódása után a rágók láthatóvá váltak. Ezt követte a határozás különböző határozó könyvek segítségével (BANCSI 1988; GULYÁS és FORRÓ 1999; 2001). A mennyiségi feldolgozást a következő módon végeztük: a tömörített, homogenizált mintát mérőhengerbe átmostuk és ismert térfogatra állítottuk be. Ebből 5 ml-t számlálókamrába öntöttük, melynek teljes vagy ismert részterületén határoztuk meg az előforduló egyedek minőségét és mennyiségét. A vizsgált minta térfogatok ismeretében az egyedszámot az eredeti átszűrt víz térfogat egységére (ind 50 liter⁻¹) adtuk meg (ZSUGA 2002). A diverzitás vizsgálatokhoz a Shannon-függvényt (GULYÁS 1998) használtunk:

$$H = \sum P_i * \log_2 P_i \quad (1)$$

H = a diverzitás mértéke

P_i = az i-edik faj aránya az élőlény-együttesben

$$H_{\max} = \log_2 n \quad (2)$$

H_{max} = maximális diverzitás, n = fajok száma

A diverzitás és a maximális diverzitás aránya az egyenletesség (ekvitabilitás) mértéke:

$$J = H / H_{\max} \quad (3)$$

J = egyenletesség

Eredmények és megvitatásuk

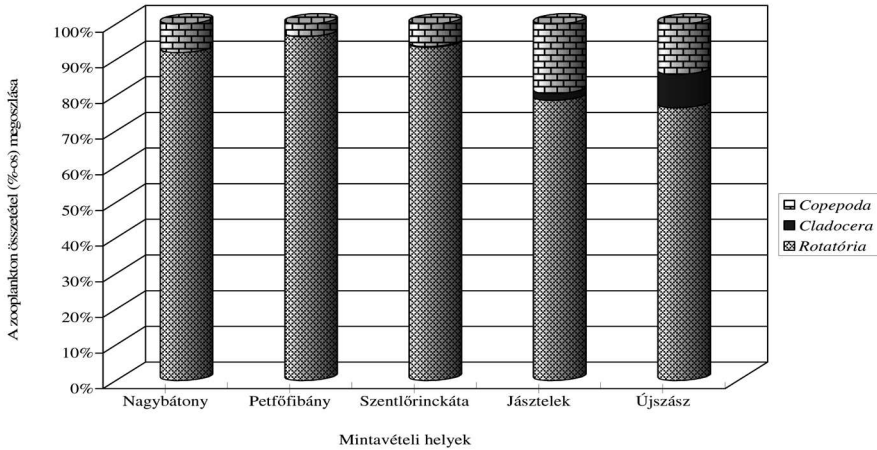
A zooplankton a vízi ökoszisztémában egy komplex mikrobiota közösséget alkot, ennek ellenére a zooplanktonról kevesebb tanulmány készült az elmúlt évtizedekben. Ezt bizonyítja az is, hogy a Zagyva zooplankton állományáról sem készült pontos felmérés az elmúlt években, évtizedekben, így nem állt rendelkezésünkre olyan korábbi adat, ami viszonyítási alapot jelenthetett volna egy összehasonlító elemzéshez.

A vizsgálati eredmények szerint a Zagyva folyó zooplankton állományban a vizsgálati idő alatt 82 fajt sikerült azonosítani. Ebből 68 *Rotatoria*, 10 *Cladocera* és 4 *Copepoda* faj. A tanulmány azt mutatta, hogy lényeges különbség volt a zooplankton állomány mennyiségi eloszlásában a folyó felső és alsó szakaszán kijelölt mintavételi pontok között.

Eredményeink alapján megállapítható, hogy a tavaszi mintákban (2. ábra) csak Jászteleknél és Újszásznál volt számottevő *Cladocera* állomány, melynek túlnyomó többsége az árvizes időszakra volt tehető. Ekkor nőtt meg a rendez tartozó fajok száma és sűrűsége is. Csak a nagyvíz idején talált fajok voltak: *Alona rectangula*, *Alonella excisa*, *Pleuroxus aduncus*, *Simocephalus vetulus*. Ugyanebben az időszakban jelentkeztek a mintában petés *Copepoda* nőtények, melyek alkalmasak a faj meghatározásra. Az azonosított két faj a *Diacyclops disetosus* (Jásztelek) és az *Eurytemora velox* (Újszász). Az *E. velox* Magyarországon ritka fajnak számít, csak néhány helyről jelentették eddig (GULYÁS és FORRÓ 2001).

A tanulmányunkban vizsgált mintavételi helyeken a *Rotatoria* fajok között találunk több olyan fajt, mely jellemzően hidegebb, tavaszi időszakban fordult elő, majd a nyári

mintákból teljesen eltűntek vagy jelentősen lecsökkent az egyedszámuk. Ilyen például a *Notholca acuminata*, *N. squamula*, *Keratella quadrata* és *Synchaeta oblonga*. Néhány előkerült faj tavasszal, a folyó mindegyik mintavételi helyén képviseltette magát, mint, például: *Asplanchna priodonta*, *Brachionus angularis*, *Colurella adriatica*, *Filinia terminalis*, *Keratella quadrata*, *Notholca acuminata*, *Polyarthra dolichoptera*, *Synchaeta oblonga*, valamint *S. pectinata*.



2. ábra A felmérésben 2006 március 15. és május 14. között résztvevő 5 mintavételi hely átlagos zooplankton összetétele

Figure 2. The average zooplankton composition of sampling sites taking part in the survey between 2006 March 15 and may 14.

1. táblázat A folyó zoo

plankton jellemzői 2006 március 15. és május 14. között

Table 1. The average results of the survey between 2006 March 15 and May 14

A folyó zooplankton tulajdonságai	Mintavételi helyek				
	Nb	Pb	Szl	Jt	Új
Zooplankton fajsza	24	23	25	39	32
Összes zooplankton	38484	13028	11188	8137	10947
Diverzitás	2,51	2,18	2,12	3,76	3,69
Egyenletesség	0,55	0,48	0,46	0,71	0,74

Tavasszal Petőfibányára diverzitás értéke (2,51) bizonyult a legalacsonyabbnak (1. táblázat), míg Jásztelek és Újszász felé haladva kedvezően változtak ezek az értékszámok. Az összegyedszám alakulása szempontjából a forráshoz legközelebb eső Nagybátony zooplankton állománya (38,484) volt a legnépesebb, míg ez a szám a torkolathoz közelebb eső mintavételi helyeken közel a negyedére csökkent.

A vizsgálati eredmény azt mutatta, hogy olyan kozmopolita fajok is előfordulnak a folyó élővilágában, melyek mind tavasszal, mind nyáron jelen voltak a folyó planktonjában. Jellemzően ilyen fajok voltak a *Keratella cochlearis*, *Colurella adriatica*, *C. colurus*, *Lecane closterocerca* és *Bosmina longirostris*.

A Copepoda alosztály minden évszakban képviseltette magát a folyó élővilágában, mivel minden mintavételi ponton kerültek elő Naupliusz és Copepodit stádiumú lárvák. Azonban meghatározási nehézségek miatt, tavasszal csak az *Acanthocyclops robustus* került azonosításra Petőfibányánál és a *Thermocyclops crassus* Nemtínél.

2. táblázat 2006.05.28 és 09.03. között az egyes mintavételi helyeken előfordult fajok feltüntetve
Table 2. The detected species of the sampling sites during the period
between 2006 May 28 and September 03 in terms of 50 liter ind⁻¹

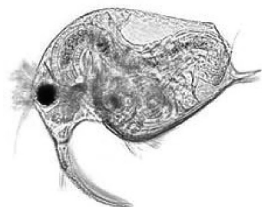
Előfordult fajok	Mintavételi helyek								
	Ni	Nb	Pb	Gf	Jf	Szl	Jb	Jt	Új
<i>Rotatoria</i>									
<i>Anuraeopsis fissa</i>	24	12026	974	5652	966	724	4760	246	96
<i>Asplanchna priodonta</i>	34	20	12	66	48				
<i>Bdelloida</i> sp.	576	2514	1166	1554	1120	829	826	1364	550
<i>Brachionus angularis</i>	348	416	114	880	1930	720	1140	256	
<i>B. budapestinensis</i>		114			94	20		12	
<i>B. calyciflorus</i>	24	226	132	56	10		12		
<i>Brachionus diversicornis</i>		342	308	56					
<i>B. quadridentatus</i>		38	388	20		96	20	110	
<i>B. urceolaris</i>	20		1032	498	796	218	476	40	
<i>Cephalodella</i> sp.	90	286	120	798	170	178	184	112	100
<i>C. gibba</i>	24								30
<i>C. megalcephala</i>	62								
<i>C. misgurnus</i>	140		200						
<i>C. obvia</i>			102						
<i>C. ventripes</i>	80							56	28
<i>Colurella adriatica</i>	20	220	130	48	98	82		52	20
<i>C. colurus</i>	38	76	44	112		24	134	64	30
<i>Conochilus dossuarius</i>					28	14	44	76	138
<i>Dipleuchlanis propatula</i>				56	38				
<i>Encentrum saundersiae</i>	132	20	20	33	14	52	62	12	
<i>Euchlanis dilatata</i>			20	210	56	144		212	
<i>E. incisa</i>									156
<i>Filinia cornuta</i>					38				
<i>F. longiseta</i>						48	132	20	10
<i>F. opoliensis</i>				568	94				
<i>F. terminalis</i>		3058	190	190	202	100	1324	266	
<i>Itura aurita</i>					42				
<i>Keratella cochlearis</i>	1343	29560	2744	13832	5498	3852	6500	1658	182
<i>K. quadrata</i>		748	84	48	60	20			10

Előfordult fajok	Mintavételi helyek								
	Ni	Nb	Pb	Gf	Jf	Szl	Jb	Jt	Új
<i>Chydorus sphaeticus</i>							12		
<i>Daphnia cucullata</i>	62		20	6					
<i>Moina micrura</i>	286	20			14				

Copepoda

Naupliusz és Copepodit stádium	2150	3172	2517	4584	5732	2790	2336	8438	306
--------------------------------	------	------	------	------	------	------	------	------	-----

A felsorolt fajok közül csak egy mintavételi helyen kerültek elő például: *Cephalodella megalcephala* (Nemti), *C. obvia* (Petőfibány), *Euchlanis incisa* (Újszász), *Itura aurita* (Jászfényszaru), *Lecane arcuata* (Újszász), *L. hamata* (Nagybátony), *L. inermis* (Nagybátony), *Notommata dentata* (Újszász), *N. diasema* (Jászberény). Ezzel szemben minden nyári mintában megtalálható *Rotatoria* volt az *Anuraeopsis fissa*, *Bdelloidea* kerekeshégek, *Cephalodella* fajok, *Keratella cochlearis* (5. ábra), *Lecane closterocerca*, *Pompholyx complanata*, *P. sulcata* és *Trichocerca agnata*. Volt számos olyan faj is, mely nyáron csak egy mintavételi helyen hiányzott a mintákból: *Brachionus angularis*, *Colurella adriatica*, *C. colurus*, *Lecane bulla* (4. ábra), *Lepadella patella* *Polyarthra* sp., és egy *Cladocera*, a *Bosmina longirostris* (3. ábra).



3. ábra *Bosmina longirostris*
Figure 3. The morphology of *Bosmina longirostris*



4. ábra *Lecane bulla*
Figure 4. The morphology of *Lecane bulla*



5. ábra *K. cochlearis*
Figure 5. The morphology of *Keratella cochlearis*

A nyáron megváltozott környezeti viszonyok miatt a zooplankton szezonnak megfelelően átalakult összetételében voltak olyan fajok, melyek kizárólag a nyári felmérés során kerültek elő. Például: *Anuraeopsis fissa*, *Encentrum saundersiae*, *Lecane bulla*, *Pompholyx complanata*, *P. sulcata*, *Trichocerca agnata*.

A nyári mintafelvételi tanulmány során arra jutottunk, hogy a *Cladocera* mennyiség szerinti eloszlása a forrásról a torkolat felé haladva csökkent. A felső szakaszon a *Moina micrura* és *Dadhnia cucullata* voltak jellemzőek, míg az alsó szakaszon a *Ceriodaphnia laticaudata*, *C. rectangularata* és *Chydorus sphaeticus* fordultak elő.

Nyárra minden mintavételi helyen megnőtt a diverzitás érték (3. táblázat) és az összes zooplankton száma is, de a kapott számértékek nem mutattak olyan trend jelleget, mint

tavasszal. A diverzitás értékek növekedését a *Rotatoria* összetételének megváltozása okozta. Természetesen voltak hideg kedvelő fajok, melyek nyárra eltűnnek a folyóból, de több olyan fajt lehetett találni, melyek a meleg beköszöntével megjelentek az állományban. Az összegyedszám növekedés főként a *Rotatoria* és *Copepoda* taxonok egyedszám növekedésének volt köszönhető, míg a *Cladocera* esetében ez már csak a *Bosmina longirostris* esetében állt fenn a mintavételi helyek többségénél.

3. táblázat A folyó zooplankton jellemzői 2006 május 28. és szeptember 3. között
Table 3. The average results of the survey between 2006 May 28 and September 03

A folyó zooplankton tulajdonságai	Mintavételi helyek						
	Nb	Pb	Jf	Szl	Jb	Jt	Új
Zooplankton fajszaám	34	37	34	34	33	32	30
Összes zooplankton	72832	13669	21697	12505	23889	16438	2334
Diverzitás	2,91	3,83	3,23	3,39	3,36	2,81	3,90
Egyenletesség	0,57	0,74	0,63	0,67	0,67	0,56	0,79

Az egyenletesség értéke Nagybatónynál (0,57) és Jászteleknél (0,56) volt a legalacsonyabb és a folyó egészét nézve elég változatos képet mutatott. A legjobb diverzitás és egyenletesség értékek nyáron a folyó középső – Petőfibánya (diverzitás: 3,83; egyenletesség: 0,74) - és alsó – Újszász (diverzitás: 3,9; egyenletesség: 0,79) - szakaszáról származtak.

A folyami élőhely jól megmutatkozik az állomány összetételében. A faj és az egyedszám túlnyomó többségét a *Rotatoria* állomány teszi ki, míg a *Cladocera* fajok jelenléte csekély értékű számokkal volt jellemezhető. Kivétel volt talán ez alól a kozmopolita *Bosmina longirostris*, amely Nemtinél a nyári zooplankton 13,3%-át adta. BERNOT et al. (2004) a Glen Elder tározó vizsgálatakor arra az eredményre jutottak, hogy a *Copepoda* fajok eloszlását nem az élőhely jellege, hanem a környezeti tényezők befolyásolták. Jelen felmérés során azt figyeltük meg, hogy a *Copepoda* részaránya nyárra minden mintavételi helyen megnőtt a Zagyva zooplanktonjában, továbbá fokozódott a különbség az egyes mintavételi helyeken tapasztalt eredmények között. Nagybatónynál a *Copepoda* részaránya 4,35%, míg Jászteleknél már 51,33% volt.

Általános esetben a zooplankton mennyisége a forrástól a torkolat felé növekszik és a nyári hónapokban nagyobb egyedszám jellemző. A mintavételi időpontok többségében azt tapasztaltuk, hogy a torkolattól számított második mintavételi helytől a fajszaám inkább csökkenő irányt mutatott. Ez ellent mondott a természetes állapotban megfigyelhető tendenciának, ami egy módosult állapotra utalt.

Nagybatónynál 2006. június és július kivételével mindig kiugróan magas volt az egyedszám. Amit két dologgal lehetett magyarázni: Az egyik, hogy felette helyezkedik el a Maconkai víztározó és az abból elfolyó vízben magas az egyedszám. A másik magyarázat a Tarján-patakon érkező nagy mennyiségű tápanyagban bővelkedő szennyvíz. A patakon közel 11300 ezer m³ szennyvíz érkezik a Zagyvába évente, melyből 4200 ezer kommunális- és 7100 ezer ipari eredetű szennyvíz. Ez az összesített szennyvízbevezetés az adott víztest középvízhozamát több mint 50%-kal meghaladja (ATKINS–DHW Konzorcium 2005). A magas egyedszámból és az eutróf vizeket kedvelő domináns fajokból (*Keratella*,

Polyarthra, *Filinia* nemzetségek) inkább szennyvízi hatásra lehetett következtetni, mert a Duna vízében is ilyen változásokat okozott Győr város szennyvizének bevezetése (GULYÁS 1995).

A kapott rosszabb eredmények összhangban voltak a mintavételi tapasztalatokkal. Nagybátónynál többször is észleltünk szennyezésre utaló jeleket, mint például a part itt a legszemetesebb, 2006. május 28.-án a víz felszíne olajosan fénylett, ekkor a vízben fehér, „mosópor” jellegű szemcséket, majd kétszer nyomokban habzást lehetett tapasztalni a víz felszínén. A mintavételi helytől kb. 20–30 m-re, a település közvetlen közelében egy szennyvíz beömlőnyílás van, amit még ma is használnak.

Míg Nagybátónynál a túlságosan nagy, addig Újszásznál és Jászteleknél az árvizes időszakon kívül tapasztalt nagyon alacsony egyedszám utalt módosult állapotra. Ezt okozhatta a Jásztelek felett a Zagyvába ömlő jászberényi szennyvíz, aminek a mennyisége felügyelőszéki adatok alapján 1656077 m³/év; vagy a Tarnán érkezett esetleges rosszabb minőségű víz. Ha a nagyvizes időszakot is figyelembe vesszük, akkor az előfordult fajok alapján Jásztelek bizonyult a leggazdagabb vizsgálati helynek. Ezekben a mintavételi időpontokban (2006. április 15-én és május 1-én) a fajszám elérte itt a 22-öt és az összes fajszám is itt volt a legmagasabb, 39. A nyári felmérésekben azonban sem itt, sem Újszásznál nem volt a többi mintavételi helyhez képest ilyen kiugróan magas össz fajszám.

A vizsgálati eredmények alapján megállapítottuk, hogy a fajszám időszakos változása júliusban drasztikus csökkenés mutatkozott, amit augusztusban egy erőteljes növekedés követett. Ebben az időpontban olyan negatív hatás érte a folyót, amit csak kevés zooplankton faj volt képes tolerálni. A javulás, ami közel egy hónap múlva jelentkezett, arra utalt, hogy a terhelés jellege és mértéke olyan szintű volt, aminek hatását a folyó öntisztuló képessége idővel ellensúlyozni tudott.

A kísérlet azt bizonyította, hogy a diverzitási viszonyok legmagasabb értékét Újszász adta mind a tavaszi, mind a nyári időszakban. Ezzel szemben Jászteleknél az árvíz idején magas diverzitás viszonyokat nyáron, a folyón tapasztalt legalacsonyabb diverzitás értékek váltották fel. Nagybátóny ugyancsak alacsony diverzitás értékei alátámasztották a mennyiségi értékelésnél tapasztalt módosult állapotra utaló eredményeket.

Az egyenletességben is Nagybátóny mutatta a legkedvezőtlenebb képet, ezen a helyen tért el leginkább az élőlény-együttesben lévő fajok aránya egymástól. Ez azt jelenti, hogy a domináns fajok nagyobb arányban találhatók meg, és ezek között a többség az eurtói vizekre jellemző (*Brachionus*, *Filinia*, *Keratella*, *Polyarthra*, valamint *Bosmina*). Az átlag egyenletesség időbeli alakulása 2006. április közepe és május eleje kivételével 0,70–0,79 között változott, ezért viszonylag egységesnek mondható. A környezeti tényezőkben (mint például a pH, hőmérséklet, oldott oxigén, stb.) és a táplálék egyes mintavételi helyeknél tapasztalt folyó menti eloszlásban meglévő különbségek felelősek lehetnek a zooplankton állomány mennyiségi eloszlásának, abundanciájának folyó menti változékonyságáért. Ezt tükrözhetette néhány taxon abundanciájának növekedése az egyes mintavételi helyeken, ami DUGGAN et al. (2001) eredményeinek vízi ökoszisztémában való megnyilvánulását mutatta. A zooplankton mintavételi helyeken tapasztalt mennyiségi különbségeit az 1. és a 3. táblázat mutatja be. Ezek az eredmények megegyeznek DUGGAN et al. (1998) vizsgálatainak eredményeivel, amelyekben különbség volt tapasztalható a zooplankton téli és tavaszi állományának összetétele között, amikor jelentősen különböznek a kémiai és a fizikai feltételek.

Irodalom

- ANDREW T. E., ANDREW J.A.M. 2005: Seasonality of rotifers and temperature in Lough Neagh, N. Ireland. *Hydrobiol.* 546: 451–455.
- ATKINS–DHV Konzorcium 2005: Zagyva-Tarna vízgyűjtő gazdálkodási terv, 2a) Közbenső jelentés, Jellemzés, terhelések és hatások pp. 31–32.
- ATKINS–DHV Konzorcium 2006: Vízgyűjtő-gazdálkodási terv, Zagyva-Tarna vízgyűjtő-gazdálkodási terv, VI. sz. jelentés.
- BANCSI I. 1988: A kerekescférgék (*Rotatoria*) kishatározója. In: I.–II. Vízügyi hidrobiológia. 17. kötet, Budapest.
- BERNOT R.J., DOBBS W.K., QUIST M.C., GUY C.S. 2004: Spatial and temporal variability of zooplankton in a great plains reservoir. *Hydrobiol.* 525: 101–112.
- DOBÓ Z. 1996: A vízibolhák szülőszobájában. In: Élet és tudomány LI. évf., 28: 880–881.
- DUGGAN I.C. 2001: The ecology of periphytic rotifers. *Hydrobiol.* 446/447: 139–148.
- DUGGAN I.C., GREEN J.D., THOMPSON K., SHIEL R.J. 1998: Rotifers in relation to littoral ecotone structure in Lake Rotomanuka, North Island, New Zealand. *Hydrobiol.* 387/388: 179–197.
- DUGGAN I.C., GREEN J.D., THOMPSON K., SHIEL R.J. 2001: The influence of macrophytes on the spatial distribution of littoral rotifers. *Freshwater Biol.* 46: 777–786.
- FELFÖLDY L. 1981: A vizek környezettana: Általános hidrobiológia, pp. 99–105. Mezőgazd. Kiadó, Budapest.
- GAYER J. 2006: A vízgyűjtő-gazdálkodási tervezés ütemterve és munkaprogramja 2006-2009, pp. 3–4. Budapest.
- GULYÁS P. 1995: A magyarországi felső-Duna szakasz, a Mosoni Duna és a Szigetköz vízterek zooplankton vizsgálata. Magyar Hidrobiológus Társaság (II. kötet), XIII. Országos Vándorgyűlés. pp. 543–551.
- GULYÁS P. 1998: Szaprobológiai indikátorfajok jegyzéke. Vízi természet- és környezetvédelem 6. kötet, pp. 6–10. Budapest.
- GULYÁS P., FORRÓ L. 1999: Az ágascspájú rákok (*Cladocera*) kishatározója 2. bővített kiadás. Vízi természet- és környezetvédelem 9. kötet, pp. 24–26. Budapest.
- GULYÁS P., FORRÓ L. 2001: Az evezőlábú rákok (*Calanoida* és *Cyclopoidea*) alrendjeinek kishatározója 2. bővített kiadás. Vízi természet- és környezetvédelem 14. kötet, pp. 41–42. Budapest.
- KARÁCSONY SZ. 2007: A Zagyva vízgyűjtőterületének hidrogeográfija, szakdolgozat. 4: 10–14., 16–19. Berzsényi Dániel Főiskola, Szombathely.
- LA BARBERA M.C., KILHAM P. 1974: The chemical ecology of copepod distribution in the lakes of East and Central Africa. *Limnol. Oceanogr.* 19: 459–465.
- MALATINSZKY Á. (szerk.) 2007: Indikáció és monitorozás. GIK Kiadó, Gödöllő. 94 p.
- MSZ 12749-1993. Felszíni vizek minősége, minőségi jellemzők és minősítés. Budapest.
- MSZ 12756-1998. Felszíni vizek szaprobításának meghatározása. Budapest.
- NÉMETH L. 1998: A biológiai vízminősítés módszerei. Vízi természet- és környezetvédelem 7. kötet, pp. 139., 148., 236–240., 268. Budapest.
- TEPLÁN I. 2003: A Tisza és vízrendszere 1. kötet, pp. 151–152, 185–202, 205–215. Magyar Tudományos Akadémia, Budapest.
- TURCSÁNYI G. 1995: Indikáció és monitoring, Egyetemi jegyzet, pp. 16. Szent István Egyetem, Gödöllő.
- ZSUGA K. 2002: A Kiskörei-tározó zooplankton struktúrájának tér- időbeli változásai. Doktori értekezés, Debreceni Egyetem, Debrecen. pp. 19: 24–25.
- ZSUGA K., THÓT A., PEKLI J., ÚDVARI Zs. 2004: A Tisza vízgyűjtő zooplanktonjának alakulása az 1950-es évektől napjainkig. Hidrológiai közlöny (Hidrobiológus napok). 175–177.

BIOLOGICAL MONITORING WATER QUALITY OF ZAGYVA RIVER
BY MEANS OF ZOOPLANKTON

D. TAJTHY¹, HOSAM E.A.F. BAYOUMI HAMUDA¹,
K.ZSUGA² and J.PEKLI¹

¹Institute of Environmental Science, Szent István University
H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1. E-mail: hosameaf@yahoo.com

²Environmental and Water Management Research Institution Public Company, Budapest

Keywords: Zagyva River, zooplankton, water ecosystem

Summary: Water is affected by several diffuse and pointwise of contamination sources, which causes variation in water quality. The observation of the biological components in an aquatic ecosystem is one of the best applied method to follow such changes, because the biological components often regenerate slower than the contaminated material in the water. The present study gives a general review about the presence of zooplankton during the spring and the summer periods of the Zagyva River. This tendency can help us to draw a conclusion from the ecological state point of view. 82 species were detected, including 68 of *Rotatoria*, 10 of *Cladocera* and 4 of *Copepoda*. Our survey suggests that the zooplankton population in water bodies is diverse. The results indicated that the presence of *Eurytemora velox* zooplankton rose up the natural value of the area such as at the sampling place of Újszász. The trophity, the saprobity, the seasonal variation and the annual changing of water level influenced the composition of zooplankton communities. At Nagybátony located in the upper region of the River, there were a very high number of zooplankton communities with a small numerical value of diversity (2.51 in spring and 2.91 in summer) as compared with the other investigated locations. At Jásztelek location in the lower region of the River, the summer investigation showed that there is a small number of zooplankton population communities according to the width body of the River at that this location with small numerical values of diversity (2.81 in summer). The results indicated that the population of zooplankton in the River was low at the upper region and high at the lower region, and this should be in opposite form according to the ecological roles in aquatic environments. This observation and the noted, low diversity may be occurred because of an unfavourable ecological state. This indicated that the local contamination or the transported pollution of the watercourses which flow into the Zagyva River could change the communities and other biological content in the investigated sampling points. Finally, determining the presence and abundance of specific groups of zooplankton can provide useful insight into water ecosystem functions. For farther task, physical and chemical investigation of the water body will help us to identify the ecological factors which cause the variation in the zooplankton population.

TÁJMETRIAI MUTATÓK KIVÁLASZTÁSÁNAK LEHETSÉGES MÓDSZERTANA EGY ESETTANULMÁNY PÉLDÁJÁN

SZABÓ Szilárd, CSORBA Péter

Debreceni Egyetem, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék,
4032 Debrecen, Egyetem tér 1. e-mail: e-mail: szszabo@delfin.unideb.hu, csorba@delfin.unideb.hu

Kulcsszavak: tájanalízis, tájmetria, FRAGSTATS, többváltozós feldolgozás

Összefoglalás: A tájmetria kvantitatív tájökológiai kutatási módszer, mely a tájlelemek alakjait jellemzőit, valamint a köztük lévő kapcsolatokat vizsgálja. Munkánkban tájmetriai vizsgálatokat végeztünk, melynek keretében 11 észak-magyarországi kistáj tájszerkezet-vizsgálatát végeztük el. Célunk az volt, hogy a tájmetriai paraméterek elemzése alapján következtetéseket tudjunk levonni kistájuk szintjén. Térképi alapként a CORINE Land Cover 50 felszínborítottsági adatbázist használtuk, melynek kategóriáit 14 általánosított kategóriába vontuk össze. Kategóriaszintű tájmetriai mutatókat határoztunk meg a FRAGSTATS 3.3 szoftver segítségével. Mivel a mutatók között jelentős redundancia fordul elő, főkomponens analízis segítségével összevont változókat hoztunk létre. Célunk az volt, feltárjuk, hogy az egyes területhasználati kategóriák tájmetriai jellemzői alapján becsülhető-e azok kistájbeli hovatartozása. A vizsgálatban 8 tájmetriai paraméter segítségével 4 területhasználati kategóriát és 7 kistáját tudunk azonosítani.

Bevezetés

Korunk új kihívása a környezeti adatok kvantifikálásának igénye. Ez számos tudományterületet érint, melynek kapcsán a korábbi kvalitatívan gyűjtött adatok helyett elvárás a számszerűsített eredmények rögzítése. Szép példáját figyelhetjük meg ennek a folyamatnak a talajrendszertan kapcsán, ahol többek között a megváltozott kutatási módszerek és a fejlődő számítástechnikai háttér szükségessé tette a régi osztályozási rendszerek cseréjét (MICHÉLI 2002). Hasonló folyamat játszódott le a tájökológiában is, ahol a különböző tájfoltok geometriai jellemzése és a tájszerkezeti kapcsolatok feltárása az egyszerű statisztikai mutatók irányából elmozdult az összetett táji mérőszámok felé.

A tájökológia fiatal tudomány. Mint kifejezés Troll 1939-ben talaj- és növényföldrajzi témában írt munkájában jelenik meg először. Ezután viszonylag gyorsan elterjedt és számos kutatócsoport kezdett foglalkozni vele (CSORBA 1999). 1968-ban már összehívták az első tájökológiai konferenciát és ebben az időszakban, illetve az ezt követő években tisztázódtak azok a kérdések is, hogy mint tudomány miben különbözik az ökológiától. Az 1980-as évek közepén már saját kutatómódszertana van, és ezen belül jelenik meg a cikk tárgyát képező tájmetria is.

A tájökológiai kutatások a tájat három szempontból elemezték. A legelső munkák a tájszerkezetének feltárását célozták. Feltárták az ún. elsődleges tájszerkezetet, ami segíthet a tájakat ért hatások és következményeik, valamint a regenerálódó képesség megértésében. Az 1970-es évek második felétől a funkcionális kutatások következtek, melyet a mezo szintű regionális tervezés, tájrendezés indukált. Az utóbbi időben a folyamatorientált elemzés került a kutatások középpontjába, ahol terepi mérésekre és térképezésre alapozva induktív módon nagyobb léptékben dolgozva keresik a választ a tájak működésére (MEZŐSI és FEJES 2004, LÓCZY és NYIZSALOVSKI 2005, NYIZSALOVSKI 2002).

A tájmetria a szerkezeti kutatások kérdéskörébe tartozik a tájak térbeli heterogenitására építve. A heterogenitás térbeli megjelenési formája a mozaikosság, melynek alapegységei a foltok, folyosók és a mátrix (FORMAN, 1995). Ezen tájjelemek egyedi jellemzőit és táji szintre vonatkoztatható indexeit fejezi ki a tájmetria kvantitatív formában (KERÉNYI 2007, LÓCZY 2003; MCGARIGAL 2002).

A mérőszámok mára túlléptek azon, hogy csak az egyedi foltokra vonatkozó tulajdonságokat jellemezzék, de természetesen ezek továbbra is fontos részét képezik a táj-analízisnek. A tájmetriai indexeket 3 szinten definiálhatjuk: (1) a hagyományos folt szinten, (2) osztály szinten (3) és táji szinten (MCGARIGAL, 2002). Folt szinten az indexek az egyes foltok területét, kerületét, terület/ kerület arányát, stb. adják meg. Az osztály szintű mutatók az ugyanabba a kategóriába tartozó foltok aggregált jellemzőit adják meg egyszerű, vagy súlyozott átlagként, vagy olyan tulajdonságaikat is figyelembe veszik, amikkel a térbeli elhelyezkedésükre (területi eloszlás, közelség, konnektivitás) tudunk következtetni. Táji szinten az indexeket a táj összes foltjának a tulajdonságai alapján számítjuk (MCGARIGAL 2002).

Az 1980-as évek során igen nagy mennyiségben fejlesztettek ki tájmetriai indexeket. Használatukat nagymértékben megkönnyítette a GIS szoftverek megjelenése és elterjedése, valamint az egyre olcsóbban és nem utolsó sorban könnyebben hozzáférhető légifotók és műholdfelvételek alkalmazása. Ez utóbbiak esetében meg kell jegyezni, hogy a tájmetriai analízisekben kulcskérdésként kezelt felbontás a műholdfelvételek és légifotók között mára kezd eltűnni. A légifotók jobb felbontása nem jelent feltétlen előnyt a kiértékelésnél, mivel a magasságkülönbség által okozott torzítás az alacsonyabb repülési magasság miatt zavaróbb lehet és az árnyékhataás is nehezítheti a kiértékelést. A műholdfelvételek térbeli felbontása kezdetben csak regionális szintű elemzéseket tett lehetővé, a felbontás viszont folyamatosan javul (5–2,5–1 m) és mára már a nagyfelbontású kiértékelésekhez is elegendő információt nyújtanak, ráadásul akár több hullámhosszon is.

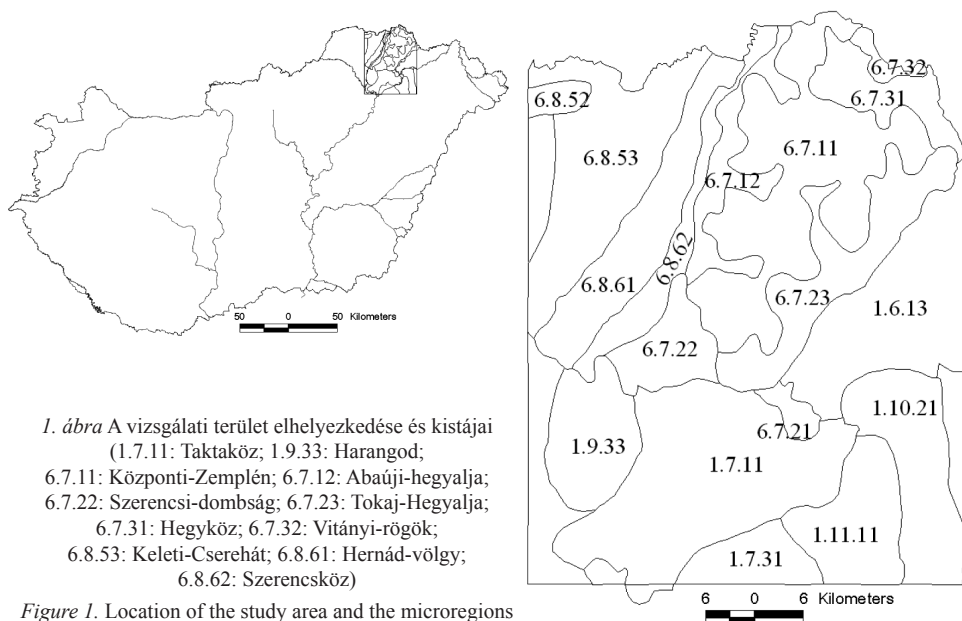
Az egyes indexek között nagy az átfedés, erősen korrelálnak egymással. Az átfedések kiszűrésére több próbálkozás is történt, melyek közül a legismertebbet, RIITTER et al. 1995-ben írt munkáját kell kiemelni: 55 tájmetriai mutatót dolgozott fel, melyek közül 6-ot választott ki. Véleményünk szerint azonban nem lehet általánosan megfogalmazni azoknak a mutatóknak a teljes körét, ami a táj-analízisben bárhol felhasználható, mert a mutatók korrelációja nem állandó. A statisztikai változók korreláltsága függ az adatok struktúrájától: jelen esetben a tájmetriai paraméterek értéke mintaterületenként szélsőségesen eltérhet egymástól, így a változók közti átfedések is változhatnak. Eszerint minden vizsgálatnál el kell végezni a keresztkapcsolatok elemzését.

A Debreceni Egyetem Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszéke 2008 tavaszán kezdte meg a hazai kistájak állapotát, illetve működését veszélyeztető tényezők felmérését (CSORBA et al. 2008). Ehhez sok tényezőt kell figyelembe venni és ezek közül egy a tájak tájökölógiai jellemzése. Ez a munka szorosan kapcsolódik a tanszéki munka célkitűzéseiseihez, mivel végeredményként – az egész ország területének a vizsgálatával – egy olyan tájökölógiai alapú csoportosításhoz juthatunk, mely kvantitatív alapokon nyugszik.

Korábbi munkánkban (CSORBA 2007) elkészítettük 11 magyarországi kistáj folt szintű tájmetriai analízisét. Jelen vizsgálat során az osztály szintű mérőszámokat határoztuk meg ugyanezen területekre. Munkánk elsősorban módszertani jellegű, azokat az osztály szintű tájmetriai mutatókat kerestük, amelyek alapján (1) az egyes felszínborítottsági kategóriák és (2) az egyes kistájak elkülöníthetők egymástól.

Anyag és módszer

Munkánkban 11 kistáját dolgoztunk fel Magyarország északi részén, az Északi-középhegységben, ezen belül is a Zempléni-hegység, Cserehát középtájakon belül (1. ábra).



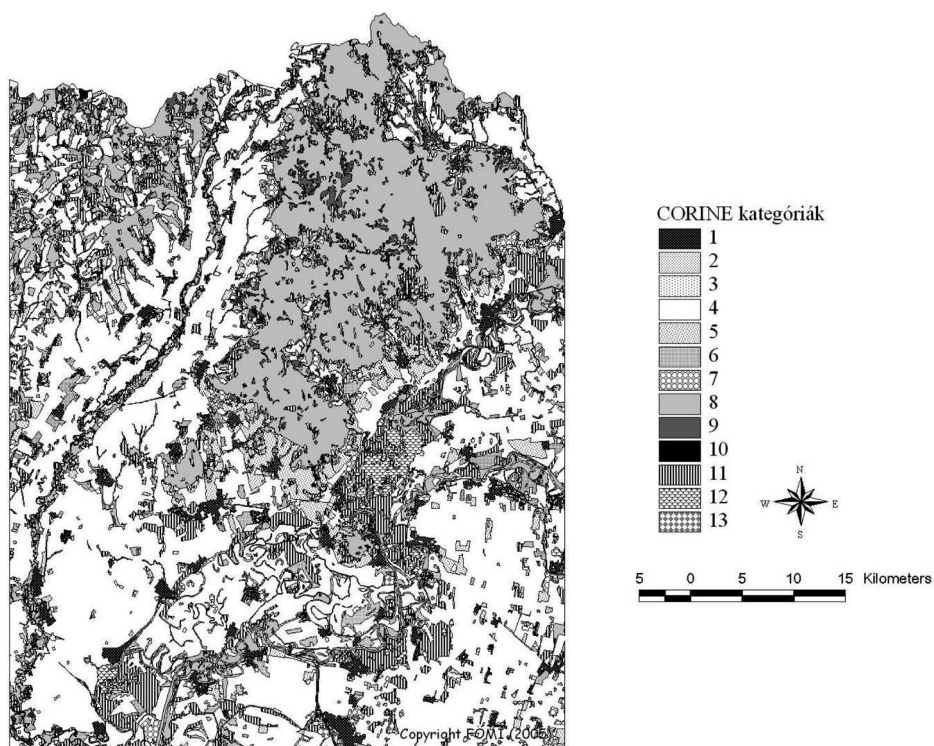
1. ábra A vizsgálati terület elhelyezkedése és kistájai
(1.7.11: Taktaköz; 1.9.33: Harangod;
6.7.11: Központi-Zemplén; 6.7.12: Abaúji-hegyalja;
6.7.22: Szerencsi-dombság; 6.7.23: Tokaj-Hegyalja;
6.7.31: Hegyköz; 6.7.32: Vitányi-rögök;
6.8.53: Keleti-Cserehát; 6.8.61: Hernád-völgy;
6.8.62: Szerencsköz)

Figure 1. Location of the study area and the microregions

A kiválasztott terület több szempontból is ideális az ilyen jellegű vizsgálatokhoz:

- az alföldi feltöltött síkságoktól a hegyközi medencéken és hegylábi területeken keresztül a középhegységi tájakig minden domborzati tájtípust felölel;
- megtalálhatók az intenzíven hasznosított mezőgazdasági területek, művelt és felhagyott bányaterületek és a természetközeli élőhelyek egyaránt;
- nemzeti park ugyan nincs a területen, de a tájak között több olyan található, aminek jelentős részét nyilvánították tájvédelmi körzetté (Hernád-völgy, Központi-Zemplén), így a természeti értékek megőrzése valós feladat, amiben a tájstruktúra, fragmentáltság és konnektivitás elemzése segíthet.

A vizsgálatokhoz az 1998–1999-ben készült SPOT4 felvételekből fotointerpretációval készített CORINE Land Cover (CLC50) adatbázist használtuk fel (2. ábra). Céljainknak ez megfelelt, mivel a legkisebb térképezett alapegység 4 hektáros (200 m×200 m) volt és az általunk alkalmazott regionális léptékben ez elegendő (CARRAO és CAETANO 2002), emellett BARCZI et al. 2008. munkájában található javaslatot a táj kutatásban való alkalmazásra. A CLC50 79 kategóriáját a könnyebb interpretálhatóság miatt a CLC osztályozás alpontjait 13 összevont kategóriában egyesítettük (település, bánya, mesterséges zöldfelület, szántó, szőlő-gyümölcs, vegyes mezőgazdasági hasznosítás, gyeplelő, lombhullató erdő, örökzöld erdő, kevert erdő, bozót, vízfelület, ipari terület) (2. ábra). Meg kell jegyeznünk, hogy a műholdfelvételek különböző interpretációi (pl.



2. ábra A vizsgálati terület területhasználata

Figure 2. Landuse structure of the study area

- (1: település; 3: mesterséges zöldfelület; 4: szántó; 5: szőlő-gyümölcs; 6: gyep;
7: vegyes hasznosítású mezőgazdasági terület; 8: lombhullató erdő; 9: örökzöld erdő;
10: kevert erdő; 11: bozót; 12: víz; 13: ipari-kereskedelmi terület)

a CORINE) bizonyos hibaszázalékot rejtenek magukban, vagyis a valós területhasználat és a felszínborítottsági kategóriák között (kategóriánként is változó mértékben) 10–25% körüli eltérés van. Az 1990-es CORINE esetében átlagosan 13% (European Commission DGXII-D 2000, BACH et al. 2006). Munkánkban a területhasználat és felszínborítottság kifejezéseket egyaránt használjuk, de tudnunk kell, hogy minden esetben a CLC50 felszínborítottsági kategóriáiról van szó.

A megjelenítést és az adatelőkészítést ArcGIS 9.0, a tájmetriai számításokat pedig FRAGSTATS 3.3 (McGARIGAL és MARKS 1995) szoftverrel végeztük. Vizsgálatainkat osztály szintű mutatókkal végeztük, 34 paramétert határoztunk meg, melyeket kistájakra vonatkoztatva számítottunk ki, standardizáltunk ($y = \log[x+1]$, PODANI, 1997) és az így nyert adatokkal a feldolgozás során SPSS 15.0-val főkomponens analízist (PCA) végeztünk (Varimax rotációt alkalmazva) abból a célból, hogy a kezdeti nagy számú változót kisebb, nagy korreláltságú faktorba tömörítsük. A főkomponensek számának meghatározása során a Kaiser-szabályt alkalmaztuk, vagyis a főkomponensnek nagyobbak kell lennie, mint 1 (SAJTOS és MITEV 2007). Ezt követően a főkomponensekből kiválasztottuk a legnagyobb faktorsúlyú változókat és jelentőségüket diszkriminancia analízissel (DA) teszteltük. A PCA egymással nem korreláló főkomponenseket képez, azonban ha egy főkomponensből

többet választunk ki, elképzelhető a multikollinearitás. A diszkriminancia analízis modellben való alkalmazás előtt ezt korreláció vizsgálattal szűrtük ki (a szoros kapcsolatban lévő [$r > 0,7$] változók egyikét kizártuk). A diszkriminancia analízis igen érzékeny a többváltozós normalitás feltételének teljesülésére, melynek ellenőrzésére és a kiugró adatok kiszűrésére a Mahalanobis-távolságokat használtuk fel változókombinációként.

Eredmények

A PCA eredményét – melyet osztály szintű adatokon végeztünk el – az 1. táblázatban foglaltuk össze. Amint látható, jelentős redundancia tapasztalható a tájmetriai mutatók közötti korreláció miatt. A kezdeti 33 változót (tájmetriai mérőszámot) 4 főkomponensbe vontuk össze (PC1-PC4), mely az összes variancia 95,75%-át magyarázza ($KMO=0,703$; $p < 0,01$).

1. táblázat A tájmetriai indexek rotált faktorsúly-mátrixa
(PCA, Varimax rotáció, a legnagyobb faktorsúlyok vastagon kiemelve)
Table 1. Rotated component matrix of class level landscape indices
(PCA, Varimax rotation, highest factor scores highlighted with bold letters)

<i>Tájmetriai index</i>	<i>PCA1</i>	<i>PCA2</i>	<i>PCA3</i>	<i>PCA4</i>
Total Edge	.992	-.070	-.006	-.085
Radius of Gyration	.984	-.042	-.129	-.004
Clumpiness	.966	-.207	-.103	.037
Proportion of Like Adjancencies	.965	-.222	-.091	.054
Aggregation Index	.965	-.223	-.092	.056
Interspersion Juxtaposition Index	.964	-.165	-.107	.096
Patch Cohesion Index	.964	-.229	-.088	.060
Fractal Dimension Index	.964	-.239	-.073	.062
Related Circumscribing Circle	.955	-.246	-.041	.051
Core Area Index	.954	-.180	-.115	-.091
Shape Index	.952	-.189	-.016	.022
Total Area	.943	.246	-.029	-.191
Contiguity Index	.942	-.242	-.101	-.093
Perimeter-Area Ratio	.933	-.190	-.051	.215
Landscape Shape Index (LSI)	.924	-.171	.175	-.196
Total Core Area	.917	.308	-.042	-.228
Perimeter-Area Fractal Dimension	.895	-.337	-.093	.046
Number of Patches	.891	-.134	.217	-.274
Landscape Division Index	.883	-.419	-.013	-.036
Number of Disjunct Core Area	.879	-.144	.270	-.260
Edge Density	.824	.393	.381	-.003
Patch Area Mean	.820	.499	-.244	-.047
Core Area	.770	.568	-.261	-.074
Disjunct Core Area	.695	.606	-.346	-.030
Splitting Index	.459	-.861	-.173	-.005
Effective Mesh Size	.498	.832	-.046	.044
Largest Patch Index	.477	.824	-.024	.223

1. táblázat folytatása
Contd. Table 1.

<i>Tájmetriai index</i>	<i>PCA1</i>	<i>PCA2</i>	<i>PCA3</i>	<i>PCA4</i>
Core Area Percentage of Landscape	.653	.739	.117	.001
Normalized LSI	.390	-.646	.160	.411
Disjunct Core Area Density	.534	.037	.788	.087
Patch Density	.519	.060	.729	.151
Connectance Index	.489	.275	-.129	.760
% Variance	54,63	27,33	9,80	3,99

A PC1 54,63%-ot magyaráz az összes varianciából és 25 változót tartalmaz. A főkomponens a területindexektől a contagion (összevegyülés) mérőszámokig minden paramétert tartalmaz. Minden változó faktorsúlya magas, és egy kivételtől eltekintve egyértelműen ehhez a főkomponenshez tartozik. A diszjunkt magterületek száma (Number of Disjunct Core Area) a komponensmátrixban azt mutatja, hogy besorolása nem egyértelmű, a PC2 esetében is hasonló a faktorsúlya.

APC2 változói a terület (Area), a magterületek (Core Area) és az összevegyülés (Contagion) mérőszámai. A főkomponenssel a Splitting Index, Effective Mesh Size és a Largest Patch Index van a legszorosabb korrelációban. Fontos eredmény, hogy az LSI (Landscape Shape Index) és standardizált változata nem ugyanabban a főkomponensben van. Ennek a paraméternek a minimális értéke 1, a maximum viszont adott kategória összterületétől függ. Két különböző táj összehasonlítására ezért ez a mutató nem alkalmas, standardizálni kell. Az 1. táblázatban látható eredmény alapján látható, hogy a standardizálás egy új, értékes mérőszámot eredményez, mely kevésbé korrelál más indexekkel.

A PC3-at a Disjunct Core Area Density és a Patch Density alkotja. A PC1 esetében láthattuk, hogy a diszjunkt magterületek száma egy marginális jelentőségű mérőszám és kis is hagytuk a további vizsgálatokból. Itt viszont az összterülettel való elosztása (standardizálása) után egy olyan mutatót kapunk, ami csak egyetlen másikkal korrelál.

Az összekötöttségi index (Connectance Index) önmagában alkotja 4. főkomponenst (PC4). A mutatót a foltok közötti funkcionális kapcsolatok száma adja meg és e vizsgálat alapján az egyetlen mérőszám, mely ezzel a kérdéssel foglalkozik.

A vizsgálat következő lépéseként a főkomponensek által meghatározott változó csoportokból kiválasztottuk azokat, amelyek faktorsúlyaik alapján jelentősnek bizonyultak és a multikollinearitásuk minimális. Ez utóbbi szükséges volt ahhoz, hogy a tesztelést diszkriminancia analízissel végezhessük el.

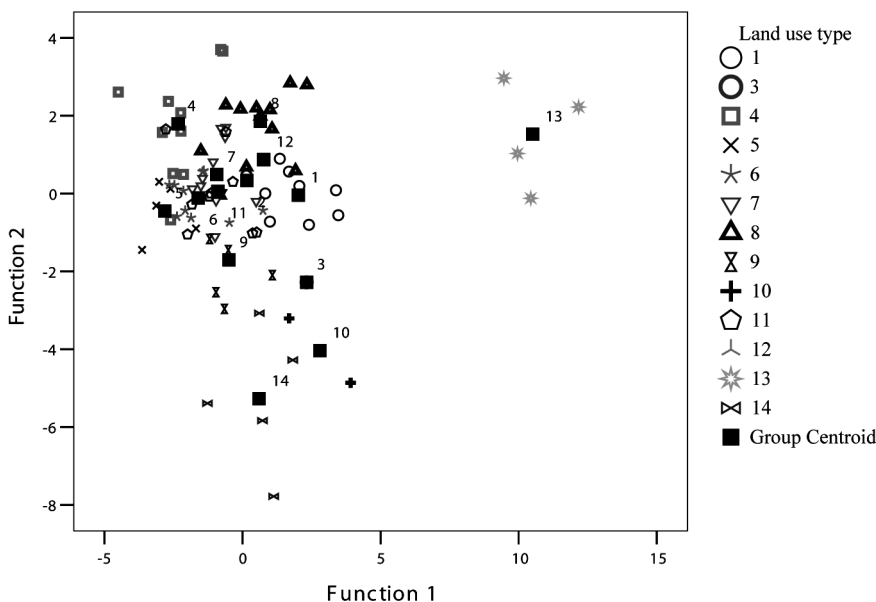
A tesztelés során két fő kérdésre kerestük a választ:

- (1) Az egyes felszínborítottsági kategóriák foltjai rendelkeznek-e osztály szinten olyan sajátosságokkal, hogy tájmetriai mérőszámokkal azonosítani lehessen őket?
- (2) Az osztály szintű mutatók alapján, meg lehet-e mondani, hogy melyik kistájról van szó? Vagyis a foltok geometriai és térbeli jellemzői alapján lehet-e azonosítani a vizsgált kistájakat.

(1) A felszínborítottsági kategóriák esetében a diszkriminancia analízis 77,6%-os becslési valószínűséget adott, ha minden paramétert és minden területhasználati kategóriát szerepeltetünk a vizsgálatban. 13 területhasználati kategória alkalmazása esetén 12 diszkriminancia függvény képződik, melyek közül az első 5 szignifikáns. Ez az 5

függvény a az összes variancia 84,8%-át magyarázza. Bár az eredményeket így is elfogadhatnánk, a továbbiakban pontosítottuk a modellt. Ha kihagyjuk a vizsgálatból a hasonló tulajdonságú kategóriákat, a megmaradó kategóriák a független változók alapján pontosabban becsülhetők. Az első 2 függvény diszkriminancia-súlyaiból készült ordinációs diagramon látszik, hogy a csoportok centroidjai, illetve az ábrázolt esetek mennyire fednek át és különülnek el: a települések, a szántók, a lombhullató erdők, az örökzöld erdők és a vegyes erdők, valamint a vízfelületek és ipari területek különülnek el (3. ábra).

Canonical Discriminant Functions



3. ábra A 14 területhasználati kategória DA függvényeinek ordinációs diagramja

(1: település; 3: mesterséges zöldfelület; 4: szántó; 5: szőlő-gyümölcs; 6: gyepek; 7: vegyes hasznosítású mezőgazdasági terület;

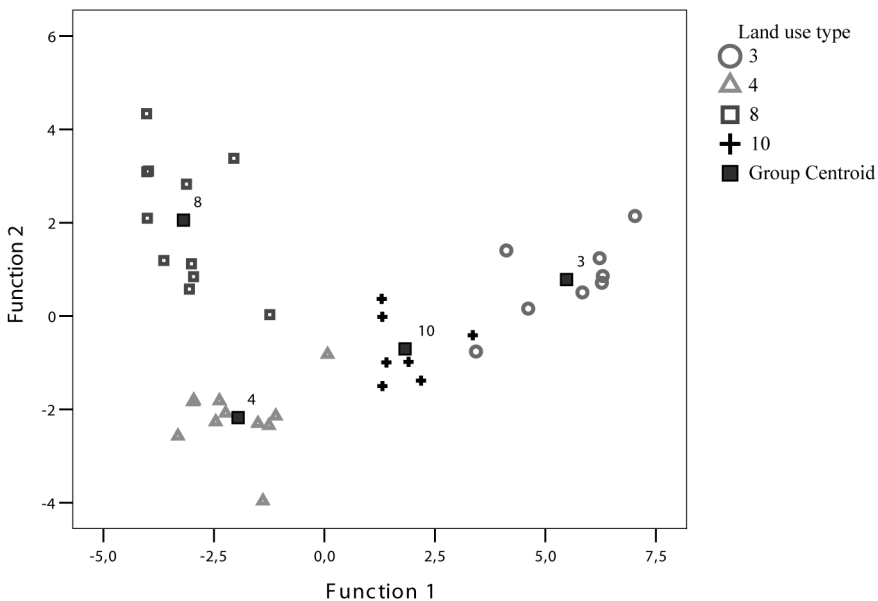
8: lombhullató erdő; 9: örökzöld erdő; 10: kevert erdő; 11: bozót; 12: víz; 13: ipari-kereskedelmi terület)

Figure 3. Scatterplot of the canonical discriminant functions of 14 land use types (1: municipality, 3: artificial green areas, 4: arable land, 5: vineyard-orchard, 6: pasture, 7: mixed agricultural utilization; 8: deciduous forest, 9: coniferous forest, 10: mixed forest, 11: scrub, 12: water, 13: industrial-commercial zone)

Következő lépésben tehát lépésenként (vagyis egyesével) 4-re csökkentettük a vizsgálatba bevont területhasználati kategóriák számát. Ezzel párhuzamosan lecsökkentettük a független változók számát is (a PCA főkomponensei alapján). A területhasználati kategóriák közül a mesterséges zöldfelületeket, a szántókat, a lombhullató erdőket és vegyes erdőket tartottuk meg függő változóként. A független változókat a főkomponensek és faktorsúlyok alapján választottuk ki, a legtöbb változót tartalmazó PC1-ből többet, a PC2-PC4-ből arányosan kevesebbet választva ki: Total Edge, Radius of Gyration, Clumpiness, Largest Patch Index, Perimeter-Area Ratio (PC1), Effective Mesh Size, Split Index (PC2), Disjunct Core Area Density (PC3), Connectance Index (PC4).

Az osztályozás szempontjából legpontosabb eredményt tehát a fentiekben ismertetett 4 területhasználati kategóriával kaptuk. Minden függvény szignifikáns ($p < 0,05$), így a teljes variancia 100%-át magyarázzák. Az 1. függvény a teljes variancia 74%-át magyarázza és korrelációja erős a szegélyek összes hosszával (Total Edge) és a folt-sűrűséggel (Patch Density). A 2. függvény jelentősége kisebb, 19%-ot magyaráz a teljes varianciából és a kerület/területarány (Perimeter-Area Ratio), valamint a diszjunkt magterület-sűrűséggel (Disjunct Core Area Density) korrelál. A kanonikus korrelációs koefficiensek alapján a három függvény sorrendben 92,7; 75,7 és 54,7%-át magyarázza a területhasználat, mint függő változó varianciájából. A klasszifikáció pontossága 97,3%-os az eredeti értékeket tekintve és 73%-os keresztvalidációval. A 4. ábrán, az első két függvény ordinációs diagramján egyrészt azt láthatjuk, hogy a csoportok centroidjai mennyire különülnek el, illetve hogy a lombhullató erdők kivételével a fő különbségeket az 1. függvény, vagyis a szegélyek hossza és a folt-sűrűség okozza.

Canonical Discriminant Functions



4. ábra A 4 területhasználati kategória DA függvényeinek ordinációs diagramja
(3: mesterséges zöldfelület; 4: szántó; 8: lombhullató erdő; 10: kevert erdő)

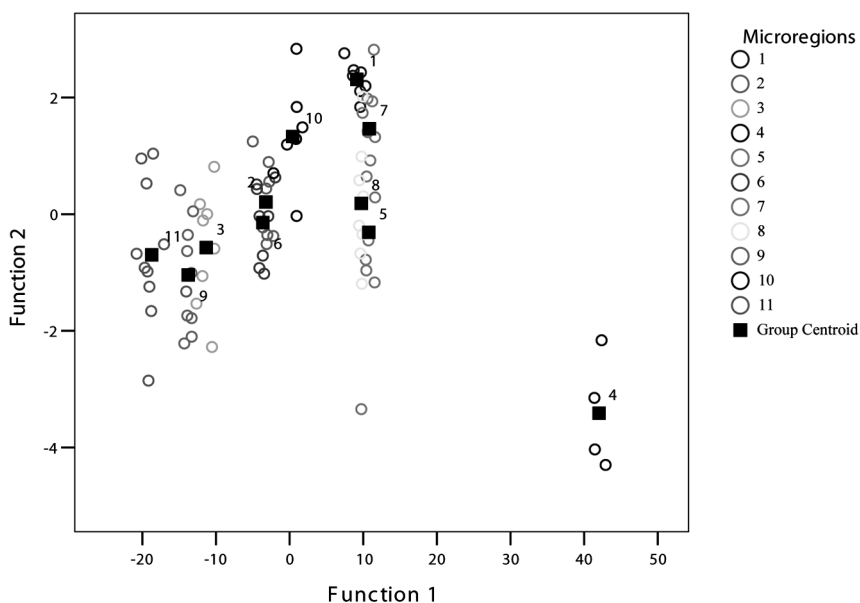
Figure 4. Scatterplot of the canonical discriminant functions of 4 land use types
(3: artificial green areas; 4: arable lands; 8: deciduous forests; 10: mixed forests)

Felvetődhet az a kérdés, hogy miért nem hagyjuk el azokat a változókat, amelyek abból a két főkomponensből vannak, amelyek hozzájárulása az összvarianciához 10% alatti (PC3 és PC4). Ez nem válaszolható meg egyértelműen, utalva a bevezetőben megfogalmazott tényre, hogy az adatok struktúrája befolyásolja a kapott eredményeket. Jelen esetben célravezető elhagyni a PC4-ből bevont Connectance Indexet, de érdemes megtartani a Disjunct Core Area Density-t a PC3-ből. Így a végeredmény a besorolás

szempontjából javult, a függvények szignifikánsak és a keresztvalidációs ellenőrzés 84%-os pontosságot mutat.

(2) A kistájak esetében (11 db) a diszkriminancia analízis 10 függvényt eredményezett és ebből 2 volt szignifikáns ($p < 0,05$). Ebben a lépésben független változóként mind a 34 paramétert felhasználtuk. E két függvény azonban a teljes variancia 98%-át magyarázta. A kanonikus korrelációs koefficiens szerint az 1. függvény 99,6%-ot, a 2. 63,8%-ot magyarázott a függő változó (kistájak) varianciájából. Az 5. ábrán sajátos eloszlása látható e két függvény értékeiből előálló diagramnak: az 1. függvény szeparálja a csoportokat leginkább, míg a 2. függvény mentén hosszan elnyúlnak, az esetek keverednek, így összességében csökken a találati pontosság. Az így is látszik, hogy néhány kistáj jól elkülönül (6.7.32 és 1.7.11) és néhányuk keveredik a másikkal (pl. 6.7.22 és 6.8.62; 6.7.23 és 6.8.61). A predikációs pontosság 91,8%, ám a keresztvalidáció szerint alig valamivel jobb az esetlegesnél: 60%.

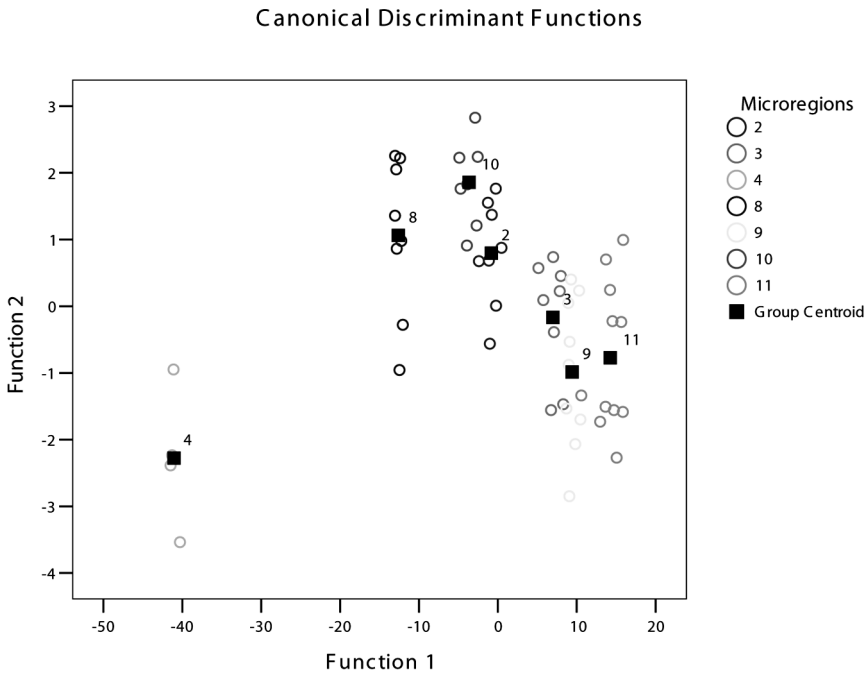
Canonical Discriminant Functions



5. ábra A 11 kistáj DA függvényeinek ordinációs diagramja (1: Taktaköz; 2: Harangod; 3: Központi-Zemplén; 4: Abaúji-Hegyalja; 5: Szerencsi-dombság; 6: Tokaj-Hegyalja; 7: Hegyköz; 8: Vitányi-rögök; 9: Keleti-Cserehát; 10: Hernád-völgy; 11: Szerencsköz)

Figure 5. Scatterplot of the canonical discriminant functions of 11 microregion

A következő lépésben 7-re csökkentettük a kistájak számát, de még megtartottuk a 33 változót. A kapott függvényekből 2 volt szignifikáns, melyek a teljes variancia 99,2%-át magyarázták. Ezen belül az 1. függvény 98,8%-át magyarázta a teljes varianciának, a 2. függvény csak 0,7%-ot. A csoportba (vagyis kistájhoz) tartozás becslési pontossága 96,4% az eredeti értéke alapján és 81,8% keresztvalidációval. Ez jó eredmény, de 6. ábrán egy kiugró (outlier) csoport látható.



6. ábra A 11 kistáj DA függvényeinek ordinációs diagramja (2: Harangod; 3: Központi-Zemplén; 4: Abaúji-Hegyalja; 8: Vitányi-rögök; 9: Keleti-Cserehát; 10: Hernád-völgy; 11: Szerencsköz)
 Figure 6. Scatterplot of the canonical discriminant functions of 7 microregions

Ez esetben, ha lecsökkentjük a tájmetriai mutatók (mint független változók) számát azokra, amelyeket a PCA alapján választottunk ki, a 7 kistájra vonatkoztatva 70%-os klasszifikációs pontosságot kapunk (a keresztvalidált eredmények 64%-os pontosságúak). 77%-os keresztvalidált pontosságot csak a kistájak további csökkentésével értünk el (a Szerencsköz és a Keleti-Cserehát kihagyásával). A kistájak esetében is hasznosnak is bizonyultak tehát a kiválasztott táji indexek, itt azonban nem okozta a klasszifikáció megbízhatóságának a csökkenését a két kis jelentőségű főkomponenshez tartozó mutató elhagyása.

Diszkuszió és következtetések

A többváltozós statisztikai módszerek alkalmazása nem új gondolat a tájmetriai elemzések területén, azonban munkánkban túlléptünk az eddigiekben faktoranalízisre alapozott vizsgálatokon azzal, hogy a kapott eredményt ellenőriztük. A tájmetriai mutatókat rendszerint arra használják a szerzők, hogy egy kistáj, tájrészlet, vagy egy vízgyűjtő tájökölógiai tulajdonságait (fragmentáltság, konnektivitás stb.) fejezzék ki velük (JHA et al. 2005, KERÉKES 2007, KERÉNYI és SZABÓ 2007, SZABÓ 2007, GRÓNÁS et al. 2008). Találkozhatunk e mutatók aggregált felhasználásával, amikor a többváltozós analízis során kapott faktorokat használják fel a táj jellemzéséhez (LINKE és FRANKLIN, 2006, SCHINDLER

et al. 2008). Munkánk újdonsága az, hogy a többváltozós elemzések eredményeként kapott faktorokat (esetünkben főkomponenseket) véve alapul választ kaphassunk olyan kérdésekre is, melyek túlmutatnak a számokon.

A főkomponens analízissel kiszűrtük a tájmetriai mutatók redundáns elemeit, főkomponensenként kiválasztottuk a legnagyobb faktorsúlyú indexeket és ezek valós jelentőségének ellenőrzésére diszkriminancia analízist alkalmaztunk. Az ellenőrzés azt bizonyította, hogy a kiválasztott paraméterek (Total Edge, Radius of Gyration, Clumpiness, Largest Patch Index, Perimeter-Area Ratio, Effective Mesh Size, Split Index, Disjunct Core Area Density, Connectance Index) alkalmasak a tájhasználati kategóriák geometriai sajátosságainak és térbeli struktúrájának jellemzéséhez. Segítségükkel négy felszínborítottsági típust és hét kistájat tudtunk 80%-os, illetve ahhoz közeli valószínűséggel besorolni a fenti paraméterek alapján.

A kapott eredmények a felszínborítottság kategóriái esetében azt mutatják, hogy bár több kistáj jellemzőit is feldolgoztuk, mégis négy kategória esetében hasonlóság figyelhető meg. Vagyis ezek foltjai sajátos alakkal, szegéllyel és területi elrendeződésben stb. találhatóak meg.

A kistájak esetében a kapott eredmény azt bizonyítja, hogy a MAROSI és SOMOGYI (1990) munkájában megtalálható tájhatárok a növényborítottság és tájhasználat szempontjából megfelelnek a valóságnak. Tudjuk, hogy a tájhatárok nem csak (és nem elsősorban) a növényzet alapján lettek meghúzva, földrajzi, talajtani és geológiai jellemzők is nagy súllyal befolyásolták a határok meghúzását, e vizsgálat alapján azonban azt mondhatjuk, hogy a beosztás a területhasználat alapján is megállja a helyét. Az átfedés (vagyis az, hogy csak 7 volt elkülöníthető) az egyes kistájak között természetes, mivel hasonló jellegűek (pl. hegylábi területek: Tokaj-Hegyalja – Abaúji-Hegyalja) ugyanúgy szerepeltek a vizsgált 11 között, mint teljesen különbözők.

Vizsgálataink alapján láthatjuk, hogy a legjobb eredményeket akkor kapjuk, ha a lehető összes tájmetriai paramétert bevonjuk a vizsgálatokba, azonban a PCA segítségével kiválasztott mutatók segítségével is igen jó eredmények érhetők el. Ha pedig le tudjuk csökkenteni a változók számát és céljainknak alárendelten bizonyítani is tudjuk jogosultságukat, könnyebben átláthatjuk a tájfoltok geometriai tulajdonságainak és relatív térbeli helyzetének a rendszerét.

Irodalom

- BACH, M., BREUER, L., FREDE, H. G., HUISMAN, J. A., OTTE, A., WALDHARDT, R. 2006: Accuracy and congruency of three different land-use maps. *Landscape and Urban Planning* 78: 289–299.
- BARCZI, A., CSORBA, P., LÓCZY, D., MEZŐSI, G., KONKOLYÉNYÉ GYÚRÓ, É., BARDÓCZYNÉ SZÉKELY, E., CSIMA, P., KOLLÁNYI, L., GERGELY, E., FARKAS, SZ. 2008: Suggested landscape and agri-environmental condition assessment. *Tájökológiai Lapok* 6 : 77–94.
- CARRAO, H., CAETANO, M. 2002: The effect of scale on landscape metrics. *International Society for Remote Sensing of the Environment conference, Buenos Aires, Argentina, 8–12 April 2002.*
- CSORBA P. 1999: Tájökológia. KLTE, Debrecen, 113 p.
- CSORBA P. 2007: Tájstruktúra vizsgálatok és tájmetriai mérések Magyarországon. Akadémiai doktori értekezés, Debrecen, 131 p. (kézirat)
- CSORBA, P., SZABÓ, J., BODNÁR, R., SZILÁGYI, ZS., SZABÓ, GY., SZABÓ, SZ., NOVÁK, T., FAZEKAS, I. 2008: „Red Book” of the Hungarian landscapes, Atlas of the threats on the natural functioning of the 229 Hungarian microregions. *Dissertation Commissions Of Cultural Landscape – Methods of Landscape Research* 8: 43–60.

- European Commission DGXII-D 2000: Pelcom: Development of a consistent methodology to derive land cover information on a European scale from remote sensing for environmental modelling. Final Report, Technical report, Editor Múcher, C. A. 299 p.
- FORMAN, R. T. T. 1995: Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge University Press, Cambridge, 632 p.
- FORMAN, R.T.T., GODRON, M. 1986: Landscape Ecology. John Wiley & Sons, New York – Singapore, 619 p.
- GRÓNÁS V., KRISTÓF D., BARCZI A. 2008: Tájmetriai vizsgálatok a Cigándi árapasztó tározó példáján. III. Magyar Tájökológiai Konferencia. 2008. május 5–10. Absztrakt kötet, Budapest, p. 118.
- JHA, C. S., GOPARAJU, L., TRIPATHI, A., GHARAI, B., RHAGHUBANSHI, A. S., SINGH, J. S. 2005: Forest fragmentation and its impact on species diversity: an analysis using remote sensing and GIS. *Biodiversity and Conservation* 14: 1681–1698.
- KEREKES Á. 2007: Tájökológiai mérések a Tokaj-Zempléni hegység északi részén. In Füleki, Gy. szerk: A táj változásai a Kárpát-medencében. Gödöllő
- KERÉNYI A. 2007: Tájvédelem. Pedellus Tankönyvkiadó. Debrecen, 184 p.
- KERÉNYI A., SZABÓ G. 2007: Human impact on topography and landscape pattern in the Upper Tisza Region, NE-Hungary. *Geografica Fisica et Dinamica Quaternaria* 30. pp. 193–196.
- LINKE, J., FRANKLIN, S. E. 2006: Interpretation of landscape structure gradients based on satellite image classification of land cover. *Canadian Journal of Remote Sensing* 32: 367-379.
- LÓCZY D. 2003: Tájértékelés, földértékelés. *Studia Geographica Series. Dialóg Campus, Budapest-Pécs*, 307 p
- LÓCZY D., NYIZSALOVSZKI R. 2005: Borvidékeink földhasználat változásának tájökológiai értékelése. *Tájökológiai lapok* 3: 243–252.
- MAROSI S., SOMOGYI S. 1990: Magyarország kistájainak katasztere I–II. Akadémiai Kiadó, Budapest, 1021 p.
- McGARIGAL, K. 2002: Landscape pattern metrics. In A. H. El-Shaarawi and W. W. Piegorch eds. *Encyclopedia of Environmentrics* (2) John Wiley & Sons, Sussex, England. pp. 1135–1142.
- McGARIGAL, K., MARKS B. J. 1995: FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-351. 141 p.
- MEZŐSI G., FEJES CS. 2004: Tájmetria. In: DÖVÉNYI Z. és SCHWEITZER F. szerk. Táj és környezet. MTA FKI, Budapest pp. 229–242.
- MICHÉLI E. 2002: Hazánk talajosztályozási rendszerének korszerűsítése, Talaj és környezet, DE ATC – MTA Talajtani és Agrokémiai Bizottsága, Debrecen, pp. 56–62.
- NYIZSALOVSZKI R. 2002: Tájökológiai vizsgálatok a Tállyai-félmedencében – különös tekintettel a szőlő termőhelyi adottságainak értékelésére., PhD értekezés, Debrecen, p. 146 p.
- PODANI J. 1997: Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeltárás rejtelmeibe. Scientia, Budapest, 412 p.
- RIITERS, K. H., O'NEILL, R. V., HUNSAKER, C. V., WICKHAM, J. D., YANKEE, D. H., TIMMINS, S. P., JONES, K. B., JACKSON, B. L. 1995: A factor analysis of landscape pattern and structure matrices. *Landscape Ecology* 10: 23–40.
- SAJTOS L., MITEV, A. 2007: SPSS kutatási és adatelemzési kézikönyv. Alinea Kiadó, Budapest, 402 p.
- SCHINDLER, S., POIRAZIDIS, K., WRBKA, T. 2008: Towards a core set of landscape metrics for biodiversity assessments: A case study of from Dadia National Park, Greece. *Ecological Indicators* 8: 502–514.
- SZABÓ GY. 2008: Magyarország természet- és környezetvédelme. Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék, Debreceni Egyetem, 165 p.
- SZABÓ M. 2007: Az övzónatok tájökológiai szempontú vizsgálata és értékelése a Szigetközben. In: Kerényi A.: Tájvédelem. Pedellus Tankönyvkiadó, Debrecen, pp. 143–148.

POSSIBLE METHODOLOGY FOR THE SELECTION OF LANDSCAPE METRICS

SZ. SZABÓ, P. CSORBA

University of Debrecen, Department of Landscape Protection and Environmental Geography,
4032 Debrecen, Egyetem tér 1. e-mail: szszabo@delfin.unideb.hu csorba@delfin.unideb.hu

Keywords: landscape metrics, landscape analysis, FRAGSTATS, multivariate analysis

Describing the environment with quantitative data is a new requirement in the environment related sciences which is the consequence of the developing computer-based methods. New requirements with new tools generated quick development in the measuring level: parameters turned to be measurable in several subjects.

Landscape ecology as a young science has its own methods from the beginnings, but the quantified landscape geometry indices appeared only in the 1980s. Exploration of the landscape structure made necessary to elaborate those methods which were applicable to characterize the patches, corridors and the matrix of the landscapes. Nowadays we can find several landscape indices to quantify the geometry of landscape elements in patch and landscape level, but they are not used in the practice of landscape management.

It is shown in this paper that these landscape indices what novelty can mean in a sample area of Northern Hungary and what can be the practical side of their the usage. FRAGSTATS software was used to calculate landscape metrics. Principal component analysis was applied to reduce redundancy of indices and, based on the results, some of them were selected. Land use types and microregions were used as dependent variables in a discriminant function analysis. Both of them were identifiable with this method in several cases: 4 land use types and 7 microregions were revealed.

TALAJ ÉS VEGETÁCIÓVÁLTOZÁSOK TÁJREHABILITÁCIÓ KERETÉBEN VÉGZETT FÖLDMUNKÁK UTÁN SZIKI GYEPTERÜLETEKEN

NOVÁK Tibor József¹, CSONTOS Bianka²

¹Debreceni Egyetem, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék
4010 Debrecen, Egyetem tér 1. pf. 9., e-mail: novakti@delfin.unideb.hu

²Tiszántúli Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség,
Levegő- és Zajvédelmi Osztály, 4001 Debrecen, pf. 27.

Kulcsszavak: tájrehabilitáció, helyreállítás, szekunder szukcesszió, talajfelszín-bolygatás, sziki gyepek

Összefoglalás: Hortobágyi rizsparcellák és legelőöntöző csatornák rehabilitációjával járó földmunkák talajra és vegetációra gyakorolt hatását vizsgáltuk. A talajvizsgálatokat kontroll (K), elegyengetett töltés (ET) és feltöltött árok (FÁ) csoportokra bontva, míg a vegetáció felvételeket kontroll és bolygatott csoportokba rendezve elemeztük (mivel vegetáció tekintetében az ET és FÁ kategóriák között nem volt lényeges különbség). A feltalajból (0–10 cm) származó minták alapján szignifikánsan magasabb pH-érték (átlagosan 1,6 pH-értékkel), kisebb szervesanyag-tartalom (átlagosan 2,7%), és nem szignifikáns mértékben nagyobb CaCO₃-tartalom volt kimutatható. A vegetáció vizsgálata során a kontroll területekhez képest csaknem kétszeres kvadrátonkénti fajszám, viszont szignifikánsan kisebb természetességi értékszám, illetve kisebb relatív sőtartalom-indikációs értékszám volt kimutatható, ami a kevésbé speciális élőhelyi körülményekhez kötődő, tágtűrűsű illetve gyomfajok megjelenésének és gyakoribbá válásának tudható be. Az életformaspektrumban a therophytonok aránya csaknem kétszerese a kontroll területekének. A földmunkákkal érintett területek vegetációjának regenerálódása csak a talaj fizikai-kémiai sajátosságainak helyreállítását követően várható.

Bevezetés

Hortobágyi területeken a táj képéhez szorosan hozzátartozó és azt erősen meghatározó elemekként jelennek meg az antropogén formák: töltések, gátak és vízelvezető árkok formájában. Ezek hálózata az egykori rizstelepek és legelőöntöző rendszerek területén a legsűrűbb, de még a legérintetlenebbnek tekintett pusztarészekben is jelentős hosszúságban fordulnak elő. Túlnyomó részüket az 1930-as, illetve 1950-es években alakították ki (DUNKA 1996). Használatukkal általában néhány év, vagy évtized múltán felhagytak, de elegyengetésükre nem került sor. A HNP 2003–2007. között LIFE pályázat keretében valósította meg több egykori rizstelep, illetve öntözőfűrt tájrehabilitációját (GÓRI és KAPOCSI 2004). Ennek során a korábban kiárvolt csatornákat betemették, a gátakat elegyengették. A tájrehabilitáció több mint 500 km összhosszúságban, átlagosan mintegy 5–7 méter szélességű sávban újabb földmunkákat jelentett (KADÁR 2005).

Anyag és módszer

A rehabilitáció az 1950-es években kialakított csatornákat érintett, amelyek mélysége 1–1,5 méter, szélessége 3–5 méter volt. A csatornákat mindkét oldalról földtöltések övezték, amelyek magassága átlagosan 0,5 méter, szélessége mintegy 1–3 méter volt. A csatornák helyreállítása a töltésben felhalmozott anyag csatornába történő

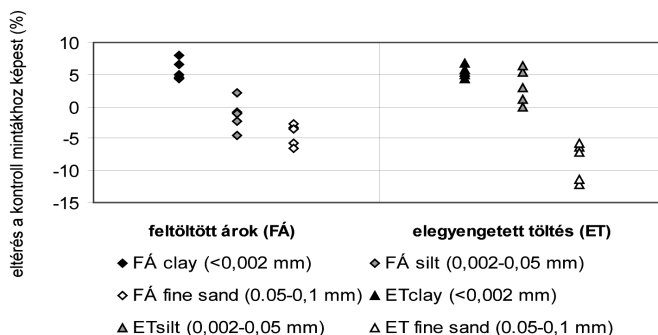
visszatöltésével valósult meg. A csatornák kialakítása során egyszer már megbolygatott talaj ennek során újabb fizikai-kémiai változásokat okozó, erőteljes változásokat szenvedett el. A beavatkozások vegetációra és talajra gyakorolt hatásának vizsgálata céljából összesen öt helyszínen (Német-sziget, Alsó-szelencés, Ágotapuszta I–III.) talajmintákat vettünk. A mintákat a felszíni 0–10 cm-es mélységű talajrétegből vettük, hiszen feltevésünk szerint a bolygatásra következő szukcesszió sajátosságait túlnyomórészt ennek a rétegnek fizikai-kémiai tulajdonságai, illetve a benne rejlő magbank irányítják. Az egyes helyszíneken összesen három típusba sorolt felszínről vettünk mintát: kétféle bolygatott (FÁ=feltöltött árok és ET=elegyengetett töltés), valamint kontroll (K) mintát. A mintavétel egy-egy 50 méter hosszúságú szakaszcsontról történt. Típusonként 20, egymástól 5 méterre fekvő pontban kb. 200 g mennyiségű talajt gyűjtöttünk be. Ezt követően az azonos típusba tartozó minták helyszínen történő összekeveréséből nyert átlagminta került laboratóriumi feldolgozásra. A laboratóriumban alapadatok (szemcseösszetétel, szervesanyag-tartalom, pH, CaCO_3 -tartalom) kerültek meghatározásra.

Egy helyszín (Német-sziget) esetében a vegetáció változásait 6 transzszektbe rendezett 36 mintavételi négyzet segítségével vizsgáltuk a helyreállítás földmunkáit követő 2. és 3. vegetációs időszakban (2005–2006.) A felvételekre mindkét évben április-május, június és szeptember folyamán került sor. A különböző időpontokban felvett adatokat jelen vizsgálatokban együtt kezeltük. A transzszektet a helyreállított öntözőcsatorna vonalára merőlegesen, egymástól 50 méteres távolságra helyezkedtek el. A transzszektben egymástól 2,5 méter távolságra 40×40 cm kvadrátokat helyeztünk el. Minden transzszektben három kvadrát bolygatatlan kontroll területeken, három további pedig a földmunkákkal megbolygatott felszínen került elhelyezésre. Az utóbbiból helyszínenként egy a betemetett árok, kettő pedig a kétoldali elegyengetett töltés területére esett. A kvadrátokban a hajtásos növények borítási értékeit regisztráltuk. A fajok nevezéktaiban SIMON (1992) munkáját, a relatív ökológiai értékszámok és természetességi értékek tekintetében BORHIDI (1993) adatait vettük alapul.

Eredmények és megvitatásuk

A talajminták laboratóriumi mérési adatait típusonkénti csoportokba rendezve ábrázoltuk a pH, a humusz, és a CaCO_3 -tartalom értékeit, valamint a szemcseösszetételt. A bolygatás hatására az eredetileg textúrájában és kémiai jellemzőiben is jelentős mértékben differenciálódott „A” és „B” talajszintek (sőt néhol a „C” szint belekeveredése is feltehető) összekeveredtek.

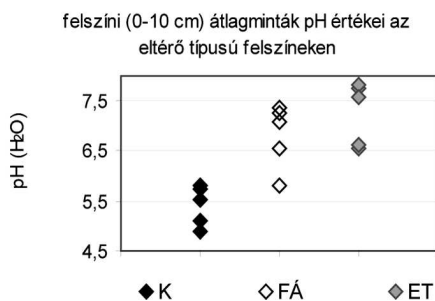
A mechanikai összetétel a különböző helyszínek kontroll (K) mintái alapján nem mutatott lényeges eltéréseket. Átlagosan 9,3% agyag-, 74,3% iszap-, és 16,4% finom homoktartalmat mértünk. A vizsgált minták alapján azonban jelentős mértékben eltért a kontroll (K) és a bolygatott felszínek (FÁ, ET) talajmintáinak mechanikai összetétele. A különbségeket helyszínenkénti, és frakciónkénti bontásban az 1. ábra szemlélteti. Az egyes helyszínek értékeit típusonként átlagolva mintegy 5,5%-al nagyobb agyag-, 0,9%-al nagyobb iszap-, és 6,4%-al kisebb finom homoktartalmat mutattunk ki a bolygatás eredményeként.



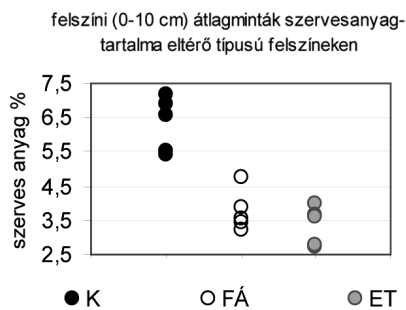
1. ábra A feltöltött árok (FÁ) és az elegyengetett töltések (ET) területéről származó felszíni átlagminták (0–10 cm) mechanikai frakcióinak eltérése a kontroll szemcseösszetételéhez képest
 Figure 1. Deviations of filled ditch (FÁ) and planed dike (ET) topsoil samples (0–10 cm) from undisturbed control by grain-size distribution from control

A humusz és a pH tekintetében hasonló eredményre jutottunk: a két eltérő bolygatástípus (FÁ, ET) eredményei egymástól nem különböztek lényegesen, ugyanakkor szignifikánsan eltértek a kontroll minták eredményeitől (kétmintás t-próba, $p=0,001$). Az eredmények helyszínenkénti bontásban a 2–3. ábrán láthatóak.

A többi talajtani paraméterhez képest a kontroll és bolygatott területek talajának CaCO_3 tartalma között az eltérés kétmintás t-próbával csak gyengén szignifikáns ($p<0,05$). Ennek oka, hogy a kontrollminták kivétel nélkül karbonát mentesek voltak, míg a bolygatott felszíneken helyenként az altalaj karbonátos alapanyagával történő keveredés következtében 5–6% karbonát tartalom volt kimutatható.



2. ábra A bolygatott (FÁ, ET) és bolygatatlan kontroll (K) területekről származó felszíni átlagminták pH értékei
 Figure 2. Distribution of pH values in cases of disturbed (filled ditch: FÁ, planed dike: ET) and control (K) samples



3. ábra A bolygatott (FÁ, ET) és bolygatatlan kontroll (K) területekről származó felszíni átlagminták humusztartalma
 Figure 3. Distribution of organic content in cases of disturbed (filled ditch: FÁ, planed dike: ET) and control (K) samples

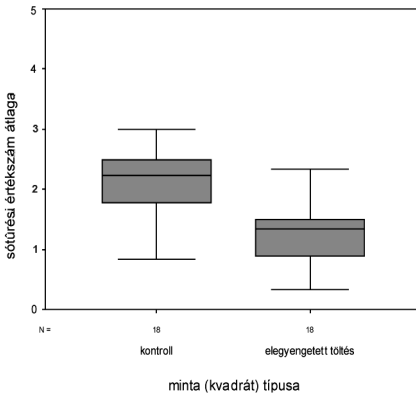
A vegetáció értékelése során elsőként a talajoknál alkalmazott csoportokat különítettünk el: elegyengetett töltés (ET), feltöltött árok (FÁ) és kontroll. Miután a két eltérő bolygatással érintett felszín vegetációja között – a vizsgált jellemzők alapján – számottevő

különbséget nem lehetett kimutatni, ezért a két típust a továbbiakban összevonva a kontroll területekhez hasonlítottuk. Az összehasonlítás alapját a kvadrátonkénti fajszám, az életformaspektrum és a fajok relatív ökológiai értékszámainak (TB, RB, WB, SB, NB) és természetességi értékszámainak (Val) kvadrátonként átlagolt értéke képezte. Az életformaspektrum eltéréseit az 1. táblázat foglalja össze. Számottevő különbség a terofitonok csaknem kétszeres részesedése a bolygatott területek fajösszetételében.

1. táblázat A növényfajok életforma szerinti megoszlása a két eltérő vegetációtípusban
Table 1. Distribution of plant species by Raunkiaer life-forms in disturbed (a) and control (b) sampling sites

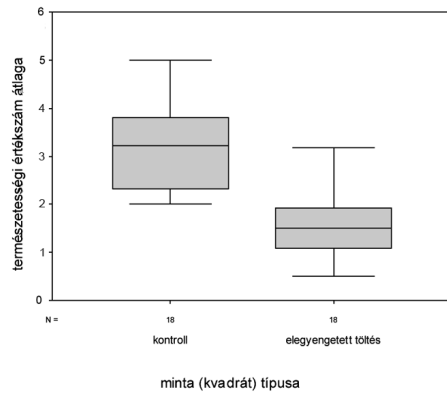
Vegetációtípus	hemikriptofitonok	kriptofitonok	hemiterofitonok	terofitonok	Összesen
Kontroll	14	4	1	4	23
Bolygatott	17	4	5	13	39

A legtöbb relatív értékszám tekintetében bár határozottnak tűnt az elkülönülés, szignifikáns különbséget csak a kvadrátonkénti fajszám, a relatív sótűrési értékszám és a természetességi értékszámok tekintetében lehetett megállapítani. A csoportok különbözésének tesztelésére a nem paraméteres Mann-Whitney próbát alkalmaztuk. Az említett jellemzők szerinti eloszlásokat a 4–5. ábrák tartalmazzák.



4. ábra. A relatív sótűrési értékszámok kvadrátonkénti átlagértékének megoszlása a kontroll, és a bolygatott felszíneken (Mann-Whitney $p=0,002$)

Fig.5. Distribution of average salt-tolerance values of sampling plots in control (left) and disturbed sampling sites (right)



5. ábra. A természetességi értékszámok kvadrátonkénti átlagértékének megoszlása a kontroll, és a bolygatott felszíneken (Mann-Whitney $p=0,0001$)

Fig.5. Distribution of average naturalness values of sampling plots in control (left) and disturbed sampling sites (right)

A két csoportban külön-külön megállapított frekvenciák tekintetében összesen öt faj esetében mutatkozott 40% feletti eltérés a különböző típusokban: míg a *Limonium gmelinii* és az *Alopecurus pratensis* a kontroll területeken, addig a bolygatott területeken a *Lepidium draba*, a *Cirsium arvense*, és a *Carduus acanthoides* mutatkozott lényegesen gyakoribbnak (2. táblázat).

2. táblázat A teljes mintában 10% feletti frekvenciával rendelkező fajok borítása és frekvenciái a bolygatott (C_B , $F_B(N=18)$) és a kontroll (C_K , $F_K(N=18)$) csoportokban
(C: 1 =+; 2 =1–5%; 3=5–25%; 4=25–50%; 5=50–75%; 6=75–100%)

Table 2. Frequency and cover in control ($F_K(N=18)$ C_K) and disturbed groups ($F_B(N=18)$ C_B) of species with more than 10% frequency in the total sample

	kontroll		bolygatott	
	F_K ($N=18$)	C_K	F_B ($N=18$)	C_B
<i>Alopecurus pratensis</i>	15	2 – 6	7	1 – 3
<i>Limonium gmelinii</i>	14	1 – 4	10	1 – 4
<i>Poa pratensis</i>	13	1 – 4	15	1 – 5
<i>Agropyron repens</i>	11	1 – 6	14	2 – 6
<i>Convolvulus arvensis</i>	3	1	8	1 – 2
<i>Aster tripolium subsp. pannonicum</i>	2	1	3	1
<i>Geranium molle</i>	2	1	2	1 – 2
<i>Taraxacum officinale</i>	2	1	2	1
<i>Galium aparine</i>	1	1	7	1 – 4
<i>Vicia tetrasperma</i>	1	1	7	1 – 3
<i>Inula britannica</i>	1	1	3	1 – 2
<i>Lepidium draba</i>	–	–	13	1 – 4
<i>Cirsium arvense</i>	–	–	10	1 – 4
<i>Carduus acanthoides</i>	–	–	9	1 – 3
<i>Trifolium repens</i>	–	–	4	1 – 4
<i>Veronica arvensis</i>	–	–	4	1 – 2

Összességében a bolygatás következtében egy kötöttebb, agyagfrakcióban gazdagabb, míg finomhomok frakcióban szegényebb, átlagosan 1,6–el magasabb pH-értékű, 2,7%-al alacsonyabb humusztartalmú, helyenként – de nem mindenütt – karbonátos talajfelszín alakult ki. A növényzet szukcesszióját ezen a felszínen a talajban illetve a környező területeken rendelkezésre álló propagulum mellett a kezelés módja (szarvasmarhával történő legeltetés) alakítja. A szukcesszió sebességét a talaj fizikai-kémiai sajátosságának regenerálódása erőteljesen befolyásolhatja.

Köszönetnyilvánítás

A kutatást a HNP területein a Tiszántúli Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség 10065-2/2005, valamint 3538-2/2005 számú határozataiban engedélyezte. A kéziratához fűzött hasznos megjegyzéseikért, tanácsaikért köszönetünket fejezzük ki Dr. MATUS GÁBOR egyetemi adjunktusnak (DE TEK, Növénytani Tanszék).

Irodalom

- BORHIDI A. 1993: A magyar flóra szociális magatartás típusai természetességi és relatív ökológiai értékszámai. JPTE, Növénytani Tanszék, Pécs. p. 93.
- DUNKA S. 1996: A Hortobágy-medence régi vizei és a tógazdálkodás. Vízügyi Történeti Füzetek, Budapest. p. 95.
- GÖRI SZ., KAPOCSI I. 2004: Tájrehabilitáció a Hortobágyi Nemzeti Parkban. In: SASHALMI É. (szerk.) Természetvédelmi célú LIFE projektek Magyarországon. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium Természetvédelmi Hivatal, Budapest. p. 6.
- KÁDÁR Z. 2005: Rizsparcellák és öntözőtelepek tájvédelmi célú rehabilitációja a HNP területén. DE TTK, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék, szemináriumi dolgozat, kézirat, 4 pp.
- SIMON T. 1992: A magyarországi edényes flóra határozója. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest. 892 pp.

CHANGES OF SOIL AND VEGETATION CHARACTERISTICS CAUSED BY LANDSCAPE REHABILITATION EARTHWORKS ON ALKALINE GRASSLANDS

J. T. NOVÁK¹, B. CSONTOS²

¹University of Debrecen, Department of Landscape Protection and Environmental Geography
H-4032 Debrecen, Egyetem tér 1., Hungary e-mail: novakti@delfin.unideb.hu

²Regional Inspectorate for Environment, Nature and Water
H-4001 Debrecen, pf. 27., Hungary

Keywords: landscape rehabilitation, restoration, secondary succession, pedoturbation, alkaline grassland

More than 500 km earth constructed channels and dikes – former irrigation and rice plantation systems – were rebuilt as part of a landscape rehabilitation project in the Hortobágy National Park (Hungary) between 2003 and 2007. Moving of material and disturbance of soil horizons caused considerable changes in soil and vegetation characteristics as well. Basic soil properties (pH, organic content, CaCO₃ content and grain size distribution) were determined in five locations from 3 different surface types such as control, filled ditch and planed dike. At one location also vegetation characteristics were surveyed in totally 36 0,4x0,4 m plots. 18 were situated on disturbed surface, while 18 were located on undisturbed, as control. For statistical evaluation of differences paired samples t-test as parametric (for soil properties) and Man-Whitney U test as nonparametric (for vegetation relative indicator values) was used. By pH (in average by 1,6 higher), grain size distribution (5,5% more clay, 0,9% more silt, and 6,4% less fine sand) and organic content (2,7% less) disturbed sampling sites differed significantly from control. In vegetation of disturbed sampling sites higher species diversity, but lower average naturalness values, and lower salt tolerance values were detected, while other ecological indicator values showed no significant difference. Proportion of therophytes almost doubled on disturbed sampling sites.

TÁJÖKOLÓGIAI VIZSGÁLATOK A ZSOLCAI-HALMOK LÖSZGYEPEIN

NOVÁK Tibor J.¹, NYILAS István², TÓTH Csaba³

¹ Debreceni Egyetem, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék
4010 Debrecen, Egyetem tér 1. Pf.: 9. e-mail: novakti@delfin.unideb.hu

² Debreceni Egyetem, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék
4032 Debrecen, Egyetem tér 1. e-mail: steve@tigris.klte.hu

³ Debreceni Egyetem, Természetföldrajzi és Geoinformatikai Tanszék
4010 Debrecen, Egyetem tér 1. Pf.: 9. e-mail: tothcsa@delfin.unideb.hu

Kulcsszavak: Felsőzsolca-Onga, löszgyep, szegélyhatás, talajturbációk, gyomfajok, talajzoológia, biodiverzitás

Összefoglalás: A Zsolcai-halmokon előforduló löszgyepeket, a halmok talajtani adottságait, növényzetét és állatvilágát vizsgáltuk. A florisztikai szempontból jól feltárt halmokról viszonylag kevés ismerettel rendelkezünk az ökológiai szempontból izolált, reliktum előfordulásoknak tekinthető löszgyep foltok aktuális dinamikájáról: az izolált előfordulás, a csekély kiterjedés, a rendszeres tüzek, emlősjáratok általi talajfelszín-bolygatások fajösszetételre, állományszerkezetre gyakorolt hatásai kevésbé feltártak. A tanulmányban a növényzetet érintő szegélyhatásra vonatkozó megállapításokat ismertetjük, amely a gyp szegélyében, mintegy 3 méteres szélességben okoz szignifikáns különbségeket a növényzet fajösszetétele, a természetességi értékszámok átlaga és a fajszám tekintetében. A szántóföldi és ruderális gyomfajok felszaporodása eddig a szélességig a legerőteljesebb. A gyp központi részében előforduló pedoturbációk, rendszertelen tüzesetek mintázat- és szerkezetalakító szerepe egyelőre nem kellően tisztázott. A Zsolcai-halmok az állatvilág szempontjából igen kicsi kiterjedésűek (0,8 ha), de az eddigi vizsgálataink alapján számos védett faj található rajtuk. Az antropogén halmok az állatvilág számára részben igen száraz, napfényes, meleg élőhelyet alakítanak ki (déli oldal), míg a halmok északi oldala sűrű növényzetű, kiegyenlítettebb vízháztartása révén magasabb diverzitású.

A tanulmány megjelenését a Magyar Tudományos Akadémia Bolyai János Kutatói Ösztöndíja támogatta.

Bevezetés

Az Alföld és az Északi-középhegység peremén, a Sajó–Hernád-síkon emelkedik hazánk talán legértékesebb kunhalompárja, a Felsőzsolca közigazgatási területén fekvő Zsolcai-halmok. A II. katonai felmérés térképlapján még Geszteihegynek nevezett halompár a III. katonai felmérés során már Zsolcai-halom nevet viseli. Ez a halompár hivatalos neve napjainkban is. Mivel azonban Onga településhez lényegesen közelebb fekszenek, a halmokat a köznyelv és a botanikai szakirodalom egyaránt Ongai-halmokként emlegeti. A Sajó ármentes teraszán szántóföldi környezetből átlagosan 5,5 méter magasra kiemelkedő ösgyepel borított ikerhalom tájképileg a legszebbek közé tartozik. Sajnos mindkét halom tetőszintjét feltehetően kincskeresők vagy amatőr régészek a múlt század folyamán erőteljesen megbolygatták, kimélyítették. A Zsolcai-halmok érdekessége a lábuknál húzóódó körárkok, amelyek az intenzív szántás ellenére is jól megfigyelhetőek. Az eredetileg 3–3,5 méter mély árkok anyagkitermelő helyek lehettek, de csapadék- és talajvízzel megtelve mint vizes árkok védelmi funkciót is elláthattak (BARCZI et al. 2004a, 2004b., 2004c).

A halmok formája, valamint a felszínükről és a szántásból előkerült régészeti leletek alapján kora bronzkor végi vagy középső bronzkori tell halmokról lehet szó. Az Északi-középhegység déli előterében, a Borsodi-Mezőség, a Taktaköz, a Sajó- és Hernád-völgy

területén több hasonló bronzkori lakóhalom ismert, melyek a kárpát-medencei bronzkori tellkultúra északkeleti határvonalát alkotják. Ezeket a telkeket zömmel a délkelet-európai és elő-ázsiai kulturális gyökerekkel rendelkező kora bronzkori Hatvani kultúra (i.e. 2000–1750), illetve a középső bronzkori Füzesabonyi kultúra (i.e. 1750–1350) alakította ki hosszú egy helyben lakás következtében (KALICZ 1968, KOVÁCS 1977). A folyóvizek közelségét, de árvízmentes magaslatot kereső bronzkori tellkultúrák lakói már intenzív földművelést, paraszti gazdálkodást folytattak, így megtelepedésükkel felgyorsult a terület kultúrtájja alakulása.

Az alföldi szárazgyepek között kiemelt természetvédelmi jelentőséggel bírnak a löszgyepek. Nem csak rendkívüli fajgazdagságuk, de máig fennmaradt állományaik igen csekély kiterjedése, valamint az eredeti természetes vegetációban egykor elfoglalt jelentős szerepük is indokolja alaposabb megismerésüket, aktuális dinamikájuk feltárására irányuló kutatásokat. Az ország területének 7,5%-ra kiterjedő vegetációtípus mára kritikus méretű állományokra szorult vissza (ZÓLYOMI 1969, JAKUCS 1981, ZÓLYOMI és FEKETE 1994). A máig fennmaradt fragmentek a hajdan kiterjedt állományokkal nemigen vethetők össze a fajok dominancia viszonyait tekintve. Ennek oka, hogy az igen kicsi területen található állományok sajátos ökológiai feltételek között fordulnak elő: többnyire hiányoznak a nagytestű herbivorok, refúgiumként szolgálnak néhány, erőteljes pedoturbációt okozó katoréklakó faj (róka, borz), illetve számos kisemlős számára, a növényfajok jelentős részének dinamikáját a szigetbiogeográfia törvényszerűségei határozzák meg. Kis méretükből fakadóan egyes kezelések, abiotikus diszturbanciák illetve biotikus interakciók olyan hatásokat válthatnak ki, amelyek következtében a mai származék állományok egymástól is, de a kiindulási állapotuktól is jelentős mértékben eltérnek (VONA és PENKSZA 2004, BARCZI et al. 2004, HERCZEG et al. 2005). A Zsolcai-halmokon (Ongai-halmok) igen fajgazdag, bár hegységperemi helyzeténél fogva korántsem jellegzetes összetételű löszgyep található, ahonnan számos florisztikai adat ismert (MOLNÁR 1999, FARKAS 1999).

Anyag és módszer

A halmok teljes területéről fajlistát készítettünk 2006–2007 folyamán a vegetációs időszak minden aspektusában mindkét halmon végzett felmérés alapján. A szegélyhatás jellemzéséhez állandó kvadrátokat jelöltünk ki a kisebbik, keleti halom területén. Ezek részben transzszektek mentén, részben pedig a halom központi területén, a szegélytől távolabb kerültek elhelyezésre. A szegélyhatás vizsgálatára felállított transzszekteket eltérő égtáji kitétségekben a halom szántott szegélyétől (a szántás vonalától) a halom középpontja felé irányuló vonalak mentén tűztük ki. A transzszektek egyenként 1x6 m nagyságúak, amelyeket 1x1 m kvadrátokra bontva külön vizsgáltunk. A halom központi területein (határozott kitétséggel nem rendelkező plató helyzetben) szintén hat, egymástól elkülönülten elhelyezett 1x1 m kvadrátot jelöltünk ki (*I. ábra*), amelyekből 2 db a 2007 év folyamán megsemmisült, ezért ezeket a későbbi vizsgálatokból kihagytuk. A kvadrátokban a 2006-os és 2007-es év folyamán az egyes fajok AD értékeit regisztráltuk májusi, júniusi és augusztus végi időpontokban. A fajok nevezéktaiban (SIMON 1992) munkáját követtük. A fajok természetességi értékszámaihoz BORHIDI (1993) munkáját vettük alapul. Annak eldöntésére, hogy a gyepek esetében kialakul-e valamiféle szegély a

gyepfoltot kívülről érő hatások következtében, illetve amennyiben igen, akkor az milyen szélességű, a fajok természetességi értékszámának kvadrátonkénti átlagértékeit vetettük össze egymással. A statisztikai elemzéseket SPSS for Windows 8.0 szoftverrel végeztük.

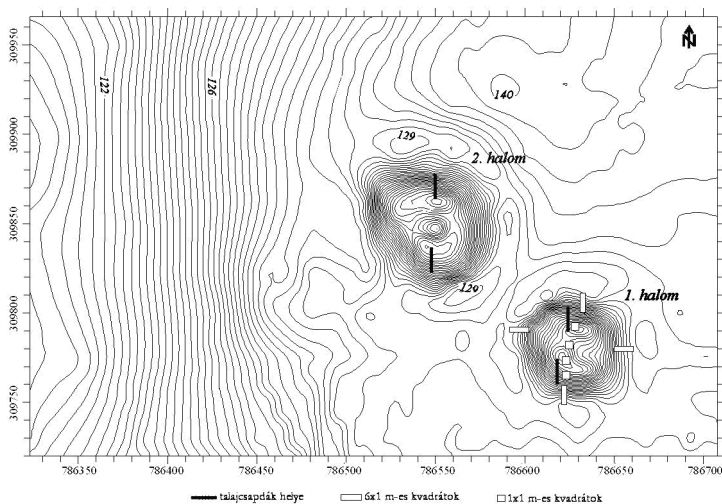
A halmok állatvilágának megismerése érdekében terepi megfigyeléseket, egyelések és talajcsapdás gyűjtéseket végeztünk. Mindkét halom északi és déli oldalán 10–10, összesen 40 db talajcsapdát helyeztünk el (1. ábra). Az állatok diszperzióját befolyásoló faktortorok közül a talaj hőmérsékletét, természetes víztartalmát és kémhatását (dv pH) mértük a vizsgált habitatokban 5–5 helyen.

A növénytani vizsgálatok eredményei

A két halom 0,8 hektárnyi együttes területén eddig összesen 104 növényfaj tényleges terepi előfordulását jegyeztük fel. A halompár mindkét tagján zsályás löszpusztagyepet (*Salvio-Festucetum rupicolae*) találtunk, amelyet helyről-helyre eltérő arányban borítanak a jellegzetes társulásalkotó fajok.

A délies kitettségű lejtőkön kisebb kiterjedésben kunkorgó árvalányhaj (*Stipa capillata*) uralta foltokat találunk. Itt az árvalányhaj mellett, a karcsú fényperje (*Koeleria cristata*) és a keskenylevelű sás (*Carex stenophylla*) a gyepalkotók. Helyenként a tarackbúza (*Agropyron repens*) válik uralkodóvá, szálanként pedig fenyérfűvel (*Botriochloa ischium*) és sudár rozsnokkal (*Bromus erectus*) találkozunk. Utóbbiak terjedése a gyep leromlását jelzi. Kétszikűek közül itt a sarlós gamandor (*Teucrium chamaedrys*), a fehér zanót (*Cytisus albus*), a ligeti zsálya (*Salvia nemorosa*) és a borzas peremizs (*Inula hirta*) tömegesek.

Mindkét halom jelentős részén a barázdált csenkesz (*Festuca rupicola*) a fő gyepalkotó, de foltokban a tarackbúza (*Agropyron repens*), helyenként pedig kétszikűek – közösleges borkóró (*Thalictrum minus*), fehér zanót (*Cytisus albus*), macskahere (*Phlomis tuberosa*), borzas peremizs (*Inula hirta*) – rendelkeznek a legnagyobb borítással.



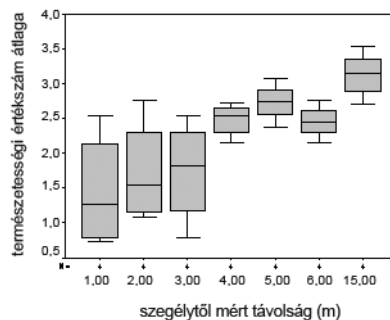
1. ábra A Zsolcai-halmok szintvonalas térképvázlata a növénykvadrátokkal és az állattani talajcsapdákkal

Figure 1. Contour map of the Zsolca Mounds with the quadrats and pitfalls

Változatosabb fajösszetételű foltokat a halmok tetején, illetve északias és keleties oldalán találunk. A löszgyepek jellemző fajai közül a tejoltó galaj (*Galium verum*), a macskafarkú veronika (*Veronica spicata*), a lila ökörfarkkóró (*Verbascum phoeniceum*), a ligeti, mezei és osztrák zsálya (*Salvia nemorosa*, *S. pratensis*, *S. austriaca*), a kakukkfű (*Thymus glabrescens*), a koloncos legyezőfű (*Filipendula vulgaris*), az üstökös gyöngyike (*Muscari comosum*), kökörcsinek (*Pulsatilla spp.*) és a csillagöszirózsa (*Aster amellus*) jelentős egyedszámban fordul elő. Ritkább fajok közül előfordul a piros kígyószisz (*Echium russicum*), sárga len (*Linum flavum*), tarka imola (*Centaurea triumfettii*) és a nagyzezerjófű (*Dictamnus albus*) néhány egyede.

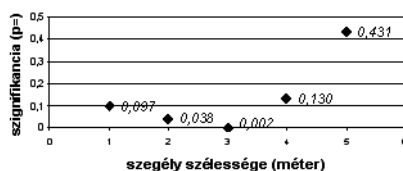
Aszegélyhatás vizsgálatához a kvadrátokban előforduló fajok természetességi értékének átlagát használtuk fel. A természetességi értékszámok átlaga alapján akkor mutatkozott szignifikáns különbség az egyes csoportokba sorolt felvételek között, ha a transzsektek 6 méter hosszú szakaszának külső 3 kvadrátját a szegély csoportba, míg a belső 3 kvadrátot a „belső” csoportba soroltuk. A szegélytől megegyező távolságra elhelyezkedő kvadrátokat csoportokba sorolva a kvadrátok természetességi értékszámának megoszlását a 2. ábrán tüntettük fel. A 2. ábrán jól látható, hogy a természetességi értékszám alapján a 3 méter távolságon belül elhelyezkedő kvadrátok közéértékei lényegesen alacsonyabbak. A különbség szignifikanciáját Man-Whitney próbával teszteltük. Mivel az értéktartományok részben átfednek, ezért a csoportokba sorolást elvégeztük a 6 méter hosszú transzsekt összes lehetséges arányú „szegély”/”belső” elrendezésben. A teszt szignifikancia szintjét az egyes esetekben a 3. ábra mutatja be.

A 2. ábrán látható, hogy a halom központi területein, a szegélytől legalább 15 m távolságra elhelyezkedő kvadrátok természetességi értékszámának átlaga még a transzsektek szegélytől legtávolabb elhelyezkedő kvadrátjainak értékétől is magasabb. Felmerült tehát, hogy a transzsektek hossza nem elegendő ahhoz, hogy ténylegesen a belső területekre jellemző viszonyokat mérjük fel, azaz, a szegélyhatás a transzsekt teljes hosszában észlelhető. Éppen ezért a szegélytől 6 méterre és legalább 15 méterre elhelyezkedő kvadrátok értékeit is teszteltük. A transzsektek legbelső kvadrátjai és a halom központi területein elhelyezett referencia kvadrátok természetességi értékszámának Man-Whitney teszttel megállapított különbözőségére csupán $p=0,057$ szignifikancia adódott, ezért a diagram alapján indokoltnak tűnő szétválasztásra nincs szükség. A transzsektek belső három kvadrátja tehát megfelelően reprezentálja a halom belső területét, természetességi értékei szignifikánsan nem különböznek a halom központi területén tapasztalt értékektől.



2. ábra A szegélytől azonos távolságra lévő csoportokba sorolt kvadrátok természetességi értékszámának megoszlása

Figure 2. Distribution of average naturalness values (y) per quadrat sorted in equal distances (x) from the edge



3. ábra A szegély és belső területek átlagos természetvédelmi értékszámának különbözőségére végzett Man-Whitney teszt szignifikanciája a szegély szélességének függvényében

Figure 3. Significance values of Man-Whitney U-test (y) in dependence of the theoretical edge-width (x)

A fentiek tükrében elvégeztük a fajlisták összehasonlítását arra vonatkozóan, hogy melyek a szegélyterületek, illetve a gyepek belső területeinek leggyakoribb fajai. Az összehasonlításhoz az AD értékeket nem, csupán az abszencia, illetve prezencia tényét vettük alapul. A frekvenciaértékek alapján differenciálisnak bizonyult fajokat, illetve az egyes típusok 5 leggyakoribb fajtát az 1. táblázatban tüntettük fel.

A szegély gyakori fajai közül az *Agropyron repens*, a *Rubus* és a *Cardaria draba* emelhető ki, míg belső területeken a *Cytisus albus* és a *Salvia nemorosa*, de itt is az első öt között szerepel a *Cardaria* és az *Agropyron*. A csak a szegélyben előfordulók között jellegzetes ruderális és szántóföldi gyomokat találunk, de gazdasági növények és szárazgyepfajok is megjelennek. A kizárólagosan a belső részben előforduló fajok között találjuk a löszgyep specialistákat, emellett szintén szárazgyep fajok jellemzőek.

A felvételekben elő nem fordult fajok közül meg kell említeni a szegélyterületeken, és bolygatott foltokban a halom tetején is megjelenő adventív gyomokat: *Abutilon theophrasti*, *Ambrosia artemisiifolia*, *Xanthium strumarium* és a *Conyza canadensis*. Az említett fajok inkább csak szálanként fordultak elő, de így is feltűnő volt térnyerésük a szárazabb évben (csapadékos és nem túl meleg tavasz és kora nyár 2006-ban, rendkívül meleg és száraz tavasz és nyár 2007-ben).

1. táblázat. A szegély és a belső területek leggyakoribb és saját fajai és frekvenciaértékük az adott típusra (F_{sz} : szegély; F_b : belső terület), illetve az összes kvadrátra számítva (F)

Table 1. Most frequent 5 plant species of edge (left) and inner (right) habitat type, and the differential species ranged by frequency

(F_{sz} = frequency in edge, F_b = frequency in inner, F = total frequency)

szegélyek		F ($N=28$)	belső területek		
leggyakoribb fajok	F_{sz} ($N=12$)		leggyakoribb fajok	F_b ($N=16$)	
<i>Agropyron repens</i>	1,00	0,86	<i>Cytisus albus</i>	0,81	0,71
<i>Rubus sp.</i>	0,83	0,50	<i>Agropyron repens</i>	0,75	0,86
<i>Cardaria draba</i>	0,75	0,71	<i>Salvia nemorosa</i>	0,75	0,50
<i>Convolvulus arvensis</i>	0,67	0,43	<i>Cardaria draba</i>	0,69	0,71
<i>Galium aparine</i>	0,67	0,46	<i>Carex stenophylla</i>	0,69	0,50
szegély fajok			belső fajok		
<i>Arctium lappa</i>	0,25	0,11	<i>Inula hirta</i>	0,50	0,29
<i>Artemisia vulgaris</i>	0,25	0,11	<i>Muscari comosum</i>	0,25	0,14
<i>Atriplex patula</i>	0,25	0,11	<i>Aster amellus</i>	0,25	0,14

1. táblázat folytatása
Contd Table 1.

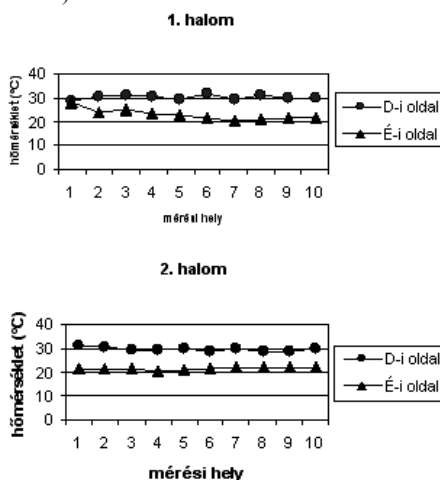
szegélyek		F (N=28)	belső területek		
leggyakoribb fajok	F _{sz} (N=12)		leggyakoribb fajok	F _b (N=16)	F (N=28)
<i>Rumex obtusifolius</i>	0,25	0,11	<i>Salvia pratensis</i>	0,19	0,11
<i>Matricaria inodora</i>	0,17	0,07	<i>Rumex acetosa</i>	0,19	0,11
<i>Viola arvensis</i>	0,17	0,07	<i>Veronica austriaca</i>	0,13	0,07
<i>Knautia arvensis</i>	0,08	0,04	<i>Verbascum phoeniceum</i>	0,13	0,07
<i>Medicago falcata</i>	0,08	0,04	<i>Dianthus ponederae</i>	0,13	0,07
<i>Medicago sp.(cult.)</i>	0,08	0,04	<i>Betonica officinalis</i>	0,13	0,07
<i>Sonchus arvense</i>	0,08	0,04	<i>Achillea nobilis</i>	0,13	0,07
<i>Taraxacum officinale</i>	0,08	0,04	<i>Thymus glabrescens</i>	0,06	0,04
<i>Triticum aestivum (cult.)</i>	0,08	0,04	<i>Salvia austriaca</i>	0,06	0,04
			<i>Rosa gallica</i>	0,06	0,04
			<i>Ranunculus acris</i>	0,06	0,04
			<i>Pulsatilla sp.</i>	0,06	0,04
			<i>Pimpinella saxifraga</i>	0,06	0,04
			<i>Lamium amplexicaule</i>	0,06	0,04
			<i>Hypericum perforatum</i>	0,06	0,04
			<i>Carex caryophylla</i>	0,06	0,04
			<i>Botriochloa ischemium</i>	0,06	0,04
			<i>Asperula cynanchica</i>	0,06	0,04

A növénytani eredmények értékelése

A négy vizsgált transzsekt szegélytől belső területek felé irányuló gradiense mentén kvadrátonként megállapított természetességi értékszámok elemzésével a gyepetkaró gyomosodó szegélyét mintegy három méter szélességben állapítottuk meg. A három méter széles legkülső gyepsáv és a belső területek természetességi értékszámok tekintetében szignifikánsan különböznek. A fajszámok kvadrátonkénti átlagos értékei a szegélyben némileg magasabbnak bizonyultak, de ebben a tekintetben szignifikáns összefüggés nem mutatkozott. Az igen csekély szélességű szegély viszonylag stabil. Ez elsősorban a halom peremének igen meredek domborzatával, és emiatt konzervatív szántó-gyep határral magyarázható. Ugyanakkor a belső területek gyepeiben dominanciaviszonyok, fajösszetétel és természetesség tekintetében is lényeges különbségek állapíthatók meg, amelyek egyes növényfajok terjedésbiológiai sajátosságaira, lokális pedoturbációkra (hangyabolyok, pocokjáratok, rókakotorékok) a kitettségbeli különbségekre, részben pedig a rendre fellépő tüzek térben heterogén hatására vezethetők vissza. Ezek konkrét hatása a vegetáció szerkezetére, valamint a szegély fajszerkezetének, kiterjedésének nyomon követése jeleníti a kutatás további irányát.

A talajzoológiai vizsgálatok eredményei

A Zsolcai-halmok első bejárásakor megfigyeltük, hogy a talajhőmérséklet a kitettségétől függően jelentősen különbözik. Feltételezésünket 2007. június 4.-én mérésekkel erősítettük meg. Az 1. halom D-i oldalának átlaghőmérséklete 30,25 °C volt, az északi oldalé 22,83 °C volt. A két habitat különbsége 7,42 °C, ami jelentős szerepet játszik az állatvilág diszperziójában. A 2. halom D-i oldalának átlaghőmérséklete 29,51 °C volt, az északi oldalé 21,55 °C, a különbségük 7,96 °C, értéke lényegileg hasonló az 1. haloméhoz. A méréseket napsütéses időben kora délután végeztük. Az 1. halom talajhőmérsékletének görbéje alapján (4. ábra) megállapítható, hogy a halom tetejének közelében levő egyes minták hasonló értéket mutattak. A 2. halomnál már az egyes minták talajhőmérséklete is jelentősen különbözik (4. ábra).



4. ábra A talajhőmérséklet alakulása az 1.–2. halom déli és északi mintavételi helyein (0–6 cm) (2007. 06. 04.)

Figure 4. Soil temperature on the southern and northern places of sampling on the 1.–2. mound (04. 06. 2007.)

A halmok teljesen antropogén keletkezésűek, anyagukat a közvetlen környezetből hordták össze, így helyenként a talaj C-szintje a felszínen kerül el. Az 1. halom déli oldalának 0–10 cm talajmintájának pH értéke 7,60–7,80 közötti értékű, ami az alapközet pH értékének megfelelő és hasonló értéket mutat az északi oldal is (pH 7,19–7,85). A 2. halom déli oldalának mintái között találtunk egy 6,87 értékűt, mely egy valamikori A-szint maradványa, de a többi minta pH értéke 7,65–7,70 között változott. A 2. halom északi oldalának a lábhoz közelebbi részén a pH érték 6,52–6,71 között változott, a halom teteje felé haladva a lúgosság értéke egyre növekedett (7,16, 7,55, 7,70). A korábbi időszakban deponált halom földtömegén jelenleg talajképződési folyamatok is lejátszódnak, de ezek még klasszikus talajszinteket nem alakítottak ki.

A Zsolcai-halmok természetes víztartalom vizsgálatával a talajhoz kötődő állatok szempontjából fontos környezeti faktor megoszlását vizsgáltuk. Az eredmények azt mutatták, hogy a két halom a természetes víztartalom értékeiben csak részben hasonlít egymásra (5. ábra). A mintavételi helyeket a halom teteje felől jelöltük ki 8 méter hosszan

(5 db). A legalacsonyabb víztartalom az 1. halom déli oldalát jellemzi (átlag 12,5%), az északi oldal feléig a víztartalom meglepően alacsony, aztán a két halom északi oldalának víztartalma hasonlóan magas értékű. A 1. és 2. halom déli oldalainak átlagos víztartalom-különbsége 5,3%, míg az északi oldalakon ez mindösszesen 1%.



5. ábra A Zsolcai-halmok (1., 2.) déli és északi élőhelyeinek természetes víztartalma (0–10 cm, 2007. 06. 04.)

Figure 5. Natural water content of the southern and northern habitats of the Zsolca-mounds (1., 2.) (0–10cm, 04. 06. 2007.)

A talajcsapdákkal gyűjtött állatok meghatározásához és az érvényes nevezéktan alkalmazásához FREUNDE et al. (1976), ENDRÖDI (1956, 1961, 1968), HEIMER & NENTWIG (1991), HURKA (1996), KASZAB (1962), KERNEY et al. (1983), LIDROTH (1985, 1986), LUCHT (1987), ROBERTS (1996) munkáit használtuk. Az általunk eddig kimutatott fajok az alábbiak:

Chondrula tridens (O. F. Müller, 1774) – A faj a halmok déli oldalán gyakori. Száraz, meleg mésztartalmú élőhelyeket preferál. Közép-, kelet- és dél-európai elterjedésű faj.

Helicella obvia (Menke, 1828) – A talajfelszínen és a kőrökon gyakran megtalálható a halmok teljes területén. Meleg, relatív szárazsággkedvelő, délkelet-európai elterjedésű.

Coptosoma scutellatum (Geoffroy, 1785) – A szakirodalom száraz helyeken, különösen iglicén tartja gyakorinak. Jelen vizsgálatokban a legszárazabb élőhelyen (1. halom déli oldal) még nem sikerült kimutatni, ugyanakkor a halmok északi oldalán gyakori volt.

Cydnus aterrimus (Forster, 1771) – Talajlakó poloska, mely elsősorban kutyatejféleken gyakori. A halmok mind a négy vizsgált részén kimutattuk.

Sciocoris cursitans (Fabricius, 1794) – A 2. halom déli kitétségű halomláb közeli részén fordult elő mindösszesen 1 példányban.

Cicindela germanica (Linnaeus, 1758) – Az 1. halom északi oldalán fordult elő. Közép- és délkelet-európai elterjedésű faj.

Carabus cancellatus (Illiger, 1798) – Az 1. halom északi oldalán magasabb növényzetű nyílt élőhelyen fordult elő. Védett.

Carabus violaceus (Linnaeus, 1758) – Több élőhelyen előfordult, de leginkább a nyirkosabb, humuszban gazdag, nyílt élőhelyet preferálta. Védett.

Trechus quadristriatus (Schrank, 1781) – Nem a legszárazabb élőhelyeken fordult elő, jelen esetben nyílt, de növényzettel benőtt, árnyékos helyen fordult elő.

Harpalus rufipes (De Geer, 1774) – A humuszban gazdag, növényzettel sűrűbben benőtt északi oldalt preferálta. Az állat gyakran előfordul mezőgazdasági területeken is. Az adult mindenevő, elsősorban rovarlárvákat és növényi magvakat fogyaszt.

Harpalus griseus (Panzer, 1797) – A 2. halom déli oldalán fordult elő, nyílt, alacsonyabb növényzet között, száraz élőhelyen. Magyarországon igen elterjedt faj, mezőgazdasági területeken is az egyik leggyakrabban előforduló Carabidae faj (HORVATOVICH and SZARUKÁN, 1986).

Stomis pumicatus (Panzer, 1796) – A kiegyenlítettebb vízgazdálkodású 2. halom északi oldalán fordult elő, humuszban gazdag talajon. Széles körben elterjedt, de nem gyakori faj.

Pterostichus niger (Schaller, 1783) – Euritóp faj, a szakirodalom elsősorban erdei társulásokból említi. Jelen esetben nyílt élőhelyen (2. halom, északi oldal), 30–40 cm magas növényzetben fordult elő.

Agonum dorsale (Pontoppidan, 1763) – Nyílt, magas fűvű élőhelyen fordult elő, de mezőgazdasági területeken is gyakori.

Panagaeus bipustulatus (Fabricius, 1775) – A fajt a szakirodalom (LINDROTH 1986), mint xerophil fajt említi, mely száraz napsütötte helyeken él. Jelen esetben a déli kitettségi oldalon nem találtuk, de előfordult az északi oldalon 40 cm-es növényzet között (2. halom).

Margarinotus ventralis (Marseul, 1854) – Az 1. halom sűrűbb növényzetű részéből került elő, Magyarországon gyakori elterjedésű faj.

Nicrophorus fossor (Erichson, 1837) – Specializált dögevő bogár. Magyarországon széles körben elterjedt.

Silpha obscura (Linnaeus, 1758) – Tápláléka korhadék, növényi anyagok, dög, de ragadozhat is. A 2. halom északi oldalán sűrű növényzet között fordult elő.

Dermestes lanarius (Illiger, 1801) – Növényzettel sűrűn benőtt élőhelyen fordult elő.

Phradonoma villosulum (Duftschmid, 1825) – A 2. halom déli oldalán fordult elő.

Hippodamia variegata (Goeze, 1777) – Nyílt, száraz, napos déli kitettségi oldalon (2. halom).

Coccinella septempunctata – (Linnaeus, 1758) – Magyarországon igen gyakori a legkülönbözőbb szárazföldi élőhelyeken.

Propylea quatuordecimpunctata (Linnaeus, 1758) – Elsősorban növényi tetvekkel táplálkozik, Magyarországon gyakran előforduló faj.

Blaps lethifera (Marsham, 1802) – Röpképtelen. Lárvai korhadó növényi részekkel táplálkoznak. Talajlakó, bomló növényi részekkel táplálkozik. Az 1. halom északi oldalán fordult elő.

Opatrum sabulosum (Linnaeus, 1761) – Növényi anyagokkal táplálkozik, a száraz déli kitettségi halomoldalokon, ritkásabb vegetációban gyakori. Magyarországon országszerte igen gyakori. Olaszországban ritka, foltszerű, kis kiterjedésben fordul elő az Alpok déli lejtőin, itt sztyepp fajnak tartják (MARCUSZI 1979).

Onthophagus ovatus (Linnaeus, 1767) – A halmok sűrűbb növényzetű északi oldalán fordultak elő.

Rhizotrogus aestivus (Olivier, 1789) – A száraz, déli kitettségi oldalon fordult elő (1. halom). A faj Magyarországon gyakori.

Dorcus parallelipedus (Linnaeus, 1758) – Korhadó faanyagban fordul elő, jelen esetben az 1. halom északi oldalára repült.

Dorcadion scopoli (Herbst, 1784) – Száraz, melegebb gyepekben főleg síkságokon gyakran előfordul.

Cryptocephalus bipunctatus (Linnaeus, 1758) – Különféle lomboslevelű fákon és cserjéken él, Magyarországon igen gyakori.

Chrysomela limbata (Fabricius, 1775) – Irodalmi adatok (KASZAB 1962) szerint a tápnövénye a *Plantago*. Nem túl gyakori állat, nálunk síkságon és dombvidéken elterjedt.

Galeruca tanacetii (Linnaeus, 1758) – Nyílt füves területeken, sokszor igen száraz gyepekben (pl. sziki gyepek) gyakori. Tápnövényei: *Achillea* ssp., *Chrysanthemum* ssp., *Taraxacum* ssp., *Cirsium* ssp., *Stellaria* ssp..

Cassida vibex (Linnaeus, 1767) – Tápnövényei: *Cirsium arvense*, *C. palustre*, *Chrysanthemum vulgare*. Magyarországon gyakori elterjedésű.

Otiorhynchus orbicularis (Herbst, 1795) – Közép-európai elterjedésű faj, tápnövénye répafélék. A sűrűbb növényzetű északi oldalakon fordult elő.

Otiorhynchus ovatus (Linnaeus, 1758) – Jelen esetben leginkább említhető tápnövényei: *Fragaria* ssp., *Potentilla* ssp., *Rumex* ssp., Magyarországon gyakori faj.

Baris lepidii (Germar, 1824) – Magyarországon gyakori faj. Tápnövényei: *Rorippa* ssp., *Lepidium* ssp..

A talajcsapdákkal gyűjtött fajok élőhelyek szerinti megoszlását a 2. táblázatban foglaltuk össze.

2. táblázat A Zsolcai halmok déli és északi kitettségu élőhelyein talajcsapdával gyűjtött állatfajok listája (2007)

Table 2. List of species collected with pitfall in the southern and northern exposed habitats of the Zsolca-mounds (2007)

Fajnév	Familia	1.	1.	2.	2.
		halom	halom	halom	halom
		D-i oldal	É-i oldal	D-i oldal	É-i oldal
<i>Chondrula tridens</i>	Enidae (Mollusca)	v		v	
<i>Helicella obvia</i>	Helicidae (Mollusca)	v	v	v	v
<i>Coptosoma scutellatum</i>	Plataspidae (Heteroptera)		v	v	v
<i>Cydnus aterrimus</i>	Cynidae (Heteroptera)	v	v	v	v
<i>Sciocoris cursitans</i>	Pentatomidae (Heteroptera)			v	
<i>Cicindela germanica</i>	Cicindelidae (Coleoptera)		v		
<i>Carabus cancellatus</i>	Carabidae (Coleoptera)		v		
<i>Carabus violaceus</i>	Carabidae (Coleoptera)	v	v		v
<i>Trechus quadristriatus</i>	Carabidae (Coleoptera)				v
<i>Harpalus rufipes</i>	Carabidae (Coleoptera)		v		v
<i>Harpalus griseus</i>	Carabidae (Coleoptera)			v	
<i>Stomis pumicatus</i>	Carabidae (Coleoptera)				v
<i>Pterostichus niger</i>	Carabidae (Coleoptera)		v		
<i>Agonum dorsale</i>	Carabidae (Coleoptera)				v
<i>Panagaeus bipustulatus</i>	Carabidae (Coleoptera)				v
<i>Margarinotus ventralis</i>	Histeridae (Coleoptera)		v		
<i>Nicrophorus fossor</i>	Silphidae (Coleoptera)		v		
<i>Silpha obscura</i>	Silphidae (Coleoptera)				v

<i>Dermestes lanarius</i>	Dermestidae (Coleoptera)				v
<i>Phradonoma villosulum</i>	Dermestidae (Coleoptera)			v	
<i>Hippodamia variegata</i>	Coccinellidae (Coleoptera)			v	
<i>Coccinella septempunctata</i>	Coccinellidae (Coleoptera)	v	v	v	
<i>Propylea quatuordecimpunctata</i>	Coccinellidae (Coleoptera)				v
<i>Blaps lethifera</i>	Tenebrionidae (Coleoptera)		v		
<i>Opatrum sabulosum</i>	Tenebrionidae (Coleoptera)	v		v	
<i>Ontophagus ovatus</i>	Scarabaeidae (Coleoptera)		v		v
<i>Rhizotrogus aestivus</i>	Scarabaeidae (Coleoptera)	v			
<i>Dorcus parallelipipedus</i>	Lucanidae (Coleoptera)		v		
<i>Dorcadion scopoli</i>	Cerambycidae (Coleoptera)		v	v	
<i>Cryptocephalus bipunctatus</i>	Chrysomelidae (Coleoptera)				v
<i>Chrysomela limbata</i>	Chrysomelidae (Coleoptera)				v
<i>Galeruca tanacetii</i>	Chrysomelidae (Coleoptera)	v			
<i>Cassida vibex</i>	Chrysomelidae (Coleoptera)				v
<i>Otiorhynchus orbicularis</i>	Curculionidae (Coleoptera)		v		v
<i>Otiorhynchus ovatus</i>	Curculionidae (Coleoptera)	v		v	v
<i>Baris lepidii</i>	Curculionidae (Coleoptera)			v	
Fajszám		9	16	13	18

megj.: v = előfordul az élőhelyen

A talajcsapdás gyűjtéseken kívül egyeléses módszerrel és terepi megfigyeléssel is kimutattunk fajokat: a ragadozó szemölcsevő szöcskét (*Decticus verrucivorus*), továbbá egy védett ritka pókot (*Atypus affinis*). A halom felszínén nagyobb hangyabolyokat találtunk, bennük 4 hangyafajt határoztunk meg (*Formica cunicularia*, *F. rufibarbis*, *F. pratensis*, *Camponotus piceus*). A gyepszintben élő rovarokra többször láttunk vadászni a szintén védett fűрге gyíkot (*Lacerta agilis*). A halom anyagában jól észrevehető róka (*Vulpes vulpes*) kotorék található. Kisemlősök között a mezei pocok (*Microtus arvalis*), a törpeegér (*Micromys minutus*) és a keleti cickány (*Crocidura suaveolens*) voltak a leggyakoribbak.

A zoológiai vizsgálatok eredményei

A Zsolcai-halmok az állatvilág szempontjából igen kicsi kiterjedésűek (0,8 ha), de az eddigi vizsgálataink alapján számos védett faj (pl. *Carabus cancellatus*, *C. violaceus*, *Atypus affinis*, *Lacerta agilis*) található rajta. A halmokat mezőgazdasági területek veszik körül és ezek hatása erősen kimutatható a fauna összetételében. Az antropogén halmok az

állatvilág számára részben igen száraz, napfényes, meleg élőhelyeket alakítanak ki (déli oldal), míg a halmok északi oldala sűrű növényzetű, kiegyenlítettebb vízháztartása révén magasabb diverzitású. A két halom kis kiterjedése miatt faunáját tekintve igen sebezhető, és általában alacsonyabb egyedszámértékek jellemzik. A fauna összetételében igen magas a röpképes fajok aránya, a rovarok nagy része a kedvező mikroklamatikus viszonyok és a hozzá kapcsolódó potenciális táplálék miatt keresi fel a halmokat, nem állandó elemei a gyepek közösségének.

Irodalom

- BARCZI A., PENKSZA K., JOÓ K. 2004a: Alföldi kunhalmok talaj-növény összefüggés-vizsgálata. In: TÓTH A. (szerk.) A kunhalmokról – más szemmel: Alföldkutatásért Alapítvány, Kisújszállás-Debrecen, pp. 45–56.
- BARCZI A., PENKSZA K., JOÓ, K. 2004b: Reseach of soil–plant connections on Kurgans in Hungary. *Ekológia (Bratislava)* 23: 15–22.
- BARCZI A., PENKSZA K., JOÓ K. 2004c: Alföldi kunhalmok talaj–növény összefüggés–vizsgálata. *Agrokémia és Talajtan* 53: 3–16.
- BORHIDI A. 1993: A magyar flóra szociális magatartástípusai természetességi és relatív ökológiai értéksszámai. *JPTE Növénytani Tanszék, Pécs*, p. 93.
- ENDRŐDI S. 1956: Lemezescápú bogarak – Lamellicornia. *Fauna Hung.* 12., Akadémiai Kiadó, Budapest.
- ENDRŐDI S. 1961: Ormányosbogarak I. – Curculionidae I. *Fauna Hung.* 58., Akadémiai Kiadó, Budapest.
- ENDRŐDI S. 1968: Ormányosbogarak IV. – Curculionidae IV. *Fauna Hung.* 88., Akadémiai Kiadó, Budapest.
- FARKAS S. (szerk.) 1999: Magyarország védett növényei. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 416 pp.
- FREUDE H., HARDE K. W., LOHSE G. A. 1976: Die Kafer Mitteleuropas. Band 2. Goecke & Evers, Krefeld.
- HEIMER S., NENTWIG W. 1991: Spinnen Mitteleuropas. Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg.
- HERCZEG E., POTTONYDY Á., PENKSZA K. 2005: Cönológiai vizsgálatok eltérő gazdálkodású dél-tiszántúli löszgyepekben. *Tájökológiai lapok* 3: 75–82.
- HORVÁTOVICH S., SZARUKÁNI I. 1986: Faunal investigation of ground beetles (Carabidae) in the arable soils of Hungary. *Acta Agronomica Hung.* 35: 107–123.
- HURKA K. 1996: Carabidae of the Czech and Slovak Republics. Kabourek, Zlin, Czech Republic.
- JAKUCS P. 1981: Löszgyepek. In: HORTOBÁGYI T., SIMON T. (szerk.) *Növényföldrajz, társulástan és ökológia: Tankönyvkiadó, Budapest*. pp. 246–247.
- KALICZ N. 1968: Die Frühbronzeeiten Nordost-Ungarn. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- KASZAB Z. 1962: Levélbogarak – Chrysomelidae. *Fauna Hung.* 63., Akadémiai Kiadó. Budapest.
- KERNEY M. P., CAMERON A. D., JUNGBLUTH J. H. 1983: Die Landschnecken Nord- und Mitteleuropas. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.
- KOVÁCS T. 1977: A bronzkor Magyarországon. Corvina Kiadó, Budapest.
- LINDROTH C. H. 1985: The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. *Fauna Entomologica Scandinavica*, Vol. 15, part 1. E.J. Brill/Scandinavian Science Press, Leiden, Copenhagen.
- LINDROTH C. H. 1986: The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. *Fauna Entomologica Scandinavica*, Vol. 15, part 2. E.J. Brill/Scandinavian Science Press, Leiden, Copenhagen.
- LUCHT W. H. 1987: Die Kafer Mitteleuropas. Katalog. Goecke & Evers, Krefeld.
- MARCUZZI G. 1979: European Ecosystems. *Biogeographica* 15. W. Junk B.V., Publishers, The Hague-Boston-London.
- MOLNÁR Zs. 1999: Löszpusztarét (*Salvia nemorosae* – *Festucetum rupicolae* Zólyomi ex Soó 1964), Löszfálnövényzet (*Artemisio-Kochion* Soó 1964). In: BORHIDI A., SÁNTA A. (szerk.) *Vörös könyv Magyarország növénytársulásairól* 2. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 20–23.
- ROBERTS M. J. 1996: Spiders of Britain and Northern Europe. Collins, London.
- SIMON T. 1992: A magyarországi edényes flóra határozója. Tankönyvkiadó, Budapest. 892 pp.
- VONA M., PENKSZA K. 2004: A szentesi Kántor-halom vegetációjának változása és ennek összefüggése a talaj vízháztartásával. *Tájökológiai lapok* 2: 341–348.
- ZÓLYOMI B. 1969: Földvárak, sáncok, határmezsgyék és a természetvédelem. *Természet Világa* 100: 550–553.
- ZÓLYOMI B., FEKETE G. 1994: The Pannonian loess steppe: differentiation in space and time. *Abstracta Botanica* 18: 29–41.

PRELIMINARY STUDIES ON LANDSCAPE ECOLOGICAL STRUCTURE OF FRAGMENTED
LOESS GRASSLANDS ON THE ZSOLCA MOUNDS (FELSŐZSOLCA, HUNGARY)J. T. NOVÁK¹, I. NYILAS², CS. TÓTH³¹ University of Debrecen, Department of Landscape Protection and Environmental Geography² University of Debrecen, Department of Zoology and Human Biology³ University of Debrecen, Department of Physical Geography and Geoinformatics**Keywords:** Felsőzsolca-Onga, loess steppe, pedoturbations, edge effect, species loss, soil zoology, biodiversity

Prehistoric mounds on the Hungarian Great Plain function often as refuges for relict loess steppe vegetation and fauna. The Mounds in Felsőzsolca (Felsőzsolca, Borsod-Abaúj-Zemplén County, Northern Hungary) is one representative of them, covered by a loess grassland fragment in extension of 0,8 ha, surrounded by agricultural areas, well documented from floristical point of view. Less studied and analysed are the actual vegetation dynamics as result of their isolated location, small extension, and numerous and frequent disturbances (pedoturbation caused by mammals, fire and invasive species). With detailed soil, vegetation and faunistic field survey we attempted to describe the most relevant actual processes of these very valuable grassland fragments from conservational point of view. Vegetation were sampled in 28 1×1 m quadrats, ordered in transects by distance from the edge. Presence of 104 higher plant species and a significant edge effect in the outlying sections (until 3 m) were established. It could be characterized by a significant lower naturalness value, different plant composition, presence of weed and ruderal species such as *Arctium lappa*, *Artemisia vulgaris*, *Atriplex patula* since most of specialists (*Salvia pratensis*, *Pulsatilla* spp., *Inula hirta*, *Aster amellus*, *Dianthus pottederae*) were absent in the edge. The Zsolca Mounds take up a relatively small area as regarding the fauna, but according to the research we have done so far, many protected species can be found here. The anthropogenic mounds partly form a very dry, sunny and warm habitat for the fauna (on the southern side) while the northern side of the mounds is of higher biodiversity, due to the dense vegetation and balanced water supplies.

A VILÁG TERMÉSZETVÉDELMENEK TÖRTÉNETE 1951 ÉS 1955 KÖZÖTT (VÉDETT TERÜLETEK ALAPÍTÁSA)

CENTERI Csaba, POTTYONDY Ákos

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

Kulcsszavak: természetvédelem, történet, világ, védett területek, 1951–1955.

Összefoglalás: a védett területek számának és kiterjedésének folyamatos növekedése 1872-től a II. világháború kezdetéig tartott. A világháború ideje alatt a növekedés töretlenségé némi megtorpanást, de az utána következő időszak ismét a védett területek kiterjedésének és számának növekedését hozta. A védett területek alapításának történetét az 1951 és 1955 között eltelt öt év áttekintésével folytatjuk. A cikkben közölt minden adat az IUCN kategóriarendszerébe sorolt védett területekre vonatkozik. Az IUCN adatbázisa szerint a legtöbb területet a Német Szövetségi Köztársaság alapította, melyek fele tájvédelmi terület, a fele pedig természeti rezervátum volt. A területek többsége a IV-es (biotóp/védett fajok területe kezeléssel) IUCN kategóriákba tartozik, de 66 különböző nemzeti kategóriával is találkozhatunk a kijelölt területek között. A területnagyságok az átlagnak megfelelően alakulnak, azaz többségük 10 000 és 99 900 ha közötti méretű. Magyarországról 16 védett természeti terület került fel az IUCN listájára, melyek mindegyike a természetvédelmi terület kategóriába tartozik. Megállapíthatjuk, hogy az előző öt évhez képest 1951 és 1955 között ismét növekedett az alapított védett területek száma: 580-ról 791-re. Ebben az időszakban a természetvédelem történelmi eseményei közül kiemelkedik az afrikai állatvilág nagy tömegeinek védelmét biztosító Serengeti, a maja civilizáció potenciális géncentrumát védő Tikal és a méltán híres Viktória vízesést bemutató Viktória Nemzeti Parkok alapítása.

Előzmények

A védett természeti területek 1951-et megelőző kijelöléséről már részletesen beszámoltunk (CENTERI és GYULAI 2006, CENTERI et al. 2007, PENKSZA et al. 2007, CENTERI et al. 2008a, 2008b). Jelenleg az 1951-el kezdődő és 1955-el záródó időszakot vizsgáljuk.

A természetvédelem történetében olyan ponthoz érkeztünk, amikor a természetet leginkább befolyásoló ember már kezdi újjáépíteni a II. világháborúban keletkezett jelentős károkat. Sajnos a háborúk (legyen helyi, regionális vagy világháború) nyilvánvalóan negatív hatással vannak a természetes környezetre, és ez nemcsak a pusztító fegyverek miatt alakul így. Az agrártermelés jelentős csökkenése, az állattenyésztés szünetelése miatt ilyenkor jelentős károkat szenvednek a vadon élő állatok, hiszen potenciális táplálékforrások az emberek számára. Ennek leginkább ismert (későbbi) esete az 1960-ban kitört kongói polgárháború hatása a hegyi gorillákra a Virunga Nemzeti Park környékén (FOSSEY 1990).

Anyag és módszer

Az adatok ismertetésénél az IUCN legfrissebb adatait vesszük alapul, amelyet a legutóbbi, durbani konferencia alkalmával hoztak nyilvánosságra (HTTP1). Az adatok a 2003-ban megjelent adatbázisban szerepelnek, melyek elérhetők a WDPA (World Database on Protected Areas) honlapján is (HTTP2). Ezen belül az IUCN kategóriába besorolt területekkel foglalkozunk (IUCN 1994). A védett területek gyakran nem egybefüggők,

hanem több kisebb részből állnak. Az adatbázisnak azon állományát elemeztük, amely a területeket egy ponttal vagy egy folttal jelöli, és nem a több részből álló terület egységeket jeleníti meg. Az utóbbiak jóval nagyobb számúak, de ezekből több részterület tartozik egy-egy védett területhez. Jelen cikksorozatunkban nem áll szándékunkban a részterületeket elemezni.

Eredmények

A jelenleg vizsgált időszakban (1951 és 1955 között) 791 védett területet alapítottak (1. táblázat), 65 nemzeti kategóriában (2. táblázat), többségüket (57,5%) az átlagos területnagyság-kategóriában (10000–99000 ha) (3. táblázat), 68 országban (4. táblázat).

1. táblázat Az 1951 és 1955 között alapított védett területek IUCN kategóriáinként
Table 1. The number of protected lands by IUCN categories founded between 1951 and 1955

IUCN kategória		Alapított területek száma (db)	A kategóriák eloszlása (%)	Terület (ha)	Terület (%)
Ia	vad terület	47	5,9	4444606	10,0
Ib	szigorú természeti rezervátum	8	1,0	205956	0,5
II	nemzeti park	64	8,1	1894311	4,3
III	nemzeti emlékmű	25	3,2	2457719	5,6
IV	biotóp/védett fajok területe kezeléssel	418	52,8	25510441	57,7
V	védett táj	176	22,3	7359037	16,6
VI	védett erőforrás területkezeléssel	53	6,7	2377636	5,4
Összesen:		791	100,0	44249706	100,0

Az 1. táblázat alapján a jellemző IUCN kategória a IV-es (biotóp/védett fajok területe kezeléssel) volt 418 alapított területtel (az összes alapított terület számának 52,8%-a, területének pedig 57,7%-a volt). A legkedveltebb, leggyakrabban alapított kategóriák, sorrendben a IV-es után az V-ös és a II-es voltak. Ezek közül a IV-es és az V-ös jelentős mértékben kiemelkedik a többi közül, míg a többi kategóriából sokkal kevesebbet alapítottak. Az Ia (47 darab), a VI (53 darab) és a II (64 darab) kategóriák hasonló számmal jelennek meg. Az alapított kategóriák területi kiterjedésének vizsgálata árnyalja a képet, hiszen az Ia kategória a területi kiterjedés tekintetében megelőzi a darabszámban öt megelőző VI-os kategóriát. Az alapított területek számát tekintve a két kategória közel hasonló (Ia kategória 47 területtel, VI-os kategória 53 területtel), azonban a területik kiterjedésben az Ia kategória közel kétszer akkora, mint a VI-os.

Az egyes nemzeti kategóriák a korábban tárgyalt időszakokhoz hasonlóan sokfélék (2. táblázat). A védett területek kategóriarendszere az alapító országok helyi viszonyait tükrözik, amely tartalmazza a politikai, szociális és gazdasági megfontolásokat is.

2. táblázat Az 1951 és 1955 között alapított védett területek nemzeti kategóriái és az alapított kategóriák száma
 Table 2 The number of protected land categories by national types founded between 1951 and 1955

<i>Védett terület besorolása</i>	<i>Alapítások száma</i>	<i>Védett terület besorolása</i>	<i>Alapítások száma</i>
Állami erdő	1	Nemzeti vadrezervátum	4
Állami felüdülési park	2	Regionális természeti park	2
Állami felüdülési terület	2	Részleges faunarezervátum	2
Állami park	29	Rezervátum	1
Állandó vadrezervátum	1	Szigorú rezervátum	1
Biológiai rezervátum	1	Szigorú természeti rezervátum	5
Egyezmény alapján kijelölt erdő	7	Tájképi szempontból kijelölt rezervátum	1
Elsődleges (Primeval) rezervátum	3	Tájpark	1
Erdőpark	8	Tájvédelmi terület	97
Erdőrezervátum	40	Tartományi park	27
Érintetlen esőerdő rezervátum	5	Természeti emlékmű	65
Faunarezervátum	19	Természeti emlékmű – geológiai	1
Fő védett terület	6	Természeti emlékmű – geomorfológiai	1
Halászati erőforrás-védelmi terület	3	Természeti rezervátum*	4
Integrált természeti rezervátum	1	Természeti rezervátum**	212
Ismeretlen besorolású terület	7	Természetvédelmi terület	16
Kezelt rezervátum	2	Természetvédelmi törvény***	3
Kezelt természeti rezervátum	1	Vadászati rezervátum	4
Közösségi legelő	9	Vadgazdálkodási terület	1
Kutatási természeti terület	1	Vadmadár rezervátum	14
Kvázi nemzeti park	5	Vadrezervátum (game reserve)	3
Madárrezervátum	1	Vadrezervátum (wildlife reserve)	3
Magán természeti rezervátum	2	Vadvédelmi terület	2
Menedék	24	Vándormadár menedék****	4
Nem-vadászati célú erdőrezervátum	1	Védelmi rezervátum	1
Nemzeti emlékmű	1	Védelmi terület	3
Nemzeti felüdülési célú terület	1	Véderdő	1
Nemzeti park	43	Védett helyszín	4
Nemzeti rezervátum	1	Védett táj	1
Nemzeti speciális vadvédelmi terület	4	Védett terület	1
Nemzeti természeti emlék	6	Víz alatti park	1
Nemzeti természeti rezervátum	67	Vízgyűjtő erdőrezervátum	1
Nemzeti történelmi park	1	Összesen:	791

*Natural Reserve, ** Nature Reserve, ***Nature Conservation Law, ****Migratory bird sanctuary

A kategóriák között szerepel több nagyon hasonló kategória, pl. „nature reserve” és „natural reserve”, valamint „game reserve” és „wildlife reserve”, ami mutatja a nemzeti sajátosságokat. A nemzeti kategóriák elemzése is fontos adalékokkal szolgál. A 2. táblázatban azt láthatjuk, hogy a természeti rezervátumból alapítottak legtöbbször (212), ugyanakkor az átlagos alapítások száma 100 alatt van kategóriánként, illetve a sok nemzeti kategóriának köszönhetően az alapított kategóriák száma a legtöbb esetben 1 és 10 között van.

Érdekesség, hogy ebben az időszakban is – hasonlóan az előző öt évhez – megjelenik a magán természeti rezervátum kategória. 1951 és 1955 között csak két területet alapítottak (mindkettőt Belgiumban), és a megelőző öt évben is csak hármat (ebből kettő szintén Belgiumhoz tartozott, egy pedig Finnországhoz), de az ötlet, hogy valaki saját rezervátumot szándékozott létrehozni még mindig létezik. A természetvédelemben mindenképpen fontos irányvonal, ha olyan területek kerülnek magánszemély kezdeményezésére kijelölésre, amelyek akár a legkisebb mértékű védelmet biztosítanak egy területnek, és a rajta található élővilágnak. Ez egyrészt jó példaként szolgálhat más magánszemélyek számára, elősegítheti további magánrezervátumok alapítását, másrészt a természetvédelemben betöltött szerepe a diverzitás, egyes fajok vagy egyes élőhelyek megőrzése védelme szempontjából is fontos lehet. Természetesen felmerül a közös módon történő kezelés fontosságának kérdése, illetve a kategória fogalmának tisztázása. Ezek a kérdések nem biztos, hogy tisztázásra kerültek az 1950-es években.

3. táblázat Az 1951 és 1955 között alapított védett területek nagyság szerinti eloszlása

Table 3. The number of protected lands by size founded between 1951 and 1955

<i>Terület nagysága (ha)</i>	<i>Alapított területek száma kategóriánként (db)</i>	<i>A területek eloszlása (%)</i>
0–99	2	0,3
100–999	25	3,2
1000–9999	130	16,4
10000–99999	455	57,5
100000–999999	179	22,6
Összesen	791	100

Az 1951 és 1955 között alapított legnagyobb védett természeti terület 316 878 ha volt, a kínai Genhechaozha Természeti Rezervátum. Ez volt Kína egyetlen védett terület alapítása ebben az időszakban.

A vizsgált időszakban (1951-1955) Németország járt az élen a védett területek alapításában 180 területtel. Németországot követi Csehország 143 és Kanada 51 védett területtel. A védett területek alapításában résztvevő országokat és az általuk alapított védett területek számát a 4. táblázatban láthatjuk.

4. táblázat Az 1951 és 1955 között alapított védett területek országonként
 Table 4. The number of protected lands by countries founded between 1951 and 1955

<i>Ország</i>	<i>Alapított területek száma</i>
Albánia, Angola, Benin, Brunei Darussalam, Közép-Afrikai Köztársaság, Chile, Ciprus, Costa Rica, Csád, Dominika, Elefántcsontpart, Guam, Kína, Kongói Demokratikus Köztársaság, Paraguay, Sierra Leone, Szenegál, Szlovénia, Szudán, Zambia	1
Ausztria, Belgium, Burundi, Fülöp-szigetek, Marokkó, Niger, Venezuela, Zimbabwe	2
Brazília, Guatemala, Hollandia, Indonézia, Malawi, Új-Zéland, Spanyolország, Tanzánia	3
Mauritius, Lengyelország, St. Helena, Svájc	4
Ausztrália, Jugoszlávia, Kongó, Malajzia, Uganda	5
Argentína, Burkina Faso, Dánia, Togo	6
Bulgária, Sri Lanka	7
Bosznia és Hercegovina, Mali	8
Dél-Afrikai Köztársaság	9
Horvátország	11
Bahama-szigetek, Japán	14
Magyarország, Románia	16
Svédország	17
India	18
Jamaica	32
Nagy Britannia	35
USA	39
Szlovákia	41
Kanada	51
Csehország	143
Német Szövetségi Köztársaság	180
Összesen:	791

20 olyan ország van, amelyik korábban nem alapított védett területet, hanem ebben az öt évben csatlakozott az alapító országokhoz. 1951-ben hat ország alapított először védett területet (a név feltüntetésével):

- a Bahama-szigetek, Big Darby Vadmadár Rezervátum;
- Ciprus, Listovounos Állandó Vadrezervátum;
- Kongó, Lefini Faunarezervátum;
- Mali, Badinko Faunarezervátum;
- Mauritius, Perrier Természeti Rezervátum;
- Nagy-Britannia, The Lake District Nemzeti Park.

1952-ben Dominika is csatlakozott a védett területeket alapító országokhoz a Központi Erdőrezervátum létrehozásával.

1953-ban alapította Guam az országban elsőként az Anao Védelmi Rezervátumot, Malawi pedig a Mwabvi Vadrezervátumot.

1954-ben három ország, Benin, burkina Faso és Niger, az ország első védett területeként egy-egy „W” nevű nemzeti parkot alapított (W (Benin), W du Burkina Faso, W du Niger). Bosznia és Hercegovina ugyanebben az évben elsőként egy madárrezervátumot alapított Hutovo Blato néven, Kína pedig a Genhechaozha Természeti Rezervátumot hozta létre, ugyancsak elsőként.

1955-ben csatlakozott először Albánia (Rushkull Kezelt Természeti Rezervátum), Costa Rica (Irazú Vulkán Nemzeti Park), Csád (Abou Telfane Faunarezervátum) és Paraguay (Moisés Bertoni Természeti Emlék) az alapító országok eddigi listájához.

Külföldi védett területek alapítása

Serengeti Nemzeti Park, Tanzánia

Nagy valószínűséggel az 1951-ben alapított és 1981-ben a világörökségek közé felvett tanzániai Serengeti (maszáj neve azt jelenti: a földnek az a része, amely örökké létezik) Nemzeti Park neve cseng a legismertebben a Yellowstone után. Ez a Föld egyik legismertebb, és legnagyobb állatlétszámot felvonultató, természetes állapotban megmaradt élőhelye. Diverzitásban nyilván megelőzik a trópusi esőerdők, de nagytestű, növényevő és ragadozó emlősöket ilyen nagy egyed- és fajszámban nem láthatunk máshol a Földön.

Oscar Bausmann nevéhez fűződik a vidék felfedezése (Ngorongoro-kráter, valamint a Manyara- és az Eyasi-tó felfedezése is). 1891-ben ő volt az első európai, aki bebarangolhatta a környéket. 1913-ban került sor az első szafarira, de hamarosan az egyik legkedveltebb vadászpáradicsom lett Afrikában. 1929-ben a középső területeket vadvédelmi területté nyilvánították. 1951-ben 1 200 000 hektáros NP-ot hoztak létre, amely a legutóbbi adatok szerint (HTT3) 1 476 300 ha kiterjedésű.

Eredetileg a Ngorongoro is a nemzeti park része volt, de a maszájok 1974-es betelepítése miatt fel kellett osztani a park területét. A maszájok a Ngorongoro Természeti Területre kerültek, de ezzel párhuzamosan a Serengeti kiterjedését a kenyai határig bővítették. A természetvédelem történetében ez is fontos esemény, hiszen jól példázza, hogy bár elvileg a nemzeti parki státusz nem visszavonható, a terület mérete és a park kiterjedése változhat.

Jelentős konfliktus forrása lett a helybeliek és a természetvédelem között, hogy a park területét elsősorban a turizmus és a vadvédelem céljára jelölték ki, és jelentősen korlátozták az emberi tevékenységet és a park látogatását (LEADER-WILLIAMS et al. 1996). A park gazdag állatállománya és nagy kiterjedése kedvez az illegális vadászoknak, különösen a park határa mentén. SETSAASA et al. (2007) megfigyelték, hogy egyes állatok sűrűsége, a nemek aránya és az állatok viselkedése kiválóan használhatók a zavarás indikátoraként. A nem védett területen kisebb állatsűrűséget találtak, a nemek aránya a nöstények irányába tolódott és az emberi jelenlétre idegesebben is reagáltak az állatok.

A vegetációt a fűfélék uralják, összesen 160 faj képviselteti magát a nemzeti parkban. A vegetáció és így a táj egyhangúságát az akácia (*Acacia senegal*) kisebb csoportjai, valamint a folyók menti galériaerdők törik meg.

A parkban található bolygónk egyik legnépesebb állatállománya: 350 000 csikos gnú (*Connochaetes taurinus*), 130 000 Grant-zebra (*Equus quagga boehmi*), 165 000 Thomson-gazella (*Gazella thomsonii*), 55 000 egyéb antilopféle, 4 000 zsiráf (*Giraffa camelopardalis*) és 15 000 varacskos disznó (*Phacochoerus africanus*).

A madárvilág feltárása során eddig 300-nál több fajt írtak le, köztük számos tyúkféle és szövőmadár is szerepel, valamint az elmaradhatatlan ragadozómadarak (pl. a kaffersas (*Aquila verreauxii*) és a törpesólymot (*Poliohierax semitorquatus*). A szavannák tipikus nagytestű madarai a strucc (*Struthio camelus*) és az óriástúzok (*Ardeotis kori*).

Az esős évszak végén elteltével, a szárazság erősödésével (május-június) állatok nagy tömegei indulnak 200–250 km-es utazásra, elsősorban északra, hogy a Mara folyón átkelve elérjék a Masai Mara Vadrezervátumot. A természetvédelem fontos tanulsága volt a gnúk kezelése a Ngorongoro-kráterben, ahol azok a csapadékos időszakban szaporodási céllal összegyűlnek. Nem sokkal a nemzeti park alapítása után, az 1960-as évek elején a tanzániai kormány meg akarta akadályozni az állatok bejutását a kráterbe. A kb. 2 millió állatot nem tudta megállítani a fából és fémből készült kerítés, azt hamar lerombolták. Ez egyrészt jó tanulság volt a kormány számára, másrészt kiváló precedenst jelent hasonló esetekre vonatkozóan.

A Serengeti Nemzeti Park környékén sok időt, energiát és pénzt fordítottak a lakosság tájékoztatására, a nemzeti park fontosságának megértetésére, a lakosság bevonására a természetvédelmi programokba. KALETNBORN et al. (2008) szerint azonban ezek a programok nem sok előnnyel jártak a nemzeti park közelében fellelhető kisebb közösségek számára, és különösen a kisebb egységek, a családok nem profitáltak semmit a programokból.

Tikal Nemzeti Park, Guatemala

A Tikal Nemzeti Park Guatemala északkeleti részén található (DOMENICI 2002, DOMINA et al. É. N.). Már 1931-ben nemzeti emlékművé avatták. 1955. május 26-án hirdették ki nemzeti parkká nyilvánítását. 1979-ben került fel a Világörökség listára, majd 1990-ben az Ember és Bioszféra Program által alapított Maya Bioszféra rezervátum része lett, amely az ország szárazföldi területének 10%-át (!) foglalja magában. A Maya Bioszféra rezervátum részeként az országban, illetve Közép-Amerikában található legnagyobb, összefüggő esőerdő.

Történeti szempontból fontos, hogy a nemzeti park – szinte a világon egyedülálló módon – minden oldalról valamilyen védettséget élvez. A bioszféra rezervátum a park északnyugati oldalához simul, a 49 500 ha-os San Miguel La Palotada Biotóp pedig nyugatról határolja.

Tikal és Petén tartomány középső részén járunk, az erdők átmenetet jelentenek a trópusi száraz, örökzöld és trópusi nedves erők közt. Ezek szerkezetükben és faji jellegzetességeikben nagymértékben hasonlítanak a trópusi esőerdőkre.

Az óriási palánkgyökerű mahagóni (*Swietenia macrophylla*, helyi nevén „caobal”) az itteni erdők jellemző faja. Sajnos értékes, vörösbarna fájáért majdnem kipusztítottak. A kapokfa (*Ceiba pentandra*) vagy „ceibal” a maja hiedelemvilág kiemelten fontos része volt, hiszen hitük szerint vízszintes ágain nyugszik maga az univerzum, a növény átjáró és kapocs az emberlakta fizikai világ és a szellemi világ között. A filodendronok egész nemzetsége megtalálható itt. Érdekesség továbbá, hogy 300, emberi használatra

is alkalmas fajfaj nő a parkban, emellett számos veszélyeztetett, illetve a CITES listán is szereplő állat- (TENESSEN 1997) és növényfaj található itt.

A nemzeti park 54 emlősfajjal büszkélkedhet. Tikal őslakói sajátos kapcsolatban voltak a jaguárral (*Panthera onca*), hiedelmük szerint ő az alvilág ura, a mindenható jaguáristen, aki reggelente feljön az emberek világába, és napistenként ragyog az égbolton, hogy este ismét alászálljon a halál birodalmába. A maják rendszeresen áldozatokat mutattak be a jaguáristennek, hogy a nappalok és éjszakák körforgása fennmaradjon. Négy másik, a parkban élő macskafaj a puma (*Felis concolor*), az ocelot (*Felis pardalis*), a jaguarundi (*Felis yaguarundi*) és a margay (*Felis wiedii*).

Loxahatchee Nemzeti Vadmenedék, USA

Az 1951-ben alapított, 59 600 ha területű védett terület teljes neve: Arthur R. Marshall Loxahatchee National Wildlife Refuge (Nemzeti Vadmenedék). Maga a loxahatchee egy helyi indián kifejezés, jelentése „teknősök folyója” (HTTP4). A vadmenedék a történelmi időkből ismert Everglades (CENTERI et al. 2008b) vizes ökoszisztémájának a legészakibb része, annak maradványa és egyike az USA-ban nyilvántartott kb. 500 hasonló nemzeti vadmenedéknek (national wildlife refuge).

Történelmi szempontból mindenképpen időben történt a védelem fontosságának felfedezése, hiszen jelenleg a vadmenedéket beépített és mezőgazdasági művelés alatt álló területek veszik körül.

A vadmenedék nem csak fajok védelmét szolgálja, hanem felüdülési és nevelési célokat is, találunk itt tanösvényeket (1. ábra), kenuútvonalakat, kerékpárutat, kikötőket, horgászstéget, kilátókat, lepkerteket és látogatóközpontot is. A fajvédelmi szempontból kiemelt amerikai alligátoron (*Alligator mississippiensis*) kívül előfordul a veszélyeztetett csigászölyv (*Rostrhamus sociabilis*), ami növeli a vadmenedék természetvédelmi jelentőségét. A területen 257 madárfaj fordul elő, így a „Nagy Floridai Madarászút” (Great Florida Birding Trail) állomásai közé sorolják.

A 160 hektáros ciprusmocsár a legnagyobb megmaradt ciprusállomány, amely egykor az óceán felé elterülő fenyeseket elválasztotta az Everglades mocsaraitól (CENTERI et al. 2008b).

Sierra Nevada Nemzeti Park, Venezuela

A venezuelai Andok nemzeti parkjai közül mindenképpen említést érdemel az 1952-ben alapított, 276 446 ha területű Sierra Nevada. Itt találjuk az ország legmagasabb pontját, a Pico Bolívar, amely 5007 m magas.

A nemzeti park tájképi értékei között szerepelnek a még ma is meglévő gleccserek, valamint a számos lagúna, amelyet még az olvadó gleccserek hoztak létre. A terület számos erdőtípussal rendelkezik, és a híres „andoki párámó”-ra is találunk kiváló példákat (2. ábra)



1. ábra A Loxahatchee Nemzeti Vadmenedék tipikus látképe a látogatók szemszögéből, a bemutató ösvény fölötti broméliákról, Florida, USA (Fotó: Centeri®)

Figure 1. Typical view of the bromeliads above the study trail from the visitor's eye-level, Loxahatchee National Wildlife Refuge, Florida, USA (Photo: Centeri®)

Természeti kincsei ellenére a menedék komoly veszélyben van az invazív növények miatt. A gyorsan növő széleslevelű papírkéreg (*Melaleuca quinquenervia*) és az Óvilági kúszó páfrány (*Lygodium microphyllum*) gyorsan fölé nő a helyi flórának és láthatóan nem kompatibilis az őshonos állatvilággal. A jelenség sajnos egyre szélesebb körben ismert a védett területeken. Az emberi túlhasználat ellen talán segít, hogy a terület nagy része állandóan víz alatt van vagy mocsaras, és a fele nagyközönség számára nem látogatható (HTTP5).



2. ábra A Sierra Nevada Nemzeti Park határát hirdető tábla, háttérben a „meridai páramo” növényzetével, Venezuela (Fotó: Centeri®)

Figure 2. The sign declaring the border of the Sierra Nevada National Park with the vegetation of the „Merida Páramo” in the back, Venezuela (Photo: Centeri®)

Nagyszámú endemizmussal találkozhatunk a park területén, amelyek elsősorban az orchideák, bryophiták és pteridophyták közül kerülnek ki. Az endemizmusok közé tartozik a „pino aparrado” (*Podocarpus* spp.).

A bioklimatikus diverzitás és a vegetáció változatossága élőhelyek sokaságát eredményezte, amely menedéket és élelmet szolgáltatott számos állatfajnak. Ezek közül néhány veszélyeztetett, mint pl. Dél-Amerika egyetlen medvefeléje, a pápaszemes medve (*Tremarctos ornatus*), valamint a puma (*Felis concolor*) és a jaguár (*Panthera onca*) is. A madárfélék kiemelt faja a sisakos hokkó (*Pauxi pauxi*). Itt található az észak-amerikai fehérfarkú szarvas rokona, de egyértelműen külön faj (MILINARI 1999) a mára 300 körülire apadt létszámú párámó szarvas (*Odocoileus lasiotis*) populációja is (HTTP6).

Viktória-vízesés Nemzeti Park

A Viktória-vízesés (3. ábra) a mai Zambia és Zimbabwe határán helyezkedik el. 1934-ben hozta létre a gyarmati kormány a Viktória-vízesés Rezervátumot. 1972-ben két nemzeti parkra osztották fel: Mosi-oa-tunya és a Viktória-vízesés Nemzeti Parkokra. Afrika déli részén járva a Kalahári-medencétől északra, a Malawi-tótól délnyugati irányba, de Angolától kelet felé haladva találjuk meg a Viktória-vízesést, Zambia déli, illetve Zimbabwe észak-nyugati határán. Felfedezése óta Afrika egyik fő látványossága lett. Alapvetően az idegenforgalom kihasználása volt a fő cél, így számos szálloda és kemping épült. A legszebb kilátás a két országot összekötő hídról nyílik. A vízesés szemet gyönyörködtetően szép, amelyet a Zambezi folyónak köszönhet. Ez Afrika 3. leghosszabb folyója a Nílus és a Niger után, hossza 2700 km (a Duna 2860 km hosszú). Nem ez a vízesés a világ legnagyobb



vízesése, és nem is a legmélyebb, de a leghosszabban elnyúló folyami vízesése. Közel 1700 m hosszú és több mint 100 méteres mélységgel büszkélkedhet. Az árvízi időszakban, febr-uár és március hónapban a folyó hozama akár a 635,6 millió m³-t is eléri percenként, augusztus és december között viszont ennek alig a 10%-a zúdul a szur-dokba. Érdekes, hogy az „átlagos” zuhatagokkal ellentétben a Viktória-vízesést követően a Zambézi nem az eredeti irányában folytatja útját, hanem az északról érkező folyó a katlan mélyén keletre fordul, majd a Mozambiki-csatornába torkollik.

3. ábra A Viktória-vízesés Nemzeti Park híres vízesése, Zambia és Zimbabwe (Fotó: Potyondy®)

Figure 3. The famous waterfall of the Victoria Falls National Park, Zambia and Zimbabwe (Photo: Potyondy®)

A vízesés felfedezése dr. Livingstone nevéhez fűződik. Hajózható folyamat keresett, hogy a kereskedelem kiépítésével javítson a bennszülöttek életszínvonalán. Közben 1855. november 15-én megpillantották a hatalmas füstöt, amelyet fűlsiketítő robaj kísért. A fehér felhőből 60–80 méter magas gőzoszlop szállt föl egyenesen. A vízesést az angol királynő iránti tiszteletére nevezte el Viktória-vízesésnek.

Hazai védett területek alapítása

A vizsgált időszakban (1951–1955) hazánkban 16 védett terület került fel az IUCN listájára. Ezek a következő természetvédelmi területek voltak: **Szentgáli Tiszafás TT**, **Vácrátóti Arborétum TT**, Keleméri Mohos Tavak TT, Zirci Arborétum TT, **Pákozdai Ingókövek TT**, Urkúti őskarszt TT, Sárvári Arborétum TT, Szelestei Arborétum TT, Alcsuti Arborétum TT, Fóti Somlyó TT, Martonvásári Park TT, Fényi Erdő TT, Fenyőfői Ósfenyves TT, Kállósemjéni Mohos-tó TT, Várpalotai Homokbánya TT, Ipolytarnóci Ósmaradványok TT.

Szentgáli Tiszafás Természetvédelmi Terület

A hidegkedvelő tiszafás (*Taxus baccata*) erdőtársulások korábban, a hűvösebb és csapadékosabb időszakokban nagyobb kiterjedésben fordultak elő Európa vidékein. Az erdők mára csak néhány helyen, és főként ember által alapított arborétumokban maradtak fenn, bár egyes példányokat városi parkokban is felfedezhetünk. A Szentgál és Márkó között húzódó (47° 6.318'–17° 46.748'), 213 hektáros terület Európa második legnagyobb őshonos tiszafaerdeje (4. ábra). Messze a neki kedvező klímazónán kívül találjuk, túlélését a Bakony domborzatának köszönhető mikroklíma létrejöttének köszönheti.

A tiszafa bükkal és gyertyánnal elegyesen jelenik meg. A bükk árnyékában azért képes megélni, mert kiváló az árnyéktűrő-képessége, valamint a természetvédelmi kezelésnek köszönhetően, mivel az erdészek ritkítják a bükköt, így a tiszafának újabb életterek nyílnak.

A természetvédelem történetében fontos szerepet játszottak a korábbi vadaskertek, illetve nemesi birtokok, ahol nemesi kiváltság volt a vadászat. A 13. századtól a Bakonyban is éltek ezen kiváltságok, és a vadállomány karbantartása jó hatással volt az őshonos tiszafára is. A vadászat nyilvánvalóan nem a természeti értékek védelme érdekében ritkította a vadállományt, ezen a területen mégis természetvédelmi jelentőségű volt a tevékenység.



4. ábra A Szentgáli Tiszafás (A: ismertető tábla, B: lépcső a bejáratnál, C: tiszafa) (Fotó: Centeri®)

Figure 4. The *Taxus baccata* forest of Szentgál, Hungary
(A: information table, B: stairs near the entrance, C: *Taxus baccata*) (Photo: Centeri®)

A tiszafa állomány genetikai vizsgálatával FRANK (2003), FRANK et al. (2006a, 2006b) foglalkoztak. A védett terület bekerített részén (102,6 ha) 13 245, a bekerített részen kívül 670 egyed számoltak össze, így összesen 13 915 egyed írtak össze a természetvédelmi területen. Miklóspál-hegy részéről gyűjtött levélmintákból DNS-t izoláltak, majd ezt összehasonlították Németországból származó mintákkal. Megállapították, hogy nagyfokú hasonlóság látható a szentgáli és a balderschangi minták között. A genetikai vizsgálatokat a Szent István Egyetem, Mezőgazdasági- és Környezettudományi Kar, Genetikai Tan-székének munkatársaival közösen végezték el.

Vácrátóti Arborétum Természetvédelmi Terület

A természetvédelmi terület gyűjteménye sok szempontból is kiemelt figyelmet érdemel. Az egyik érdekesség, hogy az arborétumot inkább botanikus kertnek kellene neveznünk (5. ábra), hiszen az arborétumban a fák dominálnak, itt pedig a 12 000-et meghaladó taxonsszám túlnyomó többségét a lágyszárúak adják.

Az arborétum az 1830-as években kezdett kialakulni, erre a Rákos-patak mentén húzódó éger-szil-köris ligeterdő adta az alapötletet, létrejöttét azonban csak a világ első nemzeti parkja (Yellowstone) alapításának idejére, 1872-re teszik. Ekkor került a terület a természetszerető Vigyázó Sándor tulajdonába, aki megbízást adott egy angolkert létrehozására. A romantikus elképzelések közül sok megvalósult, a harminc év alatt kialakított romantikus kertben megépült egy gótikus álrom, több tó, egy műbarlang, egy kis vízialom és számos mesterséges domb is.



5. ábra A Vácrátóti Botanikus Kert bejárata (Fotó: Centeri®)
Figure 5. Entrance of the Botanical Garden of Vácrátó (Photo: Centeri®)

A park botanikai fejlődése a múlt század elején indult meg. Öntözőrendszert alakítottak ki, melegházakat hoztak létre, százszámra kezdtek virágfajtákat szaporítani. A világháborúknak, és a zavaros körülményeknek köszönhetően az 1950-es évek elejéig csak lassan folytak a fejlesztések. Ekkor költözött be a botanikai kutatóintézet, amely az arborétum máig tartó fejlődését jelentette.

Jelenleg a kertben közel háromezer fa- és cserjeféle, a híres rendszertani gyűjteményben száz növényes család ötezer virágos növényfaja tekinthető meg. Ez volt az egyik első rendszertani gyűjtemény a világon, melyet nemzetközi hírű magyar taxonómus, Soó Rezső elképzelései alapján állítottak rendszerbe.

Mindenképpen említésre méltó a kert gazdag rózsagyűjteménye, a hetvenes években kialakított sziklakert évelőinek virágzása, és a hagymások, valamint a bazsarózsák gyűjteménye és az üvegházi gyűjtemény.

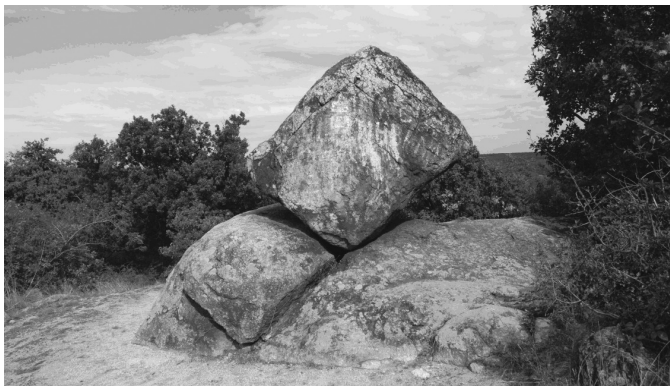
Sokféle tölgy-, kőris-, bükk-, juhar-, nyárfaj és közel ugyanannyi cserjefaj és -fajta díszíti a parkot, de exótagyűjteménye is gazdag, kiemelhetjük a páfrányfenyő (*Ginkgo biloba*), a kínai mamutfenyő (*Metasequoia glyptostroboides*), a nehézszagú boróka (*Juniperus foetidissima*) és a kaukázusi szárnyasdió (*Pterocarya fraxinifolia*) fajokat, de a lista még hosszú.

Természetvédelmi szempontból fontos, hogy a természetes erdőkben fellelhető veszélyeztetett fajokból is találunk itt, a kutatóintézet szakemberei a ritka fajok megmentésének és visszatelepítésének lehetőségeit vizsgálják.

Pákozdi Ingókövek Természetvédelmi Terület

A természeti értékek története szempontjából mindenképpen említést érdemes a terület, hiszen itt, a Velencei-hegységben van hazánk egyetlen felszínén vizsgálható gránit kőzetkibukkanása. Pákozdi községtől északra, a Sárhegy keleti, délkeleti oldalában kell keresnünk az 1951-ben alapított, 44 hektáros természetvédelmi területet.

A szél, az eső és a jég által közel kocka alakúra tört gránit kisebb-nagyobb, mára már legömbölyített sziklacsoportjai láthatók a felszínen. A tömbök idővel elváltak egymástól, némelyik leomlott, elvált a társaitól, a helyükön maradók közül egy-két darab sajátos képződményeket, az ún. „ingókövek”-et hozták létre (6. ábra). Vannak tömbök, amelyek csak egyik élükkel támaszkodnak az alattuk lévő sziklára. Az ilyen alakzatok legszebb példányaait védi a természetvédelmi terület (6. ábra).



6. ábra A Pákozdi Ingókövek Természetvédelmi Terület egyik legjellegzetesebb sziklaformációja (Fotó: Centeri®)

Figure 6. One of the most characteristic rock formation of the Pákozdi Ingókövek Nature Conservation Area (Photo: Centeri®)

Az így kialakult látkép sem elhanyagolandó, és mint a természetvédelem egyik tárgya (tájképi értékek), fontos kiegészítő védett természeti érték.

Irodalom

- CENTERI CS., GYULAI F. 2006: A világ természetvédelmének történelmi kezdetei a védett területek kialakítására vonatkozóan. *Tájökológiai Lapok*, 4: 427–432.
- CENTERI CS., GYULAI F., PENKSZA K. 2007: A világ természetvédelmének története 1913–1933 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 5: 5–11.
- CENTERI CS., PENKSZA K., GYULAI F. 2008a: A világ természetvédelmének története a II. világháború alatt (1940–1945, védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 6: 209–220.
- CENTERI CS., GYULAI F., PENKSZA K. 2008b: A világ természetvédelmének története a II. világháború után (1946–1950, védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 6: 351–361.
- DOMENICI, D. 2002: Tikal. In: Guaitoli, M. T., Rambaldi, S. (szerk) 2002: *Antik városok. Letűnt korok emlékei*. Alexandra Kiadó, Pécs, p. 274–281.
- DOMINA, I., RÁCZ, I., VÁRFI, K. (szerk) É. N.: Tikal romváros és nemzeti park. In: *A Világörökség. Az emberiség legféltettebb kulturális és természeti értékei*. I. kötet. Gulliver Könyvkiadó. p. 342–345.
- FOSSEY, D. 1990: *Gorillák a ködben*. Park Kiadó, Budapest, p. 206
- FRANK N. 2003: *Populáció-vizsgálatok a bakonyi tiszafásban I. Egyedszám-meghatározás a bekerített területen*. – *Erdészeti Lapok* 138: p.138–139.
- FRANK N., KISS E., VERES A., HESZKY L. 2006a: A szentgáli tiszafa-állomány genetikai vizsgálata RAPD markerrel. – *Kitaibelia* XI. évf. I.szám p. 49.
- FRANK N. KISS E. VERES A. HESZKY L. 2006b: Genetic analysis with RAPD marker in the yew (*Taxus baccata* L.) population of Szentgál. – *The VI International Conference of Young Scientists „Eurasian Forests – Hungarian Forests”*. p 101–103.
- KALTENBORNA, B. P., NYAHONGOB, J. W., KIDEGESHOC, J. R., HAALANDA, H. 2008: Serengeti National Park and its neighbours – Do they interact? *Journal for Nature Conservation* 16: 96–108.
- MOLINA, M., MOLINARI, J. 1999: Taxonomy of Venezuelan white-tailed deer (*Odocoileus*, Cervidae, Mammalia), based on cranial and mandibular traits. *Can. J. Zool.* 77(4): 632–645.
- IUCN 1994: *Guidelines for Protected Area Management Categories*. CNPPA with the assistance of WCMC. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- LEADER-WILLIAMS, N., KAYERA, J.A., OVERTON, G.L. (eds.) 1996: *Community-based conservation in Tanzania*. IUCN Gland, Switzerland and Cambridge, UK. ix + 266pp
- PENKSZA, K., GYULAI F., CENTERI CS. 2007: A világ természetvédelmének története 1934–1939 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 5: 239–347.
- SETSAASA T. H., HOLMERN T., MWAKALEBE G., STOKKE S., RØSKAFT E. 2007: How does human exploitation affect impala populations in protected and partially protected areas? – A case study from the Serengeti Ecosystem, Tanzania. *Biological Conservation* 136: 563–570.
- TENNESEN M. 1997: Tikal is for the Birds. *Wildlife Conservation*. 100: 58

HTTP1: <http://www.iucn.org> (belépés: 2009-04-08)

HTTP2: <http://www.unep-wcmc.org/wdpa/> (belépés: 2009-04-08)

HTTP3: <http://www.wdpa.org/MultiResult.aspx?Country=217> (belépés: 2009-04-08)

HTTP4: http://en.wikipedia.org/wiki/Loxahatchee_National_Wildlife_Refuge (belépés: 2009-04-08)

HTTP5: <http://www.ecofloridamag.com/archived/loxahatchee.htm> (belépés: 2009-04-08)

HTTP6: http://www.comunidadandina.org/ingles/tourism/parks/i_sierra.htm

THE HISTORY OF NATURE CONSERVATION BETWEEN 1951 AND 1955
(DESIGNATION OF PROTECTED AREAS)

C. CENTERI, Á. POTTYONDY

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

Keywords: nature conservation, history, world, protected areas, 1951–1955.

The continuous increase of the nature conservation areas lasted from 1872 until the beginning of World War II. During the world war the increase has stopped but the next era brought increase both in number and in area again. We continue the history of establishing nature conservation areas with the overview of the 5 years between 1951 and 1955. All data in the article belong to nature conservation areas classified by the IUCN. According to this database the most areas in number were established in the Federal Republic of Germany, half of them belonged to the landscape protection areas, half of them to nature reserves. Most of the areas belong to category IV (Habitat/Species Management Area: protected area managed mainly for conservation through management intervention) but there were 66 different national categories among the designated areas in this period. Sizes were among the average (between 10 000 and 100 000 ha). 16 of the Hungarian protected areas were included on the IUCN list, all of them belongs to the category of nature conservation area. We can state that compared to the previous five years the number of established protected areas grew again between 1951 and 1955 (from 580 to 791). In this period three sites have major importance, the Serengeti National Park with the protection of the biggest herds of wild animals in Africa, the Tikal National Park protecting the potential genetic center of the Maya civilization and the Victoria Falls National Park preserving the world famous Victoria Falls.

A BÁN-HALOM KOMPLEX TÁJÖKOLÓGIAI ÉS PALEOTALAJTANI FELMÉRÉSE

¹BARCZI Attila, ²TÓTH Csaba, ³TÓTH Albert, ¹PETŐ Ákos

¹Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet,
Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék

2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1., barczy.attila@mkk.szie.hu, Peto.Akos@mkk.szie.hu

²Debreceni Egyetem, Természetföldrajzi és Geoinformatikai Tanszék

4010 Debrecen, Egyetem tér 1. tothcsa@delfin.unideb.hu

³Szolnoki Főiskola, Műszaki és Mezőgazdasági Fakultás, Vidékfejlesztési és Tájgazdálkodási Tanszék
5400 Mezőtúr, Petőfi tér 1.

Kulcsszavak: kunhalom-kutatás, talajtan, geomorfológia, botanika, tájtörténet

Összefoglalás: Eurázsia sztyeppéinek emberalkotta formakincsei a kunhalmok. Az utóbbi századokban elsősorban a régészet tudománya vizsgálta ezeket a formációkat, ma azonban tudjuk, hogy természet- és környezettudományi szempontból a határ- és őrhalmok, a lakó-, valamint sírdombok egyaránt kiemelkedően fontos értékek képviselői. A halmok építésével egyidős ősi környezet rekonstrukciója az eltemetett egykori talajszintek és a halom kultúrrétegeinek vizsgálatával valószínűsíthető meg. Ezekkel az elemzésekkel hozzájárulhatunk az Alföld holocénkori környezeti képének pontosításához és jelenkori tájhasználati kérdések tisztázásához éppúgy, ahogy okszerűvé, megalapozottabbá tehetjük és kiterjeszhetjük egyes területek természetvédelmi kezeléseit is. Amellett, hogy a kurgánok jelentős növény-, állat-, talaj- és felszínalaktani értékek hordozói, az alföldi táj védelemre és megismerésre érdemes, meghatározó tájésztétikai és kultúrtörténeti elemei is egyben. Jelen munkában a Szolnok-Túri-síkon elhelyezkedő Bán-halmot és annak közvetlen környezetét, valamint kultúr- és természeti történetét elemezzük a botanika, talajtan, paleotalajtan és a geomorfológia eszközeivel. A jelenkori vegetáció feltérképezése, aspektusok dinamikája és a halom átfogó állapotfelmérése jó alapot szolgáltat a védelem, és egy esetleges rehabilitáció megvalósításához. Az eltemetett, paleotalaj vizsgálati eredménye réti jellegű talajképződést mutatott, míg a recens, a halom palástján kialakult fiatalabb talajképződés egy csernozjom jellegű talajképződést mutatott, illetve az egyes talajparaméterek – kiemelten az összes foszfor – ingadozása a halom komplex történeti ökológiai fejlődésére, illetve időben többszöri birtokba vételre utal.

A hazai kunhalom-kutatás rövid áttekintése

A kunhalmok eredetét a hazai geográfusok, régészek és néprajzkutatók nem egyformán értelmezték. A régészeti és talajtani kutatások megkezdése előtt több szerző természetes képződményeknek tartotta a halmokat. Miskolczi Károly szerint „*A halmok fekvése legtisztábban mutatja, [...] hogy nem csinált halmok, mert menedékesen emelkednek fel, s ismét lejtősen lapulnak el. [...] E halmok a természet művei, s midőn e síkságot tenger borítá, a víz hullámzása által jöttek létre*” (MISKOLCZY, 1864).

Szabó József részben természetes, részben pedig mesterséges képződményeknek írta le a halmokat: „*tengerszíne alatti hullámalkotta képződmények, természetes halmok, de melyek a vándor népek által szükségök szerint emeltethettek is.*” A Duna és a Tisza jobb, valamint bal partján több természetes halmot sorolt fel, amelyeket zátonyszerű képződményeknek tartott, ugyanakkor az Isaszeg környéki és a Bajától délre eső halmok geomorfológiai és rétegtani vizsgálata után, azok mesterséges eredetét hangsúlyozta (SZABÓ, 1868).

Az ősrégészek és antropológusok 1876-os budapesti nemzetközi kongresszusán Rómer Flóris hívta fel a figyelmet a halmok régészeti kutatásának szükségességére. A 19. század végén elkezdődött régészeti ásatások eredményeként egyértelművé vált a

kunhalmok antropogén eredete, és sikerült a halmok korát, valamint elsődleges funkcióit meghatározni (RÓMER, 1878; JÓSA, 1897; TARICZKY, 1906; MÓRA, 1906; GÁRDONYI, 1914; KRECSMARIK, 1922; ÉRI, 1956; PÁLÓCZI, 1969; SELMECZI, 1971).

Az 1960-as években megkezdődött a kunhalmok természettudományos kutatása, elsőként a talajtani és rétegtani vizsgálatuk. Ezek szerint a halmokat többnyire mindig valamilyen természetes magaslatra (pl. folyóhát, homokbucka) emelték a környező terület humuszos feltalajából (BORSY, 1968; TÓTH, 1964). Az utóbbi évtizedek építkezéseinek több kunhalom is áldozatul esett, de szakszerű régészeti feltárásuk és talajtani vizsgálatuk gazdagította a kunhalmokkal kapcsolatos ez irányú ismereteinket (NEPPER, 1976; RACZKY et al., 1994).

Az 1996-ban megszületett természetvédelemről szóló LIII. törvény *ex lege* védeltséget adott valamennyi kunhalomnak. Ezt követően ismételt a figyelem központjába kerültek a kunhalmok. Az országos állapotfelmérésük mellett számos történeti, talajtani, növény- és állattani kutatás kezdődött el. Ezek a kutatások elsősorban a kunhalmok és környezetük talaj- és rétegtani viszonyaira, a halmok által eltemetett paleotalajok és az anyagnyerő helyek kitöltő anyagának vizsgálatára koncentráltak, amelyek révén többek között a halmok építéskor jellemző öskörnyezeti viszonyokra lehetett következtetni (SÜMEGI et al., 1998; TÓTH Cs., 1999; BARCZI et al., 2003). Az egyes halmokon megmaradt fajgazdag löszgyepek szigetbiogeográfiai kutatásai az értékes növény- és állatfajok leírása, és azok izolátumdinamikai vizsgálatai mellett az élőlényközösségeket fenyegető környezeti hatásokra koncentráltak (BARCZI et al., 2004; JOÓ, 2004; KISPÁL, 2004; KRAUSZ és PÁPAI, 2004; TÓTH et al., 2008).

Anyag és módszer

A Bán-halom geomorfológiai adottságait infrateodolit és GPS segítségével mértük fel. A halomtesten és annak közvetlen környezetében 195 mérési pontban határoztuk meg az EOY y és x koordinátákat, valamint azok balti magassági értékeit. Az így kapott adatbázisból Surfer 8.0 szoftver segítségével elkészítettük a halom szintvonalas térképét és domborzati modelljét, amelyeken jól tanulmányozhatók a morfológiai sajátosságok.

A halom csúcsán lévő háromszögelési pont mellett Eijkelkamp típusú kézi fúróval létesítettünk egy 9 méter mély fúrásszelvényt a halom által eltemetett fosszilis talaj homok alapkőzetéig. A fúrásszelvényt 10 cm-enként mintáztuk meg. A talajminták anyagvizsgálatát részben a Debreceni Egyetem, Fizikai Földrajzi Laboratóriumában, részben pedig a Szent István Egyetem, Természetvédelmi és Tájékológiai Tanszékének Talajtani Laboratóriumában elemeztünk. A begyűjtött minták szemcseösszetételét Köhn-pipettás iszapolással és száraz szitálással határoztuk meg. A laboratóriumi elemzés során meghatároztuk a vezetőképességet (EC_{2,5}) és a mechanikai összetételt is. A pH-értékeket vízben és KCl-ban mértük meg. A minták mésztartalmát Scheibler-féle kalciméterrel, az összes szervesanyag mennyiségét Tyurin-féle módszerrel határoztuk meg (BUZÁS, 1988).

A halomfelszín és közvetlen környezetének jellemző vegetációtípusait GPS-szel egybeépített Pocket PC készülékkel, DigiTerra Explorer v4 szoftver felhasználásával mértük fel. Az egyes növénytársulások határain felvett mérési pontokból kirajzolódó poligonokat ArcGIS 9.2 szoftverrel jelenítettük meg, amely egyben lehetővé tette az egyes foltok területének pontos meghatározását is.

A Bán-halom az Alföld nagytájon belül a Közép-Tiszavidék középtáj Szolnok-Túri-sík kistájának területén helyezkedik el. A kistáj éghajlata mérsékelt meleg és száraz, de közel fekszik a meleg és száraz éghajlatú területhez, a D-i részek már igen száraznak mondhatók. Az évi középhőmérséklet É-on 9,9–10,0 °C, máshol 10,2–10,4 °C. Az évi csapadék 510–540 mm, de míg a D-i részeken még az 500 mm-t sem éri el, addig Kenderes térségében kevéssel az 550 mm-t is meghaladja. Az É-ÉK-i, illetve a D-i a leggyakoribb szélirány. A terület vízrajzát K felől a Hortobágy-Berettyó, Ny-on a Tisza, D-en pedig a Hármaskörös határozza meg. A belvízveszélyt jelzi, hogy a csatornahálózat összes hossza az 1500 km-t is meghaladja. A talajvíz mélysége Fegyvernektől D-re 6 m alatt, Karcag–Kisújszállás–Túrkeve körzetében 2–4 m között, máshol 4–6 m között van. Mennyisége sehol sem jelentős, kémiai jellege Fegyvernektől K-re, Karcag és Kisújszállás között nátrium-, máshol kalcium-magnézium-hidrogénkarbonátos (MAROSI és SOMOGYI, 1990).

A kistáj a Tiszántúli flórajárásba (*Crisicum*) tartozik, társulásai közül gyakoriak a szikes mocsarak (*Bolboschoenetum maritimi*), a sós sivatagi társulások (*Suaedetum maritimae*; *Salsolietum sodae*), a vakszikfoltok (*Lepidio-Camphorosmetum*), a hernyópázsitos rétek (*Agrosti Beckmannietum*) (KIRÁLY et al., 2008).

A zömmel löszös üledékeken 9 talajtípus alakult ki. A legnagyobb kiterjedésűek a mészlepedékes és a réti csernozjomok, valamint ezek változatai. A talajvízhatás alatti mélyebb fekvésű területek talajtípusát a réti talajok és a fiatalabb réti öntés talajok képviselik. A szikes talajok mennyisége is számottevő. A réti szolonyec talajok területi részaránya 9%, a sztyeppesedő réti szolonyecé pedig 8% (MAROSI és SOMOGYI 1990).

A Bán-halmon végzett talajtani terepi felmérést többszöri helyszínbemjárással kezdtük. Megállapíthatjuk, hogy a halomtest eredetileg közel szabályos kör keresztmetszetű, DNy-i részén bányászat miatt megbontott, sérült. Ezen a részén más, erős bolygatás is jelentkezik (földutak, taposás, felhordások, deflációs elhordások és lerakódások). Az ellentétes oldalon a halomtest lábánál keskeny földutat alakítottak ki. A K-ÉK-i oldalon viszonylag nyugodt, kevésbé bolygatott területet találunk, ezt jelöltük ki vizsgálati katéna-irányként. A Ny-DNy-i oldal egyrészt a bányászat miatt zavart, másrészt a mezőgazdálkodás láthatóan belekaréjozott a halomtest aljába. A gyűrűben a geomorfológiaiailag is jól kivehető helyeken fűrtünk 110 cm mély talajszelvényt, ennek az átlónak a folytatásában fűrtük meg a területet jellemző réti talajt is (110 cm mélységben). A 10 cm-ként vett fűrómagokat szintekbe összevontan is vizsgáltuk.

A laboratóriumban meghatároztuk a begyűjtött minták kémhatását (H₂O és KCl), humusztartalmát, teljes szervesanyag tartalmát (TOC), vezetőképességét (EC2,5) mechanikai összetételét (BUZÁS, 1988).

Eredmények

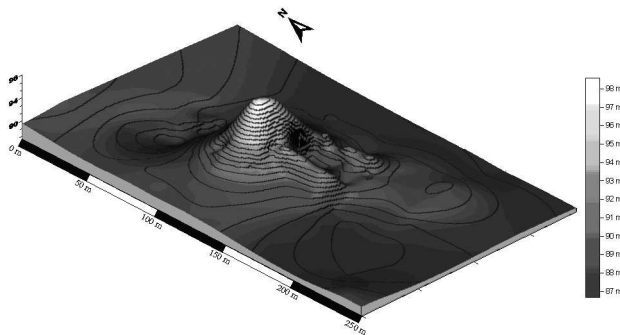
A halom (geo)morfológiai adottságai

A Bán-halom Bánhalma település határában, közvetlenül a 34. sz. közút mellett, az úttal párhuzamosan futó Nagykunsági-öntöző-főcsatorna közelében fekszik. Tengerszint feletti magassága 89,8 m, relatív magassága 6 m, EOY koordinátái X: 767620, Y: 218996.

A Bán-halom pozicionálásának magyarázata a környék geomorfológiai viszonyainak vizsgálatával vált világossá. A Nagykunság északi részén, a Tiszafüred-kunhegyesi-síkon a pleisztocén folyamán homokos hordalékkúpot építettek a Bükkből és a Mátrából kifutó vízfolyások (Sajó, Hernád, Eger, Laskó, Tarna), amelyek közép- és aprószemű homok anyagából a szél változatos domborzatot alakított ki (SOMOGYI, 1967; BORSY, 1989). Az így kialakult, Abádszalók–Tiszaderzs–Tiszaszentimre–Kunmadaras–Kunhegyes településekkel lehatárolható homokbuckás területen többnyire szélbarázdák, hosszanti garmadák, maradékgerincek és deflációs laposok a legjellemzőbb formák. A buckák csapásiránya változatosan alakul, hét méternél sehol sem magasabbak a formák (MAROSI és SOMOGYI, 1990).

A Bán-halom a terület változatos domborzatához igazodva egy ÉK-DNy-i irányban húzódó garmada további nyolc méteres megmagasítása révén keletkezett. A 89 méteres tengerszintfeletti magasságával a Nagykunság második legmagasabb pontja, csupán a szintén garmadára települt 102 m magas abádszalóki Király-halom előzi meg. A halomtest anyaga nagy valószínűség szerint az északi előtérben húzódó mesterséges mélyedésből származik, amelyben jelenleg szürkenyár facsoport található.

A Bán-halom jelenleg geomorfológiai szempontból a megbontott, aszimmetrikus halmok csoportjába tartozik. A halom délnyugati oldalát 1964-ben jelentősen megnyesték, az elhordott halomanyagot a déli előtérben elnyúló két töltésszerű magaslatban halmozták fel (1. ábra). A beavatkozás célja egy MHSZ lőtér kialakítása volt. A térképezés során a halom alapjának kerülete 274 méternek, a területe pedig 0,46 hektárnak bizonyult. Számításaink szerint az ép halomtest térfogata 173 500 m³ lehetett, mivel azonban közel egynegyedét elhordták és áttelepítették, jelenlegi térfogata csupán 130 125 m³. A megbontás mellett árkok és kisebb-nagyobb gödrök kimélyítése további károsodást okozott a halomtestben (1. ábra).



1. ábra A Bán-halom domborzati modellje (készítette: Tóth Cs.)

Figure 1. GIS geomorphological model of the Bán-halom (compiled by Cs. Tóth)

Régészeti és történeti vonatkozások

A Bán-halom régészeti feltáratlan. A környékén viszont jelentős számban kerültek elő különböző korból származó leletek, hiszen a tiszai ártérből kiemelkedő ármentes háta és teraszszigetek különösen alkalmasak voltak az emberi megtelepedésre.

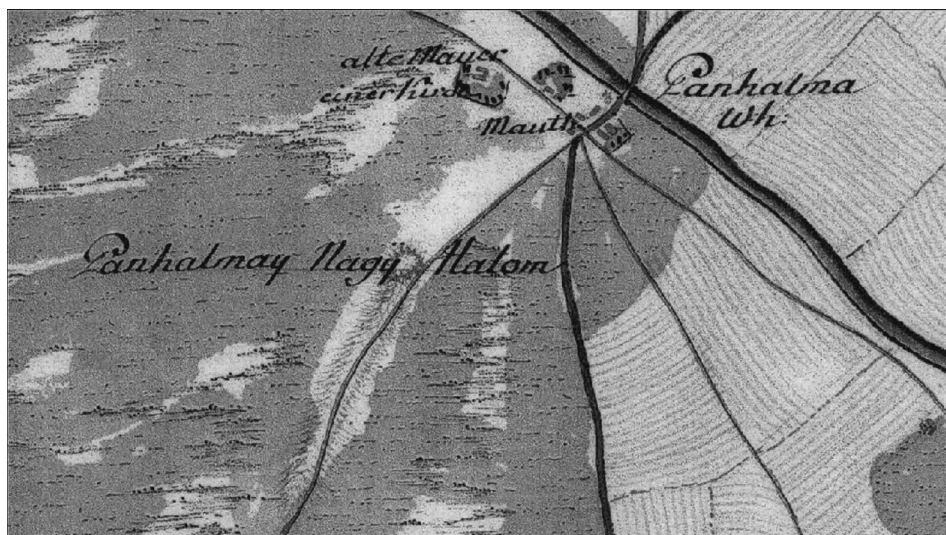
Az első jelentősebb leletek a rézkorból származnak. A Kulis, a Telekhalom és a Rongyos nevű határrészekén rézkori telepeket tártak fel. Különösen gazdag a szarmata

időszakból előkerült leletegyüttes (Soós és Szabó, 1980). Ezeket igazolni látszik az a tény is, hogy a Bán-halom 1964-ben történt megbontása során rézkori és szarmata szórványleletek kerültek elő a délnyugati falból. A halom jellege és impozáns mérete is rézkori keletkezést valószínűsít.

A halom neve birtokosa rangjára utal. Először egy 1337. október 14-én kelt birtoklevél említi a nevét Losonci Dénes és fia István tulajdonaként (BAGI, 2008). A halom és az azt övező birtok a történelem során igen sokszor cserélt gazdát. Jelentőségét, e hely kiemelt fontosságát az is igazolja, hogy a hazánkról készült első térkép, a több ezer kunhalom közül egyedül a Bán-halmot tüntette fel. Ez a térképi kunhalom ábrázolás Bakócz Tamás esztergomi érsek titkára, Lázár nevéhez fűződik. Az 1528-ban elkészült, kb. 1:1152000-es méretarányú kézzel színezett fametszet a középkori Magyarország fontosabb településeit részben jelképek, részben pedig látképi színezéssel ábrázolja (PAPP-VÁRY és HRENKÓ, 1990). A Tiszától keletre Fegyvernek, Bala és Csorba településekkel körülvéve ábrázolja Lázár Deák Bánhalma települését egy hármast halom látképpével.

A török időkben Bánhalma lélekszáma erősen ingadozott. Hogy mikor következett be a település teljes elnéptelenedése, erről nincs pontos adatunk. Annyi bizonyos, hogy Vályi András *Magyar Országának leírása* című 1796-ban megjelent munkájában már így említi: „*Bánhalma. Szabad pusztá Heves Vármegyében, birtokosai Gróf Forgách, Bárá Orczy és Borbély Uraságok, lakosai katolikusok, fekszik Kenderesnek szomszédságában, mellynek filiája. Vidéke termékeny és hasznos fűvet terem, mind a juhoknak, mind másféle barmok nevelésére.*” (VÁLYI, 1796).

A homokbuckára települt impozáns méretű Bán-halmot, mint a térség legmagasabb pontját valamennyi katonai térképlap feltünteti. Az 1785-ben elkészült I. katonai felmérés Banhalmay Nagy Halom néven említi, a halom ekkor még gyeptakaróval borított (2. ábra). A száz évvel később elkészült második felmérés csak egyszerűen „Bán halomnak” nevezi, és a felszínén már jelzi azt az erdőtelepítvényt, amely napjainkig meg is maradt rajta.



2. ábra A Bán-halom az I. katonai felmérés térképén (1786)
Figure 2. The Bán-halom on the first military mapping survey in 1786

Növényzeti viszonyok

A kunhalomok a löszgyepek egyik legfontosabb őrzőhelyének tekinthetők. Sajnos a Bán-halom az egykori kiterjedt löszgyep társulásokból igen keveset, csupán egy 110 m²-es foltot őrzött meg erősen leromlott állapotban, amely a halom felszínének mindössze 2%-a (3. és 4. ábra). A környezetében a Tiszafüredi buckás vidék homokos lösz borítású felszínét is a szántóföldi kultúra birtokba vétele előtt löszpuszтарét (*Salvio-Festucetum rupicolae*, Zólyomi ex Soó 1964) foglalta el. Ez a társulás az Alföld legjellemzőbb zonális élőhelye (BORHIDI és SÁNTA, 1999).

A Bán-halomtól ÉK-re kb. 1,5 km-es távolságban, szintén a Só-út mentén fekvő Kő-halom felszínét még 1994-ig alig degradálódott löszgyep borította, számos jellemző löszgyep karakter fajjal, mint a *Thalictrum minus*, *Phlomis tuberosa*, *Stipa capillata*, *Ranunculus illyricus*, *Agropyron cristatum*, mígnem egy rátelepített juhnyáj a túllegeltetés és a túltiprás következtében véglegesen fel nem számolta azt.

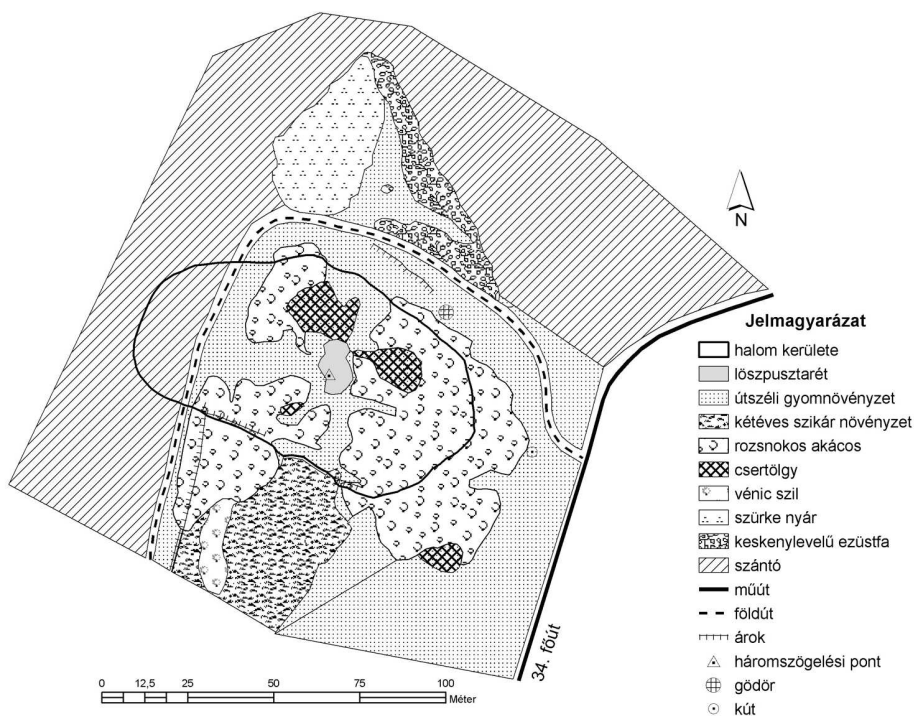
A Bán-halom löszgyep foltjában egyedül a taréjos tarackbúza (*Agropyron pectiniforme*) és a barázdált csenkesz (*Festuca rupicola*) a két legtömegesebben előforduló faj. Jóllehet a taréjos tarackbúza előfordulása igen mozaikos, gyakori a szálankénti megjelenése. A kakukkfűvek közül a *Thymus marschallianus* és a *Thymus glabrescens* fordul elő kisebb foltokat alkotva. A ligeti zsálya (*Salvia nemorosa*) gyakrabban, a lózsálya (*Salvia verticillata*), továbbá a tejoltó galaj (*Galium verum*) és az apácavirág (*Nonea pulla*) néhány egyeddel képviselteti magát. Mindezekkel ellentétben a közönséges spárka (*Asparagus officinalis*) több foltban is jelentős területet foglal el tekintélyes méretű egyedeivel.

A halomtest jelentős részén, az egykori löszgyepek helyét útszéli gyomnövényzet, jellemzően a tarackbúza-üröm társulások (*Artemisio-Agropyron intermedii*, Muell., Görs 1969) félrunderális állományai foglalják el. A fő állományalkotó a deres tarackbúza (*Agropyron intermedium*) és elszórtan a barázdált csenkesz (*Festuca rupicola*), amelyek a kisebb tincsekben megjelenő veresnadrág csenkesz (*Festuca pseudovina*) és a keskenylevelű réti perje (*Poa angustifolia*) társaságában jelennek meg. Jelentős állományt képez a tarka koronafürt (*Coronilla varia*), továbbá a magas kígyószisz és a terjőkekígyószisz (*Echium italicum*, *E. vulgare*). A peremrészekén a közönséges tarackbúzás (*Agropyretum repentis*, Felföldi 1942), továbbá a fekete üröm-varádcis társulás (*Tanaceto-Artemisietum vulgaris*, Br.-Bl. 1949) a legjellemzőbb asszociáció.

A halom és közvetlen környezetének legzavartabb helye az az 1964-ben megbontott délnyugati halomoldal, ahol még napjainkban is rendszeres homokbányászat folyik. Ez az antropogén termőhelyegyüttes a kétéves szikár gyomnövényzet (*Onopordetalia acantii*, Br.-Bl. et R.Tx. ex Klika et Hadac 1944) társulásainak a színtere. A szamárbogáncsos (*Onopordetum acantii*, Br.-Bl. et al 1936) mellett az útszéli bogáncsos (*Carduetum acanthoidis*, Felföldy 1942), a peszterce-pemetefű társulás (*Balloto-Marrubietum vulgaris*, Sowa 1971, Mucina 1993), továbbá a kígyószisz-fehér somkóró társulás (*Echio-Melilotetum albi*, R.Tx. 1947) a legjellemzőbbek.

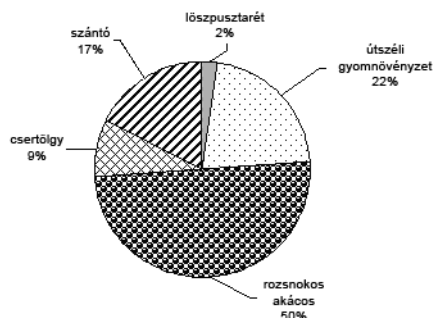
A Bán-halom természetes vegetációját és tájképi értékét legjelentősebben a rátelepített fásnövényzet károsította. Legnagyobb hányadot az akácok képezik, benne kisebb foltokat alkot a csertölgy (*Quercus cerris*) és a vénic szil (*Ulmus laevis*). Ez a kulturállomány elsősorban rozsnokos akácok (*Bromo sterilis-Robietum*, Pócs 1954), fajszegény egyhangú telepítvény, amely a halomtest felét betakarja (3. és 4. ábra). Tavaszki aspektusában a mezei és a fényes veronika (*Veronica arvensis*, *Veronica polita*)

és a tömegesen megtelepülő tyúkhúr (*Stellaria media*) a jellemző. A nyári aspektusban a rozsnokok uralkodnak: fedél rozsnok (*Bromus tectorum*) és főleg a meddő rozsnok (*Bromus sterilis*). Tömeges a megjelenése a fekete pesztercének (*Ballota nigra*) és a bojtortjános tüskemagnak (*Torillis japonica*). Szórványosan előfordul néhány fekete bodza (*Sambucus nigra*) és az egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*) egy-egy bokra is. A csertölgy (*Quercus cerris*) két nagyobb foltban képez ültetett állományt. A vénic szil (*Ulmus laevis*) fiatal egyedei a földkitermelés során keletkezett földnyúlványon fordulnak elő kisebb, ligetszerű foltban. A halom ÉK-i szegélyéhez mesterséges, jobbra spontán úton beerdősült gödör csatlakozik. Két uralkodó fája a főleg gyökérsarjak útján kisebb erdőfoltot képező szürke nyár (*Populus x canescens*) és a bozótos állományt alkotó, agresszíven terjeszkedő keskenylevelű ezüstfa (*Eleagnus angustifolia*).



3. ábra A Bán-halom és környezetének vegetációtípusai (készítette: TÓTH Cs. és TÓTH A.)

Figure 3. Vegetation types in the surroundings of the Bán-halom (compiled by Cs. TÓTH and A. TÓTH)



4. ábra A Bán-halom felszínén található növénytársulások és vegetációtípusok százalékos megoszlása

Figure 4. Distribution of the vegetation types on the Bán-halom and in its surroundings

A halom környezetének talajviszonyai

A DNy-i fekvésű mélyedésben réti talajt találtunk, amely sekély szintekkel rendelkezett, alapköze barnássárga durva homok volt. A D-DNy felé elnyúló dombháton jobban kopott, erodált talajokat találtunk, a mélyedésekben a talajok kissé vastagabbak voltak. Mindezt elősegíthette a folyamatos szántóföldi művelés. Az egyenletesebb felszínű ÉK-i részeken közepesen mély réti talajokat találtunk lösziszapos alapközetben. A szelvények általában mészmentesek voltak, legfeljebb az alsó, átmeneti szintekben és az alapközetben jelentkezett pezsgés. A Ny-ÉNy-i részen, a halomtest beszántott részén túl, kis törés után újra réties talajképződmények következtek. A halom építési vonalának környezetében – a dombháton túl – többnyire vályog textúrájú, áthalmazott löszös üledék képezte a talaj alapközetét.

A típusos szelvény lösziszapos területen, nyugodt térszínen jött létre. Ezért sem a talajpusztulás, sem a szedimentáció nem játszott szerepet a talajképződésben. Jelentős viszont az emberi hatás: a szántás következtében az A_{sz} -szintben szerkezetesség gyenge, a szintek keverték, bár a szín egységesen fekete (10YR 2/1 black). A feltalaj mészmentes, gyengén savanyú, jelentős rejtett savanyúsággal. Szervesanyag-tartalma a homokon kialakult réti talajokhoz képest jó. A vezetőképességi érték alacsony. A B-szint sötétszürke-fekete (10YR 3/1 very dark gray), tömődött, gyengén savanyú, szénsavas meszet nem tartalmaz. A szervesanyag-tartalom a mélységgel csökken, de így is 2% körüli értéket ér el. Az átmeneti szint rövid, színében erősen kevert (10YR 4/3 dark grayish brown), mérhető benne a mész és láthatók a rozsdafoltok is, a pH semleges. A sótartalom a mélységgel és a karbonáttartalom emelkedésével gyengén növekszik. A sötétsárga lösziszapos alapközet (2.5Y 6/3 light yellowish brown) rozsdafoltokkal erősen tarkított, gyengén glejesedő szint, karbonáttartalma 5 % fölötti. A vezetőképesség szikesedésre nem utal. Gyenge rétegzettséget és mállást mutatnak a szemcseösszetétel adatai, a talajosodott rész gyengén agyagosodott, ugyanakkor a homoktartalom a mélységgel növekszik (1. táblázat).

1. táblázat A Bán-halom környezetében feltárt jellemző talajszelvények adatai
Table 1. Pedological data of the surrounding territory of the Bán-halom

szint	szint (cm)	pH (H ₂ O)	pH (KCl)	CaCO ₃ %	humusz %	izzítási vesztesség %	EC2,5 mS/cm	mechanikai elemzés %		
								agyag	por	homok
A _{sz}	0–20	6,14	4,77	0	2,67	7,50	0,105	32	42	26
B	20–70	6,64	5,76	0	1,93	4,25	0,108	41	35	24
BC	70–80	7,24	6,96	1,35	1,07	3,30	0,159	30	38	32
C _{te}	80–110	8,05	7,84	6,72	0,60	2,95	0,161	24	39	37

A mintavétel tapasztalatait összegezve a kunhalmot övező terület alapköze lösziszapos üledékből kiemelkedő homokbucka, amelyben különböző szemcsefinomságú homokrétegek váltják egymást. Az uralkodó talajtípus a réti talaj, ami néhol erodálódott, illetve a szedimentációs területei is kijelölhetők. A talajpusztulásban jelentős szerepe lehet a szántóföldi művelésnek.

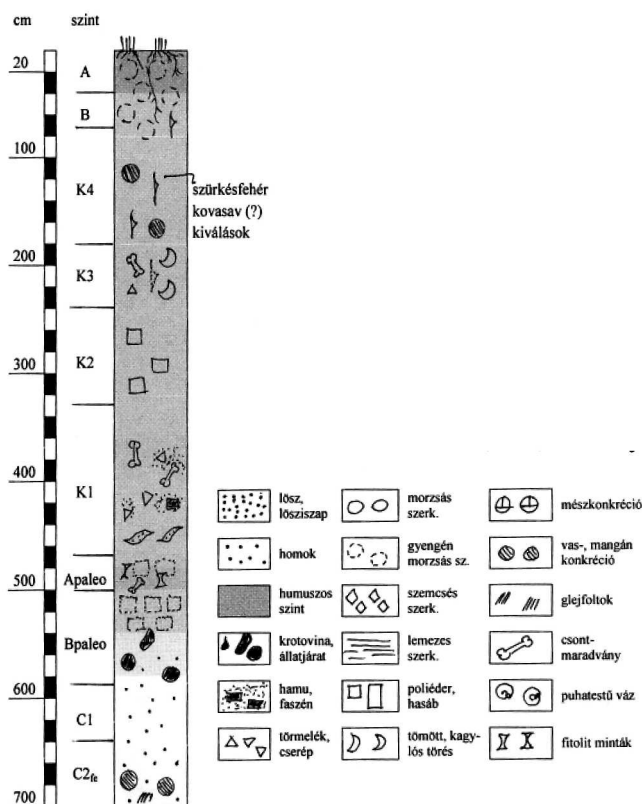
A halom rétegtana

A halom középpontjából indított fúrás 10 réteget/szintet ütött át. A halomtető gyökerekkel átszőtt recens A-szintje (0–20 cm) a biológiai aktivitást még mutató B-szintben (20–70 cm) folytatódik. Ezalatt 4 kultúrréteg következik (K4: 70–180 cm, K3: 180–240 cm, K2: 240–330 cm, K1: 330–470 cm), majd 470–500 cm között különíthető el az egykori járósínt (Apaleo-szint). Az eltemetett talaj Bpaleo-szintben folytatódik (500–590 cm), majd a két rétegű alapkőzetbe vált át (C_1 : 590–640 cm, C_{2fe} : 640–690 cm).

A halom morfológiai leírása

A halomtest feltalaja a lágyszárú növényzet gyökereivel közepesen átszőtt, kissé taposott (porosan morzsás szerkezetű), sötétbarna színű A-szint (10YR 2/2 very dark brown). A recens B-szint gilisztajáratokban közepesen gazdag, a fásszárúak gyökérzetét szórványosan tartalmazó, gyengén morzsás, közepesen tömődött szint. Színe barnás sötétszürke (10YR 3/1 very dark gray), benne apró szürkés-fehér erek (kovasav?) láthatók. A recens talaj mészmentes. A K4 kultúrréteg (70–180 cm) színe alapján nem üt el a recens talajétól (10YR 3/1 very dark gray), de tömődött, vasszeplőket tartalmazó szint, amelyben vörösös színű, antropogén eredetű keveredés nyomai is láthatók. Aljában még kevés fagyökér is kivehető, a finom szürkés-fehér lepedék pedig ebben a szintben is látható (szétoszlott hamu? kovasav?) (5. ábra). A K3 réteg sötétebb színű, fekete (10YR 2/1 black), gyengén kagylós törésű. Antropogén maradványokban (csontszilánkok) gazdagabb, a helyenként megjelenő vörösös bekeveredés is az antropogenitásra utal, egy-egy foltban kimondottan tarka. Valószínűleg lakószíntként működött. Vasszeplő kevés található benne, annál gyakoribbak viszont a szürkés-fehér porszerű behintések. A K2 réteg színe egységesen fekete (10YR 2/1 black). Az előző rétegekhez képest antropogén nyomokat nem tartalmaz, valószínűleg talajból meghordott, poliédes törésű réteg. Alatta erősen kevert, sok antropogenitásra utaló nyomot tartalmazó (vörösös bekeveredések, csontok, töredezett cserepek (?) K1 szint (valószínűleg lakószint) következik, amely alapvetően még mindig fekete színű meghordáson települt (10YR 2/1 black). Ebben a szintben a sárgás foltok is szórványyszerűen megjelennek (a paleotalaj bolygatása: szemétdödör? temetkezés?). Itt jegyezzük meg, hogy ez a jelenség az orosz halmoknál gyakori, sokszor ez a sárgás bekeverés jelöli ki az alatta fekvő járósíntet. A teljes kultúrréteg mészmentes.

A paleotalaj világosabb, egységesebb színével (Apaleo-szint: 10YR 3/1 very dark gray) jól elkülönül, közepesen tömődött, gyengén poliédes szerkezetű. Kevés csontmaradvány itt is fellelhető. A Bpaleo-szint 540 cm-től fokozatosan világosodik (10YR 3/2 very dark grayish brown), barnás-fekete színből okkersárga színbe vált. Rozsdafoltokat, lepedéket nem tartalmaz, antropogén maradványoktól mentes. Szerkezetnélküli, alapvetően homok textúrájú. A paleotalaj szénsavas meszet nem tartalmaz. A sárga színű alapkőzet (10YR 5/3 brown) C_1 rétege nyomokban tartalmaz meszet, egyenletes szemcsenagyságú homok, amelyben vasmozgás nyomai nem láthatók. 640–690 cm között durvább szemcsézettségű, fakó sárga (2.5YR 5/3 light olive brown) homokba vált (C_{2fe}), amelyben megjelennek a rozsdafoltok, vasszeplők, valamint a szénsavas mésztartalom is.



5. ábra A Bán-halom fúrásának rétegrajza
Figure 5. Stratigraphy of the drilling conducted on the Bán-halom

A gyűrű az antropogén hatások miatt sok helyen ráhordással elfedődött, eredeti állapotában (bár itt is szántás alatt áll) csak a halomtest ÉK-i részén maradt meg, itt rekonstruálható. Az alapkőzetig lepusztított egykori talaj helyén 45 cm vastag, az alapkőzettel szembe esően elkülönülő, rétes jellegű humuszos homok talajt találunk, amelynek keletkezésében a magasabb térszín felőli ráhordódás sem zárható ki (kolluvium). A gyűrű többi részén a bányászatból eredő és a bekötőút miatti bolygatás, valamint a halom eróziója a morfológiai elkülönítést nem tette lehetővé, tehát a talajképződésben elsősorban az antropogén hatásra jelentkező erózió és lerakódás a jellemző.

A halom talajfizikai és talajkémiai adatai

A halom laboratóriumi vizsgálati adatai eredményesen összevethetők a morfológiai vizsgálatokkal (2. táblázat).

A teljes halomtest homok textúrájú, a rétegek és a szintek között jelentős különbség a szemcseösszetételben nem mutatkozik, bár az alapkőzet rétegeiben a homokfrakció aránya nő. A recens A-szint semleges kémhatású, mérhető szén-savas meszet nem tartalmaz, humusztartalma a csernozjom jellegű homoktalajoknak felel meg. A B-szintben – bár

2. táblázat A Bán-halom fúrásának talajtani laboratóriumi adatai
 Table 2. Pedological data of the drillings conducted on the Bán-halom

szint	szint cm	pH	pH	CaCO ₃	Humusz	Izzítási veszteség	EC 2,5	P _{össz}	K _A	Mechanikai elemzés %		
		(H ₂ O)	(KCl)	%	%	%	mS/cm	mg/kg		agyag	por	homok
A	0–20	7,12	7,01	0	1,98	4,04	0,423	707	27	11	11	78
B	20–70	8,18	7,46	0	1,18	3,79	0,219	652	26	11	9	80
K4	70–180	7,93	7,51	0	1,64	3,67	1,595	721	30	12	10	78
K3	180–240	5,72	5,11	0	2,12	4,13	2,714	833	32	17	15	68
K2	240–330	5,38	4,95	0	1,91	3,72	1,463	911	30	13	11	76
K1	330–470	4,89	4,56	0	1,74	3,74	1,176	898	30	14	10	76
Apaleo	470–500	5,13	4,72	0	1,83	4,02	1,105	939	30	13	10	77
Bpaleo	500–590	6,58	6,11	0	0,22	2,56	0,668	650	26	10	6	84
C ₁	590–640	7,38	6,92	0,54	0,58	1,65	0,474	712	26	6	4	90
C _{2fc}	640–690	8,06	7,74	2,86	0,10	1,33	0,500	405	26	5	3	92

ez is gyakorlatilag mészmentes – nő a pH (és csökken a vezetőképesség), csökken a szervesanyag-készlet. A K4 kultúrréteg még gyengén lúgos-lúgos kémhatású, a többi kultúrréteg viszont savanyú pH értékeket mutat és mészmentes. A humusztartalom is váltakozó, a legmagasabb érték a K3 rétegben mérhető, máshol a humuszos feltalajoknak (vagyis a meghordásnak) megfelelő. Érdekes jelenség, hogy a vezetőképességből becsülhető sótartalom ebben a halomban is a kultúrrétegben mutat emelkedést, maximumát a 180–240 cm-es rétegben hozza (tehát hasonló az ilyen „sógörbét” mutató halmokhoz). A paleotalajban a humusz mennyisége, a sótartalom visszaáll a talajképződésnek (v.ö. recens talajszintek) megfelelő értékre, de a pH savas marad. A B-szint csökkenő humusztartalma mellett csökken a vezetőképesség, ugyanakkor nő a pH, és az alapkőzetben megjelenő mésztartalom semleges-lúgos tartományba emeli a kémhatást. A C-szintekben a humusztartalom lecsökken, a mésztartalom nő, a vezetőképesség alacsony értéken marad.

Mivel a halom a morfológia alapján a lakódombok közé sorolható (vagy többfunkciós építmény), elvégeztük az összes foszfor vizsgálatát, amellyel reményeink szerint az antropogén hatáserősség mérhető. A foszfortartalom a kultúrrétegekben és a palotalaj A-szintjében a legmagasabb, ezzel is utalva az emberi hatásra (esetleg a lakódomb eredetre, már az első járászinten is), és magas a K2 szintben is, amit a morfológia alapján a legkevésbé bolygatott kultúrrétegnek értékeltünk.

A halom sóviszonyai

A vizes kivonat elemzését a legmagasabb vezetőképességi értéket mutató K4 és K3 kultúrrétegben végeztük el. Az eredményeket a 3. táblázat adja közre:

3. táblázat A Bán-halom vizes kivonatának ionösszetétele
 Table 3. Element and ion components of the water-extracted samples from the Bán-halom

szint	szint cm	Ca ²⁺ mg/kg	Mg ²⁺ mg/kg	Na ⁺ mg/kg	K ⁺ mg/kg	CO ₃ ²⁻ mg/kg	HCO ₃ ⁻ mg/kg	Cl ⁻ mg/kg	SO ₄ ²⁻ mg/kg
K4	70–180	937,5	123,7	197,9	30,5	0,0	184,0	118,3	3253,1
K3	180–240	1059,8	247,3	690,0	47,9	0,0	46,0	1094,6	3387,7

Mint a táblázatból látható, a kationok közül a kalciumnak (másodlagosan a nátriumnak), míg az anionok között a szulfátnak jellemző a megjelenése.

A halom kora

A radiokarbon kormeghatározás Oroszországban készült, amelynek alapján a rézkori építés további bizonyítást nyert (4. táblázat).

4. táblázat A Bán-halomeltemett talaján végzett kormeghatározás eredménye
 Table 4. Radiocarbon date derived from the buried soil of the Bán-halom

Minta kódja	Konv. ¹⁴ C kor (év BP)	Kalibrált kor* (év BP) 1σ
Bpaleo	5770 ± 90	6467–6667

A halom állapotának (természetvédelmi) értékelése

A Bán-halom a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság illetékességi területén található, Kenderes település határában. Állapotfelmérésére 2001. augusztus 26-án került sor, amely szerint állapota megbontott, a roncsolás mértéke 5–10%. Ennek ellenére a kissé veszélyeztetett kategóriába sorolták és elsődleges veszélyforrásként a gyomosodást jelölték meg. A halom feltárása megtörtént, belőle régészeti leletanyagként cserép és patics anyag került elő. Botanikai felméréseket is végeztek a halmon, amely alapján uralkodó társulása a löszfal pionírtársulás (*Agropyro-pectinatum Kochietum*). Tájékipileg a közepes kategóriába került, bár az adatbázisban megjegyezték, hogy kiemelt jelentőségét mutatja, hogy több határperben is szerepelt; a Só-út a Kakat-éren itt haladt át.

Diszkusszió

A Bán-halom legidősebb térképeinken is megjelenő, kiemelt figyelmet érdemlő halmunk. Története, elnevezése összefonódik a tájban élt népek, emberek életével. Építése a rézkorra tehető, és jól tükrözi azt az életformát, amellyel a magasabb folyóhátakat és kiemelkedéseket birtokba vevő lakó- és sírdombépítő kultúrák folytattak. Maga a halom a löszszapos környezetéből kiemelkedő eolikus homokhátak egyikére épült, a kor emberei a halomépitéssel tovább magasították az eredeti felszínt. A halom mai legmagasabb pontja 89,8 m tszf. Építéséhez a környezet humuszban gazdag feltalaját használták, az egykori anyagkinyerési hely gyűrűszerűen övezi a halmot, és talajviszonyai, valamint a geomorfológia alapján jól rekonstruálható.

A halom mai talajkörnyezete réties talajképződményekből áll, amelyen szántóföldi művelést folytatnak. A szántók magasabb homokhátjain gyakori jelenség az erózió (defláció). A környék talajainak vizsgálata megerősítette azt a korábbi feltételezést, amely szerint a halmot a közvetlen környezet talajaiból emelték.

A Bán-halom egykori sztyeppnövényzete (esetlegesen erdőssztyepp vegetációja) az ember degradáló hatásának következtében jelentősen átalakult. Ma mindössze 10%-ra tehető a természeteshez közeli növényborítás, a halom java részét ruderalis gyomtársulások, telepített akácos, és terjeszkedő tájidegen fajok borítják. Az egykori értékes vegetáció megóvása, a halom botanikai restaurálása és állagromlásának megállapítása a közeljövő fontos feladata.

A fúrás alapján felállított sztratigráfia szerint a halom több ütemben épült, a régészeti feltárás hiányában jelenleg azt valószínűsíthetjük, hogy a lakódombok (tell-telepek), esetleg a többfunkciós halmok közé tartozik. A meghordások a környezet kilúgzott, de szervesanyagban gazdag talajából történtek (Függelék: 6–7. ábra), a morfológiai és talajtani adatok alapján a recens talaj a csernozjom jellegű homoktalajok, míg a paleotalaj a réti talajok közé sorolható (Függelék: 6–8. ábra). Erdőtalan-képződésnek nem találtuk rekonstruálható nyomát, az egykori környezet inkább vízjárta, természetes magaslatokkal tarkított, réti talajképződésekkel és öntéstalajokkal mozaikoló tájként festhető le. A halomtestben történő vezetőképesség-változás (Függelék: 9. ábra) belső geokémiai mintázat kialakulására, másodlagos anyagátrendeződésekre utal, amellyel már korábban vizsgált kunhalmainknál is találkoztunk (BARCZI et al. 2006, BARCZI, GOLYEVA és PETŐ 2006). A nagy mennyiségű, meghordási ütemenként ingadozó foszfortartalom (Függelék: 10. ábra) erős antropogénitásra utal, amely tovább erősíti a többfunkciós lakódomb elméletét.

A halom gyűrűjében – bár kolluviáció is történhetett a halom meghordása után – sekély talajosodott réteg alakult ki. Ez egyrészt a gyűrű bolygatására, másrészt viszont lassú, ezer években mérhető talajképződési ütemre enged következtetni.

Irodalom

- BAGI G. 2008: Történeti összeállítás Bánhalma múltjáról. Kézirat.
- BARCZI A., GOLYEVA A. A., PETŐ Á. 2006: Additional data on the paleoenvironmental reconstruction of the Lyukas-mound based on biomorphic and pedological analysis. Bulletin of the Szent István University, Gödöllő, p. 51–71.
- BARCZI A., PENSZKA K., JOÓ K. 2004: Az Alföldi kunhalmok talaj-növény összefüggés-vizsgálata. In: (szerk.: TÓTH A.) A kunhalmokról - más szemmel. Kísújszállás-Debrecen. pp. 45–58.
- BARCZI A., SÜMEGI P., JOÓ K. 2003: Adatok a Hortobágy paleoökológiai rekonstrukciójához a Csípő-halom talajtani és malakológiai vizsgálata alapján. Földtani Közöny 131: 421–431.
- BARCZI A., TÓTH T. M., CSANÁDI A., SÜMEGI P., CZINKOTA I. 2006: Reconstruction of the paleo-environment and soil evolution of the Csípő-halom kurgan, Hungary. Quaternary International, 156–157: 49–59.
- BORHIDI A., SANTA A. (szerk.) 1999: Vörös Könyv Magyarország növénytakarásairól II. kötet. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest. pp. 20–22.
- BORSY Z. 1968: Geomorfológiai megfigyelések a Nagykunságban. Földrajzi Közlemények, 2: 129–151.
- BORSY Z. 1989: Az Alföld hordalékkúpjainak negyedidőszaki fejlődéstörténete. Földrajzi Értesítő 38: 211–224.
- BUZÁS I. (szerk.) 1988: Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszertan 2. Mezőgazdasági Kiadó, Bp., p. 242
- ÉRI I. 1956: Adatok a kigyópusztai csata értékeléséhez. Folia Arch. 8: 137–151.
- GÁRDONYI NAGY G. 1914: A magyarországi halmok kérdéséhez. Archaeológiai Értesítő 34: 381–398.
- JOÓ K. 2004: Adatok a Csípő-halom flórájához és vegetációjához. In: (szerk.: Tóth A.) A kunhalmokról – más szemmel. Kísújszállás-Debrecen. pp. 58–70.
- JOÓSA A. 1897: Szabolcsmezei őshalmok. Archaeológiai Értesítő 17: 318–325.

- KIRÁLY G., MOLNÁR ZS., BÖLÖNI J., CSIKY J., VOJTKÓ A. (szerk.) 2008: Magyarország földrajzi kistájainak növényzete. MTA ÖBKI, Vácrátót, p. 248
- KISPÁL Z. 2004: A Mindszenti és szentesi kunhalmok természetvédelmi – botanikai vizsgálata. In: (szerk.: Tóth A.) A kunhalmokról – más szemmel. Kisújszállás-Debrecen. pp. 71–79.
- KRAUSZ K., PÁPAI J. 2004: Egyenesszárnú rovarok izolátumdinamikai vizsgálata kunhalmokon. In: (szerk.: Tóth A.) A kunhalmokról – más szemmel. Kisújszállás-Debrecen. pp. 89–107.
- KRECSMARIK E. 1922: Az alföldi halmok eredete. Term. Tud. Közl., 54: 308–309.
- NEPPER I. 1976: Okkersíros temetkezés Püspökladány - Kincsesdombon. DMÉ. (szerk.: Dankó Imre) Debrecen, 1977. pp. 49–65.
- MAROSI S., SOMOGYI S. 1990: Magyarország kistájainak katasztere I. MTA FKI, Budapest. pp. 174–186.
- MISKOLCZY K. 1864: A magyar alföldi halmokról. Vasárnapi Újság 11. évf. 23. sz. 1864. jún. 5. Pest.
- MÓRA F. 1906: Ásatás a szegeged-öttömösi Anjou-kori temetőben. Archaeológiai Értesítő 26: 18–27.
- PÁLÓCZI H. A. 1969: A csölyösi kun sírlelet. Folia Arch. 20: 107–134.
- PAPP-VÁRY Á., HRENKÓ P. 1990: Magyarország régi térképeken. Gondolat Könyvkiadó, Officina Nova. p. 54.
- RACZKY P., MEIER-ARENDELT W., KURUCZ K., HAJDÚ ZS., SZIKORA Á. 1994: Polgár-Csöszhalom: A Late Neolithic settlement in the Upper Tisza region and its cultural connections (Preliminary report). Jósza András Múzeum Évkönyve, 36: 231–236.
- RÓMER F. 1878: Résultats Généraux du Mouvement Archéologique en Hongrie. Congrès International D'Anthropologie et D'Archéologie Préhistoriques. Comte-Rendu de la Huitième Session à Budapest, 1876. pp. 103–187.
- SELMECZI L. 1971: Angaben und Gesichtspunkte zur archäologischen Forschung nach den Kumanen im Komitat Szolnok. Móra Ferenc Múzeum Évkönyve 2. pp. 187–197.
- SOMOGYI S. 1967: Ösföldrajzi és morfológiai kérdések az Alföldről. Földrajzi Értesítő 16: 319–337.
- SOÓS I., SZABÓ L. 1980: Kenderes. In (szerk.: Tóth T. et al.) Adatok Szolnok megye történetéből. I. kötet. Szolnok Megyei Levéltár, Szolnok. p. 425–428.
- SÜMEGI P., KOZÁK J., TÓTH Cs. 1998: Tiszapolgár – Csöszhalom régészeti lelőhely geoarcheológiai vizsgálatai. Kutatási jelentés, Debrecen. pp. 1–16.
- SZABÓ J. 1868: Újabb kutatásaim eredménye a halmok körül. MTA Értesítője 2: 195–198.
- TARICZKY E. 1906: A Tiszavidéki hun földpyramis-halmok ismertetése. Eger, pp. 7–45.
- TÓTH A. 1964: Tereptani vizsgálatok a kunhalmok keletkezésének kérdésében. Szakdolgozat, KLTE. pp. 1–34.
- TÓTH Cs. 1999: Kunhalmok állapotfelmérése a Büte-halom példáján. – In: Füleky Gy. (ed.): A táj változásai a Kárpát medencében. GATE, Gödöllő. pp. 37–40.
- TÓTH Cs., NOVÁK T., NYILAS I. 2008: Ötezer esztendő őrzői – A Zsolcai-halmok. Természetbúvár 63: 20–23.
- VÁLYI A. 1796: Magyar Országnak leírása. Első kötet. Budán, p. 112.

SURVEY OF THE BIOTICAL AND ABIOTICAL LANDSCAPE FACTORS OF THE BÁN-HALOM
KURGAN AND ITS SURROUNDING TERRITORY

¹A. BARCZI, ²CS. TÓTH, ³A. TÓTH, ¹Á. PETŐ

¹Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management,
Department of Nature Conservation and Landscape Ecology
H-2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1., Hungary, e-mail: barczi.attila@mkk.szie.hu, Peto.Akos@mkk.szie.hu

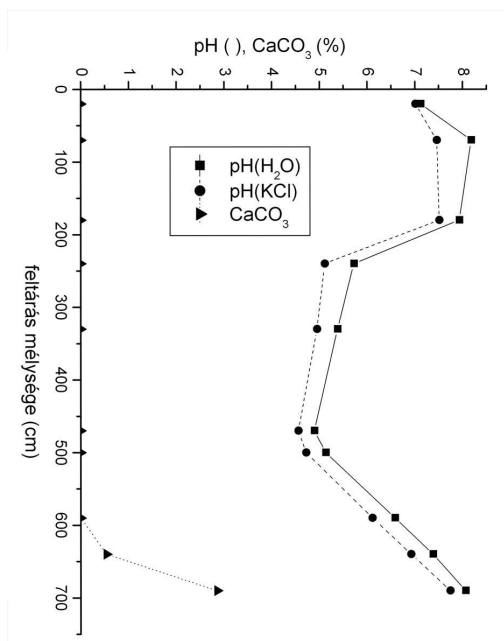
²University of Debrecen, Department of Geography and Geoinformatics
H-4010 Debrecen, Egyetem tér 1., Hungary, e-mail: tothcsa@delfin.unideb.hu

³College of Szolnok, Faculty of Mechanical Engineering and Agriculture,
Department of Rural Development and Landscape Management
H-5400 Mezőtúr, Petőfi tér 1., Hungary

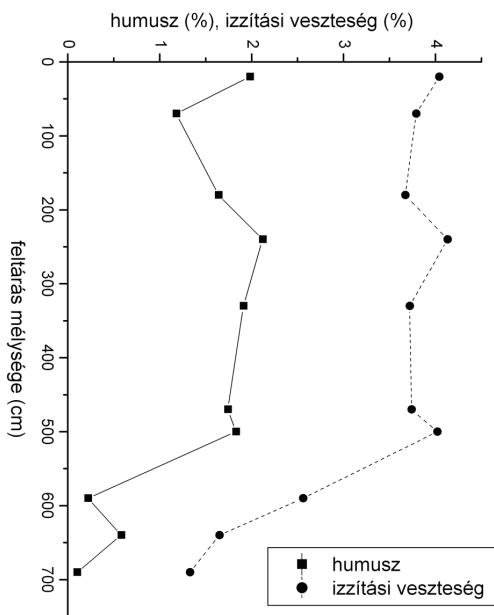
Keywords: kurgan research, pedology, geomorphology, botany, landscape history

Kurgans are special human-made flatland formations of the endless steppes of Eurasia. Archaeology has been the primary science for many centuries to examine these objects. Nowadays border, guard, living (tells) and burial mounds proved to be of great value both for nature and environmental science as well. The 1996. LIII. act of nature conservation protects these unique formations of the Great Hungarian Plain as *ex lege* objects. Kurgans emerging from the flatland have in many cases survived the intensive ploughing of agriculture. This is one of the most important reasons why we consider kurgans as the keepers of untouched and remnant environmental values. The reconstruction of the pre-mound vegetation and environment can be achieved by the examination of buried soil profiles underneath and cultural layers within the mound body. By virtue of these surveys we may both contribute to our recent knowledge of the Holocene environment of the Great Hungarian Plain and clarify theories related to the methodology of land use and nature conservation management of certain territories as well. Besides the fact that kurgans are bearers of notable botanical, zoological, pedological and geomorphological values, they represent unique aesthetic and culture historical significance of the Great Hungarian Plain landscape and therefore they are worth to protect. In our paper, we analyze the Bán-halom kurgan and its surrounding territory (situated on the Szolnok-Túri plain, within the Great Hungarian Plain), and meanwhile we discuss the landscape history and ecological history of this formation with the tools of geomorphology, pedology, paleopedology and botany. The mapping and evaluation of present day vegetation and the complex condition assessment of the kurgan provides basic, but essential data for a future rehabilitation work and for organizing the protection of this formation. Data gained during the pedological analysis of the buried paleosol profile indicates Vertisol formation processes in ancient times, while the modern, covering soil shows soil properties characteristic for Chernozems. The complex ecological history and periods of abandonment and re-utilization of the structure can also be imagined through the fluctuating total phosphorous dynamic in the vertical cross-section of the mound.

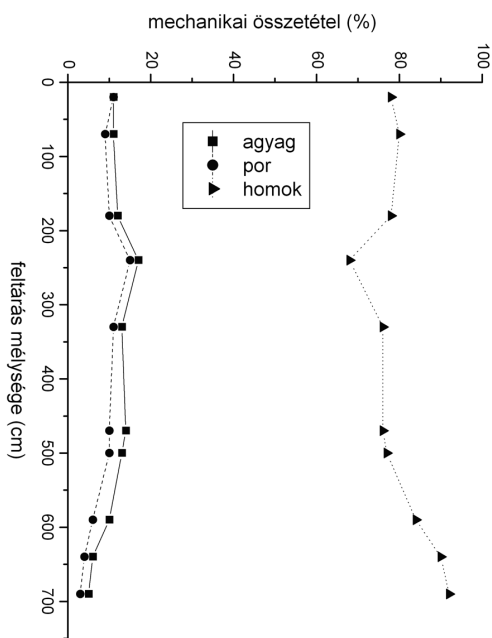
Függelék I.



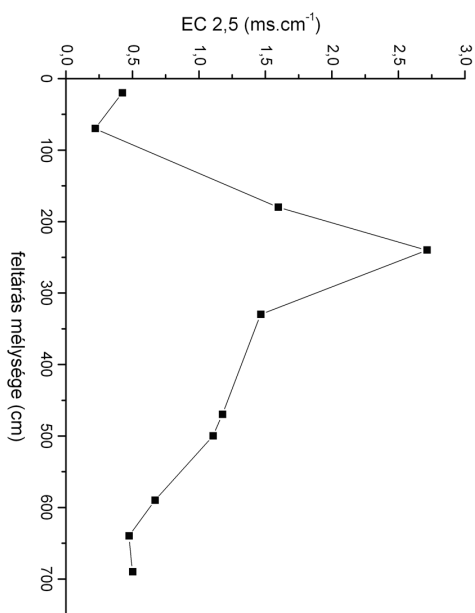
6. ábra A pH és a szénsavas mész dinamikája a halomtestben
 Figure 6. Dynamics of the pH and lime in the mound



7. ábra A humusz és a teljes szervesanyag-tartalom dinamikája a halom testben
 Figure 7. Humus and total organic carbon content dynamics in the mound

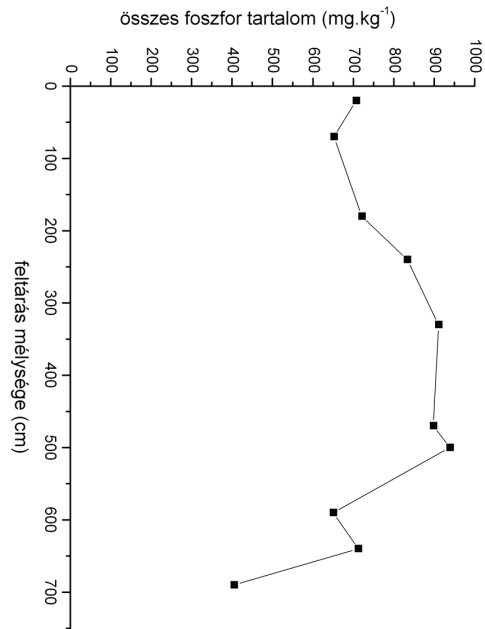


8. ábra A halomtest anyagának mechanikai jellemzői
 Figure 8. Results of the mechanical analysis of the mound



9. ábra A vezetőképesség dinamikája a halomtestben
 Figure 9. Conductivity dynamic in the mound

Függelék II.



10. ábra A $P_{\text{összes}}$ változása a halomtestben
Figure 10. Dynamic of P_{total} in the mound

REQUIREMENTS FOR THE MANAGEMENT OF PROTECTED AREAS ACCORDING TO THE UNESCO WORLD HERITAGE CONVENTION AND IUCN CATEGORIES

Alexandra KRUSE¹, Bernd PAULOWITZ², Helmut KRUCKENBERG³

¹Bureau of Landscape & Services, Fuchskaule 10, D-51491 Overath, Germany, e-mail: landschaft@bfls.de

²HisGIS, Le Petit Bouchet, 41170 Choue, France, e-mail: bernd@paulowitz.com

³Tournatur, Am Steigbügel 3, D-27283 Verden/Aller, e-mail: helmut.kruckenberg@tournatur.de

Keywords: Management, Management plan, UNESCO World Heritage Convention, IUCN, nature conservation, protected area management, national parks.

Summary: Methodological and standardized management requirements for protected areas have become a central issue in nature conservation over the last years. The article takes a closer look on the current international standards laid out by the World Heritage Convention for natural sites and by IUCN for protected areas. Both actors play a central role in the way we approach and deal with protected areas globally. Both are influenced by local developments, local management cultures and still have to have a global approach. The goal is to examine how the World Heritage community has tackled these problems and in which form it is today adapting to current developments. The first part lays out the management principles for the UNESCO Natural World Heritage properties according to the overarching goal of protecting the Outstanding Universal Value (OUV) of a site. Part two summarises the management principles of protected nature reserves following the IUCN categories. Their aim is to protect (and conserve) nature with its ecosystems, species, biodiversity etc. The conclusion reflects on management of protected nature sites in general and how the two above examined concepts interrelate.

Introduction

Over the last decades, but already starting in the eighteenth century different methodologies have been developed in order to protect our environment. Not only the nature, but as well the flora and fauna in detail, today often summoned under the terminology of biodiversity, are in the focus. In addition cultural values of landscapes are increasingly protected. Concepts vary and in Europe we find a large variety, such as the EC habitats directive (Council Directive 92/43/EEC on the Conservation of natural habitats and of wild fauna and flora), national parks, Biosphere Reserves (Conservation designation given by UNESCO under its Programme on Man and the Biosphere). International commitments to the development of networks and common management approaches of protected areas date from 1972 when not only the Convention concerning the Protection of the World Cultural and Natural Heritage (referred to as World Heritage Convention) was adopted by UNESCO but as well the Stockholm Declaration from the United Nations Conference on the Human Environment endorsed the protection of representative examples of all major ecosystem types. Since then, the protection of representative ecosystems and its sustainable management has become a core principle of conservation, supported by key United Nations resolutions – including the World Charter for Nature 1982, the Rio Declaration 1992, and the Johannesburg Declaration 2002.

Globally, national programs for the protection of representative ecosystems have progressed with respect to terrestrial environments, with less progress in marine and freshwater biomes. In the following article we have a closer look at two international concepts that have developed guidelines which have become the standards for

environmental protection: The UNESCO guidelines for natural protected areas (World Heritage properties), fixed in the “Operational Guidelines” (OG 2008) and IUCN-National Park, category II (IUCN 1994).

The following article will first explain the management guidelines for UNESCO World Heritage properties for nature according to the overall goal of the management of a World Heritage: Protecting the Outstanding Universal Value (OUV) of a World Heritage property (Figure 1).



Figure 1. World Heritage property Lake Fertő (Hungary) by H. Kruckenberg
1. ábra A fertő-tavi világörökség terület (H. Kruckenberg)

Part two will summarize the management principles of protecting nature reserves under the IUCN categories. Their aim is to protect (and conserve) nature with its ecosystems, species, biodiversity etc.

In the last part, there will be some reflections about management of protected nature sites in general.

General overview of the requirements for the management of UNESCO natural World Heritage properties

The UNESCO World Heritage Convention was adopted on 16th November 1972 by the General Assembly of UNESCO in Paris. The event that aroused particular international concern was the decision taken in the 1950-ties to build the Aswan High Dam in Egypt, which would have flooded the valley containing the Abu Simbel temples, a great treasure of the ancient Egyptian civilization. Some 50 countries donated money for the safeguarding of this monument. Other initiatives followed, like Venice and its Lagoon (Italy), the

archaeological ruins at Moenjodaro (Pakistan) and the Borobudur Temple Compounds in Indonesia. These examples showed the necessity of creating an international convention of protecting our heritage. In the beginning, it was very much focussed on the cultural heritage – and there is still a predominance of culture on the list.

The idea of combining conservation of cultural sites with those of nature was brought up by the United States of America. In the White House Conference in Washington, D.C., in 1965 there was a call for a ‘World Heritage Trust’ that would stimulate international cooperation to protect ‘the world’s superb natural and scenic areas and historic sites for the present and the future of the entire world citizenry’. In 1968, the International Union for Conservation of Nature (IUCN) developed similar proposals for its members. These proposals were presented to the 1972 United Nations conference on Human Environment in Stockholm. Eventually, a single text was agreed upon by all parties concerned and adopted in 1972 dealing with nature and culture. “Noting that the cultural heritage and the natural heritage are increasingly threatened with destruction not only by the traditional causes of decay, but also by changing social and economic conditions which aggravate the situation with even more formidable phenomena of damage or destruction, [...]” While the text of the World Heritage Convention describes the aim of the convention, the explanations and guidelines, HOW to protect and safe the World Heritage are fixed in the so called operational guidelines (OG 2008), which are regularly updated by the World Heritage Committee.

In the following the mechanisms are described, which are relevant if a World Heritage property for nature is proposed and later listed. The process of the nomination and the decisions will not be described. Therefore other publications are relevant (e.g. KRUSE 2008, KRUSE and KRUCKENBERG 2005). It has to be distinguished, if the site will be a mono-national one or a serial and/or trans-boundary one. Special recommendations are valid for these exceptions – which are becoming more and more relevant.

Article 2 of the convention defines the World Natural Heritage as follows:

“For the purposes of this Convention, the following shall be considered as “natural heritage”:

- natural features consisting of physical and biological formations or groups of such formations, which are of outstanding universal value from the aesthetic or scientific point of view;
- geological and physiographical formations and precisely delineated areas which constitute the habitat of threatened species of animals and plants of outstanding universal value from the point of view of science or conservation;
- natural sites or precisely delineated natural areas of outstanding universal value from the point of view of science, conservation or natural beauty.”

Background and basics

RINGBECK (2008) states that there is no official form for a management plan by UNESCO. There content relates always on the special conditions of the special world heritage property. Even 30 years after the implementing of the World Heritage Convention, the requirements for a management plan or system are only at the beginning and still under discussion. RINGBECK (2008) emphasis that we can only talk about a set of tools, which

are based on the aim of the convention and which will be developed further in the near future. Several discussions and workshops are recently taken out, in order to get a closer and more valid structure for the management plan / system. In this context a workshop on the island of Vilm (north-eastern Germany) shall be mentioned: „Nominations and Management of Serial World Natural Heritage Properties - Present Situation, Challenges and Opportunities“ (November 26th–30th 2008) which has been taken out by the German Federal Agency for Nature Conservation. Among others, the special management requirements for serial sites had been discussed. During the workshop there have been discussions on the latest recommendations of IUCN. The future outline of the orientation of the World Heritage Convention was fixed. The discussion was started on the paper WHC-08/32.com/10B that was presented on the 2008 annual meeting of the World Heritage Committee in Quebec/Canada (<http://whc.unesco.org/en/sessions/32com>).

The main task of a management plan or -system for a UNESCO World Heritage property is to protect and / or optimise the Outstanding Universal Value (OUV) of this site (Figure 2). The OUV is explained and proofed among others with a comparative analysis. The site is described, within its borders and legislative implementation. The management plan (or system) is only the **tool** to conserve and protect the status and the conditions of the site itself.

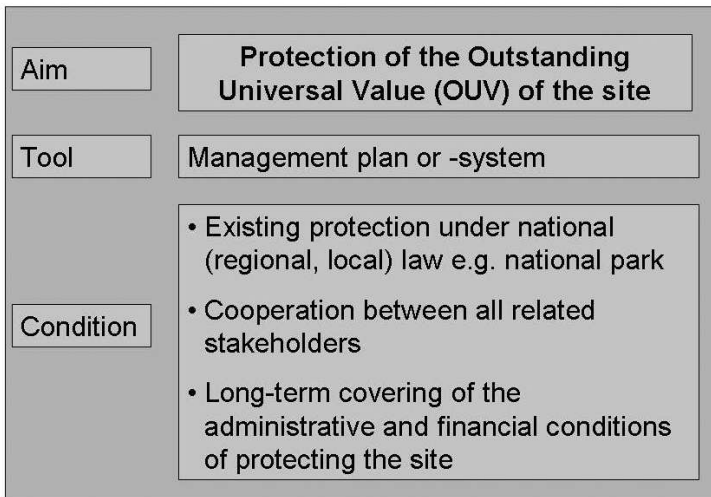


Figure 2. Aim, tool and condition of the protection of UNESCO World Heritage properties
 2. ábra Az UNESCO világörökség területeinek céljának, eszközének és védelmének a feltételei

Although a management plan is recommended by the convention and the advisory bodies, the operational guidelines mention always additionally a management system. The reason is that there are many member states of the World Heritage Convention, which do not have the instrument of a management plan.

The need for a management plan is founded on the necessity of meeting the aims of the convention, of protecting and conserving the stated values in a sustainable way. World Heritage is always seen on a long term basis – for future generations. While the convention itself does not require a management plan for the World Heritage properties,

the praxis during the last 40 years has clearly shown the need for it. So the world heritage committee, which meets at least once per year and which is alternatingly possessed with delegates from 21 member countries has reacted with an updating of the Operational Guidelines. Since 10 years now, the management plan (or a related structure) is required. But nevertheless, there are many sites (nearly 50%, mostly of older age), which do not have one. Those properties are today, in the Periodic Reporting Cycles, invited to draft and submit a plan to the World Heritage Committee.

The need for a legal protection and the requirement of special administrative conditions have always been in place and are closely evaluated (World Heritage Convention).

Last but not least it shall be mentioned, that the structure of a management plan is described as example in the recent update of the Operational Guidelines. The nomination dossier requires a management chapter,

All these developments show, that the committee has accepted the need for an effective, coordinated and overall existing management. So the framework is given which shall realize an effective implementation of the UNESCO World Heritage Convention.

Overview of the requirements of UNESCO on the management of World Heritage properties

Article 5 of the convention states

To ensure that effective and active measures are taken for the protection, conservation and presentation of the cultural and natural heritage situated on its territory, each State Party to this Convention shall endeavour, in so far as possible, and as appropriate for each country: [...] (d) to take the appropriate legal, scientific, technical, administrative and financial measures necessary for the identification, protection, conservation, presentation and rehabilitation of this heritage; [...]

According to this open definition, some guiding principles have been set up especially during the last 10 years which form paragraphs 96-119 of the Operational Guidelines. The chosen regime of protection shall include the following parameters:

“Protection and management of World Heritage properties should ensure that the outstanding universal value, the conditions of integrity and/or authenticity at the time of inscription are maintained or enhanced in the future.” (§ 96, OG 2008)

The commitment for a sustainable protection and management regime is also fixed in § 97 OG 2008:

“All properties inscribed on the World Heritage List must have adequate long-term legislative, regulatory, institutional and/or traditional protection and management to ensure their safeguarding. This protection should include adequately delineated boundaries.”

It is not sufficient, to have an isolated, singular protection. There must be measures, taken on all corresponding administrative levels (national, regional, local). Inadequate or missing buffer zones can be a reason for a negative evaluation of a nominated site.

As principles of the management plan or systems are formulated in §§ 111–112 of the operational guidelines:

111 “In recognizing the diversity mentioned above, common elements of an effective management system could include:

- a) a thorough shared understanding of the property by all stakeholders;
- b) a cycle of planning, implementation, monitoring, evaluation and feedback;
- c) the involvement of partners and stakeholders;
- d) the allocation of necessary resources;
- e) capacity-building; and
- f) an accountable, transparent description of how the management system functions.”

112. “Effective management involves a cycle of long-term and day-to-day actions to protect, conserve and present the nominated property. “

The concrete conditions for the protection and management plan for a UNESCO World Heritage property contain the following aspects:

- Legislative, regulatory and contractual measures for protection
- Boundaries for effective protection
- Buffer zones
- Management system
- Sustainable use

These are the main aspects for the management system and single points will be explained in detail in the following lines. Management is currently chapter 5 of a nomination dossier (OG, 2008). Additional there are aspects which shall be explained in the nomination dossier as well, that also influence an effective protection and management system: Chapter 5: “State of Conservation and factors affecting the Property”. In this chapter the following aspects shall be outlined:

- Present state of conservation
- Factors affecting the property
- Development pressures (e.g. encroachment, adaptation, agriculture, mining)
- Environmental pressures (e.g. pollution, climate change, desertification)
- Natural disasters and risk preparedness (earthquakes, floods, fires, etc.)
- Visitor / tourism pressures
- Number of inhabitants within the property and the buffer zone

The management plan or -systems is in place to protect and management the property with protective measures and with the practicalities of day-to-day administration and management (§§ 106 OG, 2008). Therefore some information on the **property / ownership** has to be provided (major categories of land ownership, including state, provincial, private, community, traditional, customary and non-governmental ownership etc.).

Next point is the **protective designation**. The relevant legal, regulatory, contractual, planning (MÜSSNER and PLACHTER, 2002), institutional and / or traditional status of the property has to be listed. E.g. is the site a protected area under national law (e.g. national park) or custom legal construction? The means of implementing the protective measures shall be described: How is the protection afforded by its legal, regulatory, contractual, planning, institutional and/ or traditional status actually works. Due to this point, **existing (agreed) plans** related to municipality and region in which the property is located shall

be provided. After all the background information an appropriate management plan (or management system) shall be developed, adjusted to the recent property conditions. Assurance of the effective implementation of the management plan is also expected.

In order to conserve and protect a property it is essential to dispose on adequate **financial sources**. To secure and show the sources and the level of finance available to the property on an annual basis.

In order to assure the ongoing, sustainable and effective management, it is necessary, to **train in conservation and management techniques**. The expertise and training which are available from national authorities or other organizations to the property have to be indicated.

In praxis, the management system contains the following chapters:

- Aim of the management system,
- Status of the management system,
- Structure of the management system,
- Identifying and evaluation of the most important tasks of the management system.

Under this chapter, aims and actions are formulated.

It is important for a World Heritage property to be regularly evaluated – not only by official evaluators within the framework of the periodic reporting but also internal. This evaluation should be part of the implemented management plan/system (example on Figure 3).



Figure 3. Elements and processes of the management for protected areas (after WÖRLE et al. 2006)
 3. ábra A védett területek kezelésének elemei és folyamatai (WÖRLE et al. 2006 után)

Excursus: Risk management

The latest experience with nominations (especially with cultural sites, e.g. Dresden, Cologne, Vienna) have shown, that there is also a need to deal with risk scenarios and risk preparedness within management plan. The committee encourages its members, to concentrate research on the following topics (Decision: 31 COM 7.1):

- To identify Natural World Heritage properties most at risk from the impacts of climate change to enable a clearer identification of priorities for overall response actions to avoid or alleviate impacts.
- To identify the most suitable monitoring and evaluation systems to enable the most effective detection of climate change and its impacts at natural properties to project how these impacts will threaten World Heritage values over time and space.

The decision defines details further on research in relation to impacts on criterion (viii) “geodiversity” and research in relation to impacts on criteria (ix) and (x) “biodiversity”. As an example one may cite the identification of “climate refugia” for biodiversity values inside and outside properties that leads us to the question of management in the buffer zones of protected areas and the integration of management systems into the larger context. In this context Research in relation to impacts on integrity (size, shape, boundaries, buffer zones, anagement, threats, etc.): To identify key direct and indirect impacts of climate change on the integrity of specific properties and how this research can best be used to guide field management responses at the site level. And further to link properties.

Risk management can be divided in the following components:

1. Proactive means, techniques, strategies and actions to detect the risk and to control the different stages of a risk.
2. Principles of a circle: Impact assessment, balancing of risks and consequences, monitoring, prevention, probability of a catastrophe, emergency measures, long term recovery etc (ICCROM TRAINING KIT 2008)

The special case of serial and / or trans-national World Heritage nominations

Serial and trans-boundary (non-serial) World Heritage properties present a special case because they often have to combine different protection schemes. Therefore no common management plan may be established but a management structure that will oversee and control the different management instruments (Biosphere Reserve administration, National Park administration, Strict Nature Reserve administration et al.).

The Operational Guidelines lay down the requirements for a transnational nomination dossier for the inscription on the World Heritage list (§§ 134-136 OG 2008). For the management it is recommended that the States Parties concerned establish a joint management committee or similar body to oversee the management. (§ 135 OG 2008). Foremost examples in Europe are the “*Frontiers of the Roman Empire*” (WHS 430 whc.unesco.org/en/list/430), the cultural landscape „Fertó-Neusiedlersee“ (WHS 772 <http://whc.unesco.org/en/list/772>) and the „Struve Geodetic Arc“ (WHS 1187 <http://whc.unesco.org/en/list/1187>). The point that may be highlighted here is the process to establish such an instrument. It is during this process that the advisory bodies, the World Heritage Centre and other actors become crucial in order to help by highlighting best practices. As serial nominations are a growing number (see fig. 4 and 5), UNESCO and the advisory bodies had to accept, that the recent operational guidelines have to many open questions or missing regulations for these kind of nominations and of sites. So it is defined as one prior-ranking working field: To clarify and concretise the OG with respect to serial nominations and especially regarding the expectations and requirements for management systems. Especially serial nominations are in most cases unable to set up one common management plan. They opt for a management system.



Figure 4. Beech forests - a European ecological speciality - are component parts of several UNESCO World Heritage properties for nature (KRUSE 2008)

4. ábra A bükkerdők – európai ökológiai specialitások – számos UNESCO természeti világörökség helyszínének alkotóelemei (KRUSE 2008)



Figure 5. The Wadden Sea, trans-boundary nomination (in the evaluation process) as World Heritage property by Germany and the Netherlands. The nomination process took a long time, but it is also a good example for a participatory approach (photo: sign of Wadden Sea Lower Saxony National Park – by H. Kruckenberg)

5. ábra A Wadden-tenger, világörökség határmenti kijelölése (elbírálás alatt) Németország és Hollandia között. A kijelölési folyamat hosszabb időt vett igénybe, de ez egy jó példa a többszereplős részvétellel történő megközelítésre (fotó: az Alsó-Szász Wadden-tenger Nemzeti Park táblája - H. Kruckenberg)

Requirements by IUCN for the management of UNESCO World Heritage properties

IUCN, the World Commission on nature protection is the advisory body of UNESCO for all questions related to nature (in parallel ICOMOS is the advisory body for culture related questions). It is important to note that World Heritage properties are in most cases planned and managed in a way that is no different to any well managed protected areas and are, most of the times, managed accordingly. Furthermore the management of natural World Heritage properties follows the guidelines set out above. IUCN puts in addition an emphasis on the integrated management of World Heritage. Such a property is not isolated from other protection schemas. A natural World Heritage property will normally contain other values that are important at regional, national or local levels. Natural properties also normally demonstrate cultural values of at least local significance. As stated above, the Outstanding Universal Value gives a particular emphasis in the management but it is important to not manage the property only for its Outstanding Universal Value but to consider all of its values.

Because World Heritage properties are often the flagships of a nation's protected area system and a focus for international attention, it follows that there is an additional reason why their protection and management should have the highest level of commitment from the relevant State Party. The production of a comprehensive management plan demonstrates this commitment and the fulfilment of a wider responsibility to the international community. Preparing a management plan for a natural World Heritage property is in principle little different to producing one for any other protected area. Recently IUCN has published new guidelines how management is in particular applied to World Heritage properties (IUCN 2008).

No matter what the differences, there are always a series of issues which must be addressed and reflected in the core principles which underpin the plan: How the outstanding values of the property will be protected and its integrity safeguarded. No matter what the local circumstances, the production of any management plan, involves two complementary tasks; the process and its contents.

The link of World Heritage management plans to other plans and strategies is primordial. The existing national, regional and local plans and strategies which could affect a World Heritage property have to be considered and understanding the relationship between them and the relevant property is very important. National legislation and policies are a fundamental influence that should also be understood and taken into account.

According to the above cited study (IUCN 2008), the first step is to answer the question, why it is so important to have management plans at all. The answer is rather simple. In fact a management plan is necessary because it

- focuses management thinking and effort on delivering the objectives and requirements of the World Heritage Convention and its associated Operational Guidelines.
- provides a clear and concise statement of how and why the outstanding universal value and integrity of a property will be safeguarded, managed and improved.
- explains the ambitions and objectives for the property through the eyes of those responsible for maintaining its global importance and status.
- sets a framework for all the activities within the site for the next 20–30 years.

- provides consistency and continuity for the managing organisation, direction and focus for management effort, finance and the use of staff.
- encourages cooperate decision making and enables everyone to understand the reasons for the work they are doing.
- gives credibility at a local, national and international level to the World Heritage concept and the importance of each inscribed property.
- directly influences other plans and activities which might affect the World Heritage property.
- focuses attention on what information is needed to judge management progress and enables change be measured more objectively (IUCN 2008, p. 2).

The next question answered by IUCN is, who needs the management plans? Again, the answer is rather simple, too:

- Politicians with influence or interest in conservation.
- Those who allocate resources and staff.
- Those who live in or use the property.
- Those responsible for monitoring and reporting environmental change.

A management plan for a World Heritage property from the point of view of IUCN may be thought of as a ‘public contract’ between the management organisation and the stakeholders of a property. While the World Heritage Convention sets out several ‘soft laws’, IUCN gives advice on how to interpret these. On the other hand, the IUCN recommendations have often been transposed into national hard law. This is true for the World Heritage recommendations given in the different guidelines (for a comprehensive view: IUCN 2008) and in the requirements for protected areas IUCN has published. Even for World Heritage properties, these form a base and in the following will be given a closer examination.

Requirements by IUCN for protected areas

IUCN has setup a catalogue of categories in order to establish guidelines for protected areas. The protection objectives of these categories allow or claim different levels of management activities which will be outlined below. The IUCN categories are today internationally approved and most of the nature areas are classified according to one of them.

In addition IUCN has published guidelines for the protected area management according to these categories. They may comfortably used via internet (www.unep-wcmc.org/protected_areas/categories/index.html). Furthermore, a complete worldwide list of nature reserves and its IUCN categories may be found at www.wdpa.org.

IUCN category Ia: Strict Nature Reserve: Protected area managed mainly for science
Definition: Area of land and/or sea possessing some outstanding or representative ecosystems, geological or physiological features and/or species, available primarily for scientific research and / or environmental monitoring.

By using the kind of protection regime ecosystems, habitats or species should be kept in an extensive level of non-human intervention. Due to this, the area shall be strictly limited in public access. Only scientist may be licensed to work there especially on scientific projects supporting understanding of natural processes and/or environmental monitoring schemes.

Whilst establishing a strict nature reserve it has to be assured to protect the ecosystem completely. No human intervention is allowed. The whole variety of biodiversity should be self sustainable inside the protected site. So the management options and interventions within the protected area are very limited. In fact, most of the necessary management eventualities are to preserve the integrity of the habitats and species, safeguard structural landscape elements or rock formations and restrict public access, requiring therefore a strong area protection along the borders of the site. The main management interventions will be outside the site.

Well known examples of IUCN category Ia Strict Nature Reserves are the Swiss national park Engadin, protecting high alpine glacial areas and the Swedish Fågelmossen Nature Reserve, an untouched bog area where e.g. several threatened owl species life.

IUCN category Ib: Wilderness Area: Protected area managed mainly for wilderness protection.

Definition: Large area of unmodified or slightly modified land, and/or sea, retaining its natural character and influence, without permanent or significant habitation, which is protected and managed so as to preserve its natural condition.

By using this protection category the natural characteristics of a site shall be conserved for a long period. In the Ib-protected sites natural processes have priority to keep the ecosystem, landscapes or species untouched. Therefore the public access has to be kept low. Beside an effective borderline protection management is widely unrequested. In fact, this even means a landscape may change its character dramatically by natural processes without any exigency of human engagement. Indigenous tribes may settle within the area to live in their traditional way. Due to the definition this areas must have an important ecological, geological or similar characteristic with high scientific, aesthetical or historical value. These characteristics accrued from ongoing natural processes which must not be touched by implementation of the protection area. Human influence ought to be extensively absent.

The objectives of management are mainly the same as in category Ia, but public access is less restricted and indigenous tribes may life there. The management has to ensure future generations opportunities to experience understanding and enjoyment of areas that have been largely undisturbed by human action over a long period of time and to maintain the essential natural attributes and qualities of the environment over the long term. Management systems shall provide public access at levels and of a type which will serve best the physical and spiritual well-being of visitors and maintain the wilderness qualities of the area for present and future generations and to enable indigenous human communities living at low density and in a sustainable lifestyle.

The Great Arctic State Nature Reserve (russ: Большой Арктический государственный природный заповедник, Bolshoi Artkicheskiy Zapovednik) on Taimyr Peninsula (Siberia) is an example for a category Ib area. With an area of 41,692 km², it is the largest

reserve of Russia and Europe and one of the largest in the world. Many animals and plants are meant to thrive within the Reserve without human disturbance. Among the animals that are protected by this Zapovednik are important species like the Polar Bear, the Arctic Fox, the Snowy Owl, the Reindeer and the Beluga.

IUCN category II: National Park: Protected area managed mainly for ecosystem protection and recreation.

Definition: Natural area of land and/or sea, designated to (a) protect the ecological integrity of one or more ecosystems for present and future generations, (b) exclude exploitation or occupation inimical to the purposes of designation of the area and (c) provide a foundation for spiritual, scientific, educational, recreational and visitor opportunities, all of which must be environmentally and culturally compatible.

In contrast to wilderness areas the national park concept aims to conserve an ecosystem or a landscape of special value for future generations.

This states explicitly the option of management activities within the site in order to stabilize or optimize habitats or landscapes. The main target is to protect an extraordinary form of nature, landscape or just a set of threatened species. So, for example, measures might be necessary to conserve meadows (which might change to forest without mowing), wetlands or bogs. In some areas it might be indispensable to eliminate alien species (neophyte or neozoen). On the other hand, it's often worth reintroducing extinct species following scientific programmes. Especially in relatively small reserves wildlife management could be required in order to keep populations stable. If anthropogenic influence caused changes, for example in aquatic systems, this also can be rebuilt/repopulated within a national park concept.

On the other hand all kind of economic activity has to be banned from a national park of IUCN category II. The only exception is a sustainable form of tourism in the means of visitor guidance, education and information of human (economical) activities in the site. 75% of the whole site must be under strict regulations of the protection scheme. This category of sites includes mainly attractive landscapes of national or international importance. Main target is to conserve their biotic communities and / or species as well as their genetic resources.

Entrance to visitors can be allowed as long as this does no harm to the natural or semi-natural conditions of the site. Interest of indigenous people shall be considered if they fit in the management objectives.

National parks under criteria II shall cover one or more complete ecosystems which are situated in as far as possible natural conditions.

In fact the objectives of management are quite different to category I. Management has to protect natural and scenic areas of national and international significance for spiritual, scientific, educational, recreational or tourist purposes and to perpetuate, in as natural a state as possible. The management system shall manage visitor use for inspirational, educational, cultural and recreational purposes at a level which will maintain the area in a natural or near natural state. Administrations have to eliminate and thereafter prevent exploitation or occupation inimical to the purposes of designation.

European examples for IUCN category II nature reserves are National Park Neusiedler See-Seewinkel, Austria / Hungary, a large wintering site for lots of waterfowl as well as

breeding habitat for wetlands species (see fig. 1), or Store Mosse Nationalpark, southern Sweden, a historical human used bog area (see fig. 7).



Figure 6. Store Mosse (Sweden), National Park, IUCN category II (by KRUCKENBERG)
6. ábra Store Mosse (Svédország), Nemzeti Park, II-es IUCN kategória (KRUCKENBERG által)

IUCN category III: Natural monument: Protected area managed mainly for conservation of specific natural features.

Definition: Area containing one, or more, specific natural or natural/cultural feature which is of outstanding or unique value because of its inherent rarity, representative or aesthetic qualities or cultural significance. This category of protected areas shall provide one or more features of outstanding value. Examples of such features are impressive, picturesque waterfalls, dunes or extraordinary places of fossil findings. The area should be large enough to protect the integrity of the feature and its immediately related surroundings.

The management objectives and activities are to secure and maintain the habitat conditions necessary to protect significant species, groups of species, biotic communities or physical features of the environment. Especially where these require specific human manipulation for optimum management and to facilitate scientific research and environmental monitoring as primary activities associated with sustainable resource management. Development of ecotourism in limited areas for public education and appreciation of the characteristics of the habitats concerned and of the work of wildlife management is accepted. Like in category II authorities have to eliminate and thereafter

prevent exploitation or occupation inimical to the purposes of designation and deliver such benefits to people living within the designated area as are consistent with the other objectives of management.

IUCN category IV: Habitat/Species Management Area: Protected area managed mainly for conservation through management intervention.

Definition: Area of land and / or sea subject to active intervention for management purposes so as to ensure the maintenance of habitats and / or to meet the requirements of specific species.

In contrast to the other IUCN categories, the site management objectives focuses on the species spotlighted for the particular area. The management system has to secure and maintain the habitat conditions necessary to protect significant species, groups of species, biotic communities and to facilitate scientific research and environmental monitoring as primary activities associated with sustainable resource management. Further area management may develop limited areas for public education and appreciation of the characteristics of the habitats concerned and of the work of wildlife management.

IUCN category V: Protected Landscape/Seascape: Protected area managed mainly for landscape/seascape conservation and recreation.

Definition: Area of land, with coast and sea as appropriate, where the interaction of people and nature over time has produced an area of distinct character with significant aesthetic, ecological and/or cultural value, and often with high biological diversity. Safeguarding the integrity of this traditional interaction is vital to the protection, maintenance and evolution of such an area.

Category V integrates nature value and human culture (e.g. of land use) into the protection concept. So, the management has to maintain the harmonious interaction of nature and culture through the protection of landscape and/or seascape and the continuation of traditional land use, building practices and social and cultural manifestations, support lifestyles and economic activities which are in harmony with nature and the preservation of the social and cultural fabric of the communities concerned. The diversity of landscape and habitats for associated species and ecosystems has to be maintained. Also the management system has to combine local people requirements like recreation, (nature) tourism, benefits from forestry and fishery in sustainable forms with protection efforts.

IUCN category VI: Managed Resource Protected Area: Protected area managed mainly for the sustainable use of natural ecosystems

Definition: Area containing predominantly unmodified natural systems, managed to ensure long term protection and maintenance of biological diversity, while providing at the same time a sustainable flow of natural products and services to meet community needs.

In these areas the management system has to protect and maintain the biological diversity and other natural values of the area in the long term and to promote management practices for sustainable production purposes. The natural resource base has to be protected from being alienated for other land-use purposes that would be detrimental to the area's biological diversity and the system has to contribute to regional and national development.

Results and discussion

There are many different concepts and requirements regarding the management of protected areas. It mainly relates on the reason *why* an area is under a protection management and according to the aim.

The World Heritage Convention requirements focus primarily on the protection of the OUV, the Outstanding Universal Value of a property, in accordance with the criteria under which the property was listed. The concept of uniqueness and of representativity limits the World Heritage properties in numbers, even if this concept today is challenged, as by definition each area in the world has unique features (UNESCO 05/2008, <http://whc.unesco.org/en/activities/494/> and <http://whc.unesco.org/en/decisions/1565/>). The second main concept that is important for World Heritage is the integrity of natural properties. The integrity has to be proved for the inscription on the list. Measures to keep or in some exceptional cases, to reconstitute integrity have to be outlined.

By contrast, the IUCN management requirements refer to biological and ecosystematic conditions and sometimes on single species. An IUCN overall goal is the best protection of natural areas and in limit as well cultural features regardless of their value against others. Therefore IUCN has a wide variety of different protection categories. The management for these IUCN protected areas may in some cases be very specific, for example where they focus on only one species. Or they may be much broader, when they focus on the protection of a whole ecosystem.

In detail and in the day to day administration advises, the two protection schemes and recommendations are not too different from each other as they both intend to protect nature areas and as IUCN is one of the advisory bodies of the World Heritage Convention: The advisory body for nature sites. In this role, IUCN influences the management guidelines established for World Heritage and the strategic discussions.

As a general conclusion it may be said, that all sites, which intend to become a World Heritage property for nature should already fulfil one of the IUCN categories and implement the recommendations found there. Even better, if the sites are already listed according to one of the IUCN categories and follow in partnership IUCN recommendations and participate actively in international co-operations. This will facilitate the inscription of a nominated property on the World Heritage list.

The World Heritage community has developed in the last decade a tool to better react to current challenges and anticipate protective measures: The periodic reporting. Each property has to report in a 6 year cycle on the changes affecting the property and on the other hand, each State Party has to report on the overall developments. One major change in the second periodic reporting cycle will be the requirement to clearly formulate the *Statement of Significance* and integrate the OUV in all management tools specific to each site. Looking through the documentation of the statutory meetings (<http://whc.unesco.org/en/statutorydoc/>) the changes of this more pro-active policy particular in terms of management are already visible in the requirements laid out in the Operational Guidelines from 2008 (OG 2008). In the coming decade the site manager will have to follow closely the changes in the recommendations by IUCN and the World Heritage community. The management of a protected area is not anymore a onetime event at the inscription of a property on the World Heritage list, but a day-to-day challenge.

References

- BURMEISTER, A., ENGELS, B., SCHEUERBRANDT, B. 2005: World Natural Heritage and Cultural Landscapes in Europe – The Potential of Europe’s World Natural Heritage. BfN-Skripten 149, Bad Godesberg.
- CLEERE, H.: 2006: A Management Plan for the World Heritage Site. The Frankincense Trail (Sultanate of Oman).
- DROSTE, B. VON, PLACHTER, H., RÖSSLER, M. (eds.) 1995: Cultural landscapes of universal value. Fischer Verlag.; Jena, 464 pp.
- DROSTE, B. VON., RÖSSLER, M., TITCHEN, S. (eds.) 1999: Linking Nature and Culture, Report of the Global Strategy Natural and Cultural Heritage Expert Meeting, 25–29. März, Amsterdam, 238 S.
- DUDLEY, N. (Ed.) 2008: Guidelines for Applying Protected Area Management Categories, IUCN (Gland) – WCPA
- ENGELS, B., OHNESORG, B. & A. BURMEISTER (Eds.) 2009: Nominations and Management of Serial Natural World Heritage Properties – Present Situation, Challenges and Opportunities, BfN, Isle of Vilm.
- FEILDEN, B. M., JOKILETHO, J. 1998: ICCROM, Management guidelines for World Cultural Heritage sites, 2nd ed. Rome
- ICCROM 2008, Training Kit on Risk Preparedness for Cultural Heritage – Scope, Features and Challenges Rohit Jigyasu, World Bank Good Practice Notes: 5 Risk Preparedness for Cultural Heritage
- IUCN 2007: Management Planning for World Heritage Properties – a resource manual for practioners – IUCN World Heritage Studies 2008, No 5, Gland
- IUCN 1997: A Global Overview of Forest Protected Areas on the World Heritage List, A Contribution to the Global Theme Study of World Heritage Natural Sites, Prepared by Jim Thorsell and Todd Sigaty, Natural Heritage Programme, Gland, Switzerland in collaboration with the World Conservation Monitoring Centre,
- IUCN 1980: World Conservation Strategy. Living resource conservation for sustainable development 44 pp., Gland/Switzerland.
- IUCN-CNPPA 1982: The World’s Greatest Natural Areas, an Indicative Inventory of Natural Sites of World Heritage Quality. IUCN. Gland/Switzerland
- IUCN 1992: The World’s Greatest Natural Areas, an Indicative Inventory of Natural Sites of World Heritage Quality. – Gland/Switzerland.
- IUCN 1994a: Guidelines for Protected Area Management Categories. IUCN, Gland Schweiz und Cambridge UK.
- IUCN 1994b: Parke für das Leben: Aktionsplan für Schutzgebiete in Europa. – Gland
- IUCN 2000: Australia: Application of IUCN Protected Area Management Categories, Draft Australian Handbook WCPA, Australia and New Zealand Region March 2000, http://www.unep-wcmc.org/protected_areas/categories/australia.pdf
- IUCN 2003a: European challenges for Biodiversity. 56p., Gland.
- IUCN 2003b: United Nations list of protected areas - in cooperation with UNEP/WCMC, 44 p., Gland.
- IUCN 2004: The World Heritage List: Future priorities for a credible and complete list of natural and mixed sites; 178 pp.; Workingpaper of the WH-Committee
- IUCN Red List, Categories and Criteria, <http://intranet.iucn.org/webfiles/doc/SSC/RedList/RedListGuidelines.pdf> and http://cms.iucn.org/about/work/programmes/species/red_list/resources/technical_documents/process/index.cfm
- JOKILETHO, J. 1997: Management and Presentation of Cultural Heritage Sites
- JOKILETHO, J. 2006: Considerations on authenticity and integrity in world heritage context: <http://www.ct.ceci-br.org>
- KRUSE, A. 2006: The Elbe Sandstone Mountains (Saxon-Bohemian Switzerland) – A Transboundary Nomination for the UNESCO World Heritage Program – THE PERMANENT EUROPEAN CONFERENCE FOR THE STUDY OF THE RURAL LANDSCAPE, 6th conference, Proceedings: <http://www.geog.fu-berlin.de/~pecsrl/index.html>
- KRUSE, A. 2008: Evaluation von UNESCO Kulturlandschaften und Naturräumen – Koblenzer Geographisches Kolloquium
- KRUSE, A. JEBRAM, J., MÜSSNER, R., RIECKEN, U., PLACHTER, H. 2002: Vorgehen im Forschungsvorhaben. In: PLACHTER, H., BERNOTAT, D., MÜSSNER, R., RIECKEN, U. (HRSG.): Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. – BfN Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, H. 70, S. 54 – 60, LV Druck Münster-Hiltrup.
- KRUSE A., KRUCKENBERG, H. 2005: Das UNESCO-Weltnaturerbe – Eine Übersicht mit spezieller Berücksichtigung des Nominierungsprozesses in Deutschland. Naturschutz und Landschaftsplanung 37 (9)

- MARGULES, C.R., PRESSEY R.L. 2000: Systematic conservation planning. *Nature* 405(2): 243–253.
- MÜSSNER, R., PLACHTER, H. 2002: Methodological Standards for Nature Conservation Planning: Case-study landscape planning. *Journal for Nature Conservation* 10: 3–23.
- PHILLIPS, A. 1996: The Challenge of Restoring Europe's Nature and Landscapes. *International Planning Studies*, 1: 73–93.
- PHILLIPS, A. 2002: Management Guidelines for IUCN Category V Protected Areas – Protected Landscapes. IUCN, Gland Schweiz und Cambridge UK.
- PHILLIPS, A. 2004a: Landscape – Peripheral Concern or Primary Consideration? Manuskript: Future Landscapes Conference Oxford 7–9.
- PLACHTER, H. 2001a: European High Mountain Areas: Recent Focus for the World Heritage Convention – Umweltdachverband Österreich & Österreichische UNESCO-Kommission (Eds.): Potential Natural Heritage Sites in the Alps. Proc. Regional Thematic Expert Meeting, Vienna.
- PLACHTER, H., KRUSE, A., KRUCKENBERG, H. 2006: Screening potenzieller deutscher Naturwerte für das UNESCO-Welterbeübereinkommen. BfN-Skripten 177, Bad Godesberg.
- PLACHTER, H., BERNOTAT, D., MÜSSNER, R., RIECKEN, U. (ed.) 2002: Entwicklung und Festlegung von Methodendstandards im Naturschutz (Development and Implementation of Methodological Standards in Nature Conservation). Schriftenreihe Naturschutz und Landschaftspflege (70), 562 pp.
- RINGBECK, B. 2008: Management plans for World Heritage Sites, DUK, Bonn
- STOVEL, H. 1998: ICCROM: Risk Preparedness: A Management Manual for World Cultural Heritage
- THORSELL, J. 1988: Europas Beitrag zum Weltnaturerbe. *Eur. Bull. Natur- und Nationalparke*, 28/100, 14–22.
- THORSELL, J. 2003: World Heritage Convention: Effectiveness 1992 – 2002 and lessons for Governance.
- UNESCO 1972: Convention concerning the protection of the world cultural and natural heritage <http://whc.unesco.org/en/coventiontext/>
- UNESCO 2007: World Heritage – Challenges for the Millenium., p. 120-123 (World Heritage Forests)
- UNESCO 2007: World Heritage nomination dossier: Primeval Beech Forests of the Carpathians: <http://whc.unesco.org/en/list/1133/documents/>
- UNESCO 01/2008: Operational Guidelines: <http://whc.unesco.org/en/guidelines/>, tliche Übersetzung in: Welterbe-Manual. Handbuch zur Umsetzung der Welterbekonvention in Deutschland, hrsg. von der Deutschen UNESCO-Kommission, Bonn 2006
- UNESCO 07/2008, WHC-08/32.COM/INF.10: Item 10 of the Provisional Agenda: Global Strategy for a representative, balanced and credible World Heritage List
- UNESCO- 05/2008, WHC-08/32.COM/10B: Item 10 of the Provisional Agenda: Global Strategy for a representative, balanced and credible World Heritage List - 10B. Point of information on the preparation of serial transnational Nominations
- WÖRLE, K., BURMESTER, A., STOLPE, G. (ed.) 2006: Evaluierung der Managementeffektivität in deutschen Großschutzgebieten. BfN-Skripten 173, Bad Godesberg

A VÉDETT TERÜLETEK KEZELÉSÉNEK ELŐÍRÁSAI AZ UNESCO VILÁGÖRÖKSÉG
EGYEZMÉNY ÉS AZ IUCN KATEGÓRIÁKNAK MEGFELELŐEN

A. KRUSE¹, B. PAULOWITZ², H. KRUCKENBERG³

¹Bureau of Landscape & Services, Fuchskaule 10, D-51491 Overath, Germany, e-mail: landschaft@bfls.de

²HisGIS, Le Petit Bouchet, 41170 Choué, France, e-mail: bernd@paulowitz.com

³Tournatur, Am Steigbügel 3, D-27283 Verden/Aller, Germany, e-mail: helmut.kruckenberg@tournatur.de

Kulcsszavak: kezelés, kezelési terv, UNESCO Világörökség Egyezmény, IUCN, természetvédelem, védett terület kezelése, nemzeti parkok

A védett területek kezelésének módszertani és az egységesített kezelési követelményei a természetvédelem központi kérdésévé váltak az elmúlt években. A cikk a Világörökség Egyezmény természeti területeire és az IUCN védett területekre lefektetett jelenlegi nemzetközi standardjait taglalja. Mindkét szereplő központi szerepet játszik a védett területek globálisan megítélésében és hozzá való viszonyunkban. Mindkettőt befolyásolják a helyi fejlesztések, a helyi kezelési kultúra, de ettől függetlenül globális megközelítéssel kell foglalkoznunk a területekkel. Célunk annak vizsgálata, hogy a Világörökség közösség hogyan birkózik meg ezekkel a problémákkal és milyen formában alkalmazkodik a jelenlegi fejlesztésekhez. Az első rész az UNESCO természeti világörökségeinek kezelési alapelveit rögzíti a Kiemelkedő Egyetemes Értékeket hordozó területek védelmére is kiterjedő céloknak megfelelően. A második rész a védett természeti rezervátumok kezelésének alapelveit foglalja össze az IUCN kategóriák alapján. A rezervátumok célja a természet védelme (és megőrzése) az ökoszisztémákkal, fajokkal és biodiverzitással stb-vel együtt. A következtetésekben válaszolunk a védett területekkel kapcsolatos általános kérdésekre és a két különböző koncepció kapcsolódására.

ADATOK AZ ÖREG-BAKONY TÁJTÖRTÉNETÉHEZ

SALÁTA Dénes

Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: dimitrij.blackwing@gmail.com

Kulcsszavak: Bakony, tájtörténet, erdei állattartás, erdőhasználat

Összefoglalás: Hajdani határhasználatunk és az egykori táj a mainál jóval színesebb és diverzebb volt. Egy adott terület tájtörténetének kutatása során tárulnak fel előttünk azok a folyamatok, hatások, amelyek eredményeként a mai állapot létrejött. Nincs ez másképpen a Kárpát-medencét egykor borító kiterjedt, zárt erdőségekkel sem. Az élőhely-átalakítás során jelentős mértékben visszaszorultak az erdők, megváltozott használatuk, így habitusuk is. Hazánk egyik legnagyobb zárt erdőtömbje a Bakony, amelynek kiterjedése jelentős mértékben csökkent az elmúlt 500–1000 évben és amelynek mező- és erdőgazdálkodási hagyományai lassan eltűnnek a termelés intenzívvé, illetve belterjessé válásával. Az Öreg- vagy Magas-Bakony hagyományai hűen reprezentálják az egykori Bakony szokásait. A makkoltatás, az erdők legeltetése, a fák lombjának felhasználása takarmányozásra, vagy akár az erdei avar gyűjtése mindennapos volt még a XIX. századi állattartásban is. Az egyes, a fára, mint nyers- és fűtőanyagra épülő iparágakról pedig a vizsgált terület földrajzi helynévi anyaga tanúskodik.

Bevezetés

Egykori erdő- és határhasználatunk jóval színesebb volt, mint azt legtöbben gondolnánk. Az erdő- és mezőgazdálkodás intenzívvé, belterjessé válásával azonban egyre több részlete merült feledésbe hajdani gazdálkodásunknak, amelyet már csak leírásokból, történeti forrásokból és olykor az idősek elbeszéléseiből rekonstruálhatunk.

Egy szántó, legelő, erdő nem csupán talaj, növények és állatok összessége, hiszen történetük van. Maga a táj is események idősoros következménye, így vizsgálata elengedhetetlen a történeti vonatkozások legalább érintőleges kutatása nélkül. A Kárpát-medencét egykor fás növényzet szempontjából alapvetően 3 növényzeti típus borította. Ezek a (zömükben) fátlan területek, az erdőssztyepek és a zárt erdőségek voltak (BARTHA 2003). A megtelepedő népek először a fátlan és az erdőssztyepp területeket vették birtokba, hiszen ezek az élőhelyek feleltek meg leginkább a nomadizáló, nagyállattartó életmódjuknak. A népesség növekedésével azonban egyre több és több művelhető földre volt szükség, így elengedhetlenné vált a zárt erdőségek meghódítása és átalakítása. Ennek a tevékenységnek a mozzanatai, emlékei maradtak fenn a hagyományos erdő-, legelő- és mezőgazdálkodásban. Szemléletes példaként a fás legelők és legelőerdők hozhatóak fel, amelyek egy letűnt gazdálkodási rendszer utolsó tanúi, vagy akár a legelőtisztítás is, amelynek egyes mozzanataiban az irtásgazdálkodás utolsó gyakorlati emlékei maradtak fenn.

Maga az élőhely-átalakítás a mai napig is folyamatban van, hiszen állandóan változtatjuk környezetünket, azonban a múlt és a jelen ismeretében sokkal pontosabb következtetések vonhatóak le a jövőt illetően. Elengedhetetlen az egyes területek tájtörténeti kutatása, továbbá nem szabad hagyni feledésbe merülni az egykor a Balaton szélében a Rábától egészen a Drávaig terjedő „Bakonyerdő” (RÓMER 1860) népi erdő- és mezőgazdálkodási múltját. Az Öreg-Bakony táj- és erdőhasználat-történeti kutatásának egyik legfőbb szorgalmazója BREUER LÁSZLÓ volt, aki több kutató- és értékfeltáró programot szervezett

a területen (KISZEL és MALATINSZKY 2007). Ezen célokat szem előtt tartva, jelen cikk útján szeretnénk bepillantást nyújtani kisebb részben a Bakony, nagyobb részben pedig egy konkrétan lehatárolt terület, az Öreg-Bakony tájtörténetének egyes mozzanataiba.

Anyag és módszer

A vizsgált terület táji besorolás alapján a Dunántúli-középhegység nagytáj Bakony középtájában található Északi- vagy Öreg-Bakony megnevezéssel és magába foglalja a Bakonyi Kismedencék kistáját, amelytől nem tárgyalható külön. Az említett 2 kistáj összesen 36 települést, illetve külterületi településrészt foglal magában, ezzel a középtáj 34,3%-át fedi le, reprezentálva ezáltal a Bakonyt és annak gazdálkodási hagyományait (MAROSI és SOMOGYI 1990).

Különböző tudományterületek szakirodalmi adatainak szisztematikus feldolgozása alapján kutattam a hagyományos bakonyi erdőhasznosítást; erdei állattartás, erdei mellékhasznvételek, fás legelők és legelőerdők kialakulását, fejlődését és hanyatlását. Az Eredmények fejezet jelentős része ennek megfelelően a szerteágazó, különböző formákban és kiadványokban megjelent adatok, közlések tömör, monografikus összefoglalása, táj-ökológiai megközelítéssel és megőrzésközpontú szemlélettel elemezve az alapvetően néprajzi, történeti földrajzi, agrár- és erdőgazdálkodás-történeti jellegű forrásmunkákat. Így jelen fejezetben az egyes tudományterületekről felhasznált szakirodalmi források tömör bemutatására szorítkozom.

A hagyományos népi erdőgazdálkodás, így a területhasználatok rekonstruálása csupán irodalmi forrásokból és a helyi lakosság idősebb tagjainak elmondásaiból volt lehetséges. Az irodalom felkutatása és feldolgozása az elmúlt 4 évben folyamatos volt, és még nem ért véget, ezért a kutatás nem tekinthető lezártnak, azonban az összegyűlt információk mennyisége és a téma feltárásának alapossága – legalábbis a szűkebb vizsgálati terület tekintetében – lehetővé teszi következtetések levonását. Az irodalom beszerzése számos helyről, így a Szent István Egyetem Központi Könyvtárából, a Magyar Mezőgazdasági Múzeum Könyvtárából, a Nyugat-magyarországi Egyetem Könyvtárából, a Veszprém Megyei Levéltárból, a Veszprém Megyei Levéltár Könyvtárából, az Edelényi Városi Könyvtárból, a Fonyódi Városi Könyvtárból és a Magyar Elektronikus Könyvtárból történt. További információkkal a HM Hadtörténeti Múzeum és Térképtárából beszerzett katonai felmérések térképlapjai szolgáltak.

A vizsgálati területet magába foglaló Bakonyról FÉNYES (1847) és RÓMER (1860) leírásai szolgálnak információkkal, míg növényzetének átalakulása, az erdők ritkításának, pusztulásának mértéke WALLNER (1942) publikációiból követhető nyomon. A hajdani, erdőkkel kapcsolatos tevékenységek, az erdők használata, „élése” és az irtásgazdálkodás megismerése HEGYI (1978) és TAKÁCS (1976, 1980) munkái alapján vált lehetségessé, mindazonáltal a szűkebb környezet egykori erdőgazdálkodása is nyomon követhető. A MAGYAR ERDÉSZETI OKLEVÉLTÁR (1896) és az ERDÉSZETTÖRTÉNETI KÖZLEMÉNYEK írásainak, továbbá OROSZI (1995, 2005) és PETERCSÁK (1992, 2003) e témát feldolgozó irodalmainak felhasználásával még részletesebbé váltak az erdők használatával kapcsolatos ismeretek. Az Öreg-Bakony, illetve az egyes települések gazdálkodásának, egykori állattartásának, erdő- és mezőgazdálkodási hagyományainak körülményeivel kapcsolatban HEGYI (1978), VAJKAI (1959) és MÉSZÁROS (é.n.) munkái adnak további támpontokat és részletes adatokat.

Az irodalmi források feldolgozása alapján körvonalazódott kép a Veszprém Megyei Levéltár iratanyagainak felhasználásával került szűkítésre. A levéltári kutatások folyamán szisztematikusan vizsgáltam át az iratokat, melyek egy részéről fényképes dokumentációt is készítettem. Az 1800-as évektől megőrzött iratok alapján, a fennmaradt anyagok hiányossága ellenére is részletesen rekonstruálhatóak a vidékkel kapcsolatos egykori gazdálkodási hagyományok.

Mivel a terület egy része egészen az 1900-as évek közepéig Szentgál településhez tartozott, ezért VAJKAI (1959) szentgáli, továbbá HUDI (1998) pénzesgyőri monográfiájának felhasználásával került sor egyes részletek megállapítására, annak ellenére, hogy Szentgál nem tartozik az Öreg-Bakony települései közé. Igaz, hogy Szentgál fejlődése eltér a térség többi településétől (hiszen már a korai időktől fogva királyi kiváltságokkal rendelkező nemesi vadászok lakták), továbbá az idők folyamán nem néptelenedett el teljesen, azonban erdőgazdálkodásának emlékei szinte páratlan részletességgel maradtak fenn. A kép további finomítása érdekében a VESZPRÉM MEGYEI LEVÉLTÁR számos dokumentumát használtam fel, amelyek közül a XXI. 103. 306/1. Hudi János és tsai. véderdejének rendszeres gazdasági üzemtervét emelném ki jelen témában.

Mivel egyes területhasználatokat még 30 évvel ezelőtt is alkalmaztak, ezért az idősebb lakosok megkérdezésén alapuló információszerzést, így az interjúmódszeres adatgyűjtést is alkalmaztam. A diktafonnal rögzített, majd feldolgozott interjúkból fény derült a területhasználatok részleteire.

Eredmények és megvitatásuk

A honfoglalást követően a letelepült közösségek szabadon használhatták a közös tulajdonukat képező erdőket. A közös használatból először a királyi erdőbirtokok váltak ki, és megalakultak a történelmi nagy erdőispánságok. Az erdőispánságok nagy kiterjedésű zárt erdőterületek voltak, melyeket önálló közigazgatással rendelkező királyi uradalmakká szerveztek az Árpád-korban. Egyes ispánságok később vármegyévé alakultak, míg mások földesúri kézbe kerülésük következtében beolvadtak a szomszédos vármegyékbe. Így történt a vizsgálati területet magába foglaló, egykori Bakonyi erdőispánsággal is.

Az erdők, így a Bakony erdeinek fő haszonvétele az Árpád-kortól kezdve az élelem-szerzés, így a vadászat volt. Az ezt követő időszak fő jellemzője az erdők fájának rendszertelen kitermelése volt. A faigény felerősödésének kiváltó okai az üvegyártás, bányászat, kohászat és egyéb, a fára, mint alapanyagra épülő iparágak fellendülése volt, így a fő haszonvétele hangsúlyosa a fakitermelésre került, a vadászat persze még mindig jelentős szereppel bírt, azonban a legeltetés, a makkoltatás és egyéb haszonvételek mellett háttérbe szorult.

Az erdőt és annak fáját már a honfoglalást követően, Szent István idején is védték, ennek legalapvetőbb bizonyítékai a XI. századtól fennmaradt településnevekben szereplő „ardó” szótövek, melyek az erdőóvó kifejezésből keletkeztek összevonással, például a döbrönte Ardó földrajzi név (HEGYI 1978). Az erdőóvók vigyázták az erdők rendjét, egészségét, ők végezték azok fenntartását is – emellett „kitűnő rangot foglaltak el” az udvari tisztek rangsorában (PESTY 1880). Főként a Bakonyban, ahol minden potenciálisan megfelelő területet feltörtek és szántóföldi művelésbe vontak az idők folyamán, volt szükség a munkájukra. Figyelembe véve a környezeti adottságokat és a gazdálkodási

hagyományokat, az egykori hatalmas állatlétszámot csak legeltetés útján lehetett fenntartani, ezért takarmánybázis gyanánt az erdők és azok egyéb haszonvételei kerültek előtérbe. Általános gyakorlat volt például, hogy a fák lombját is ettették az állatokkal, melyre az egyik legkiválóbb a kőrissfajok (*Fraxinus* spp.) lombja volt – feltételezésünk szerint ezért olyan gyakori a helyrajzi történeti nevekben a *kőrís* előtag.

A többé-kevésbé zárt erdőségeket legeltetésre, makkoltatásra, alom- és lombtakarmányszeredésre használták a hagyományos állattartási rendszerben, azonban a könnyen termővé alakítható területek felosztása után a földéhség az erdők meghódítására készítette a lakosságot. Az olykor sűrű, áthatolhatatlan erdőből nehéz munka árán lehetett művelésre alkalmas földet kialakítani, amely folyamatnak első lépése a terület kijelölése, ún. foglalása volt, amit maga az irtás követett. Az irtásmunkának több típusa ismert, melyek eltérőek voltak mind a földrajzi elhelyezkedés, mind a megtelepedett lakosság gazdálkodási hagyományainak függvényében. Egyik, talán legegyszerűbb, azonban legveszélyesebb módszer is egyben az égetés, ami már a korai időktől tilalmazott tevékenység volt az ország területén. Egyedül az erdei munkások apróbb tüzeinek gyújtása volt kivétel és a legelőkön nem kívánatos cserjékre és mérgező növényekre korlátozódott ez a tevékenység (HEGYI 1978). Az erdők irtása, illetve a legelőerdők és fás legelők kialakítása során sokszor megesett, hogy először lelegeltették a területet, hasznosítva a hajtásokat, leveleket. A legeltetés végeztével, a már megkínzott erdőt jelentős munka árán alakították mezőgazdasági termelés számára használható területté. Az irtás igencsak emberpróbáló, nehéz munka volt, amelyet gyakorta úgy szorgalmaztak, hogy az irtásra vállalkozóké lett a tuskó és a megtisztított föld egy-három évi termése. Utána felesben művelték a földet tovább a földesúrral (PETERCSÁK 1992).

A fák eltávolítása jelentette az egyik problémás feladatot, hiszen értéket képviseltek a tuskés, szűrős bokrokkal szemben, amelyeket ugyancsak nagy nehézségek árán, szó szerint „tüzzel, vassal” lehetett irtani és még legeltetni is, így sokszor elbokrosodott, elvadult határrészek tisztításával nyertek művelésre alkalmas területeket (MÉSZÁROS é.n.). A fák kitermelésének a Dunántúlon feltételezhetően három alapvető módja volt. Első, hogy a fát levágták, ledöntötték, azonban a gyökérzet benne maradt a földben, amit később vagy eltávolítottak (a munka nehézségéből adódóan csak szükséges esetben), vagy benne hagyták a földben. Második, hogy a fa törzsének levágása nélkül gyökereit kiásták, körülásták, majd kidöntés közben magával a fával emeltették ki a gyökérzetet a köré ásott gödörből, ez az ún. irtásos döntés. Harmadik az aszalás, erdészeti terminus alapján gyűrűzés, mely során a hánscot körben átvágták, és így szárították ki a fákat, melyekkel később könnyebb volt bánni. Megemlítendő, hogy a nagyon nehezen eltávolítható gyökérzetű fákat olykor a legarchaikusabb módon, csupán csonkolták, majd a csonkok közötti területet művelték. Volt egy „enyhébb” változata is az aszalásnak, illetve helyenként „kerítésnek”. Ezt akkor alkalmazták, amikor nem akarták, hogy nyoma maradjon a tevékenységnek, vagy már ne legyen orvosolható a következmény. Ezt a beavatkozást úgy végezték, hogy kövel vagy a fejsze fokával összeroncolták, azaz körbeütögették a fa kérgén keresztül a hánscot, mégpedig amikor a fa „lében” volt, tehát megindult benne a nedvkeringés. A kérdéses, általában vita tárgyát képező vagy valakinek útban lévő fán nem voltak külsérelmi nyomok, csupán elkezdett visszavonhatatlanul száradni (TAKÁCS 1976, 1980). Ebből is látható az erdőt élő emberek végtelen tudása a természet, az erdő, a fák és egyéb növények dolgait illetően. A fák kiaszalásának, az irtásgazdálkodás egykori tevékenységének nyomai fellelhetőek az aszó-, aszal-, irtvány- és csonkás helynevekben (TAKÁCS i.m.).

A területek megtisztítása során a legelő állatállomány is hathatós segítséget jelentett, főként igaz ez a kiskérődzökre, hiszen az olykor gyér aljnövényzettel szemben a friss leveles hajtások kiváló takarmánynak számítottak. A térség erdeire jellemző fafajok a bükk kivételével tuskóról kiválóan sarjadnak, így azok kivágás után remek takarmányt jelentettek. Az erdő felújításában is fontos szerepe volt a haszonállatoknak, azonban fiatalosban, illetve újuló szakaszban lévő erdőben szigorúan tilos volt legeltetni, legfőképp kecskét és sertést (TAGÁNYI 1896). A magyarság állattartási és legeltetési szokásaiból eredően inkább szarvasmarha, sertés és juh tartása volt jellemző, így az igazán nagy pusztítás a szláv eredetű kecsketartó népek által lakott vidékeken, valamint a kultúrák ütközőzónáiban volt megfigyelhető.

Az állattartásban mindig is hatalmas jelentősége volt az erdőnek és az erdő jelentette táplálékbázisnak főként az ország azon vidékein, ahol alacsony volt a nyílt gyepes területek aránya, így a Bakonyban is. Az erdei legeltetés jelentőségét mutatja, hogy a Börzsönyben az erdei legeltetés betiltása miatt megszűnt a juhtenyésztés (PETERCSÁK 1992). Az erdők legeltetését már korán szabályozták, főként az egyes állatfajok válogatás nélküli legelési szokásai és a legeltetést végző személyzet rongálásai miatt (OROSZI 1995, 2005). A legelő állatok előszeretettel fogyasztják a friss rügyes-leveles hajtásokat, így a magoncokat, csemetéket is. Magoncok és hajtások pedig legfőképpen a legeltetéstől eltiltott fiatalosokban, felújuló szakaszban lévő erdőkben vannak, így számos alkalommal fordult elő visszaélés és rongálás. A friss hajtások másik lelőhelye a fák koronájának magasabb részeiben van, amit a pásztornépek előszeretettel vagdaltak óriási mennyiségben, hogy hamarabb jóllakassák a jószágot. Az említettekben is jól látható az erdei legeltetés jelentősége, azonban VIGA (1986) kutatásai szerint a kelet-bükki falvakban a XIX. sz. második felében nem kisebb jelentősége volt az erdei kaszálóknak (PETERCSÁK i.m.), továbbá megemlítendőek hazánk más területei is, ahol a tájtörténeti vizsgálatok szerint egészen a közelmúltig nagy jelentősége volt a hagyományos területhasználatoknak (MALATINSZKY és PENKSZA 2004) és gyepes élőhelyeknek (CENTERI et al. 2007). Az erdei fűtermés mennyisége és minősége alulmarad a réti fűtermésétől, hiszen 1 kh erdei legelő 2-4 q fűtermést adott, ami jobb esetben 1 q réti fű takarmányértékének felelt meg (BARTHA 2003), így könnyen elképzelhető, hogy az olykor óriásira felduzzasztott állatállományok mekkora károkat okozhattak az erdőkben.

Elterjedt gyakorlat volt, főként az inséges időkben a fák lombjának takarmányozásra való felhasználása. A takarmányozásra legalkalmasabb fafajok: kőrisek, hársak, kecskefűz, juharok, rezgő nyár, fehér akác és eperfák. Az említettekben túl leginkább a tölgyek és a gyertyán voltak alkalmasak a lombtakarmány előállítására. Az ujjnyinál nem vastagabb gallyakat lenyesték a korona 1/3-áig – lehetőség szerint június hónapban –, majd kitergették, kévékbe kötötték és megszáritották. A megfonnyadt lombozatú hajtásokat a szénához hasonló módon szekérre rakták és csűrökben tárolták be, olykor azonban kazlakban száritották (FÖLDES 1895). A jószágok így különösebb baj nélkül vészelhették át a telet szűkösebb időkben is. A lombtakarmány szedése minden esetben károsította a fát, így tilalmazott tevékenység volt a korai időktől kezdve, csupán nagy szükség esetén engedélyezték, például 1863-ban, amely év különösen aszályos volt. Régi tapasztalat szerint 125 kg ágnélküli lombtakarmány 100 kg közepes minőségű réti szénával egyenértékű (BARTHA 2003).

Az erdőre, mint takarmánybázisra alapozott állattartásban legnagyobb jelentősége a makk etetésének, a makkoltatásnak volt. A makkos erdők igencsak jelentős értéket

képviseltek már WERBŐCZY idejében is, hiszen a Tripartitum tanúsága szerint 50 márkára becsülték akkoriban a makkoltatásra alkalmas erdőket (PALÁDI-KOVÁCS 2001). Ezek voltak a legértékesebb erdők az idős, épületfát adó bárdos erdők mellett. Általánosan ismert, hogy a sertéseket makkoltatták, azonban a juhtartásban is nagy jelentősége volt az erdei takarmányoknak és főként a bükk- és tölgyeknek. 1 kh bükkös makktermése 2–4 q, míg ugyanakkora tölgyesé 3–5 q makk volt, így a hizlaláshoz sertésenként 4–5 kh erdő makktermése szükségeltetett (BARTHA 2003), amely adat megdöbbenítő, ha összevetjük a FÉNYES (1847) által említett évenkénti 150 ezer db sertéssel. A vizsgált területen gazdálkodó szentgáliak legősibb foglalkozása a vadászat mellett az erdei állattartás volt. A környező erdők és a makkos erdők értékét bizonyítja a Werbőczytől kölcsönzött példán túl, hogy a szentgáliak még 1842-ben is több száz forintért adták bérbe a bükköseik makktermését (HUDI 1998).

A vizsgált területre jellemző és állattartáshoz kapcsolódó további mellékhaszonvétel az erdei alomszedés volt, amelynek gyakorlása a lombnyeséshez hasonlóan jelentős károkat okozott a térség erdeiben is. Az alomszedés alkalmával az erdők alját borító növényzetet és avart almózási célokra összegereblyézték és elhordták, megszüntetve ezzel az erdők talajának táp- és szervesanyag-utánpótlását. Az alomszedés a térség erdeiben gyakran tiltott tevékenység volt, ahogyan az Hudi János és tsai. véderdejének rendszeres gazdasági üzemtervében is olvasható (VEMLE). Meg kell továbbá említeni, hogy az erdőkben, illetve azok talajában nem csak a lombnyesés és alomszedés okozott kárt, hanem a túl magas állatlétszám általi túrási és taposási károkozás is jelentős szerepet játszott egykori erdeink leromlásában.

A hagyományos állattartásban az erdei legeltetésen kívül jelentős szerep jutott több, mára letűnt, majdhogynem feledésbe merült területhasználati módnak. Ilyenek voltak a legelőerdők és fás legelők, amelyek igen elterjedtek és jellemzőek voltak. A vizsgált terület fás legelői közül az Olaszfalu határában lévővel VARGA (2008), a Pénzesgyőr és Hárskút között található kb. 160 hektáros legelővel pedig MALATINSZKY et al. (2004), KENÉZ et al. (2006), KENÉZ (2008), SZABÓ (2008) foglalkozott részletesen.

Tulajdonképpen fátlan legelőről a XIX. század közepéig nem is beszélhetünk a térségben (HEGYI 1978). Az említett területeket legeltetésre alkalmas, cserje- és gyommentes állapotban meg is kellett tartani, így tavasszal a legelőt birtokoló falu vagy falvak gyermekeivel és fiataljaival távolították el a területről a szűrés cserjéket, valamint a nem kívánatos magoncokat (ún. legelőtisztítás, „legelőpuculás”), adatgyűjtésünk során ezt özv. LIEBISCH KATALIN és PACHER KÁROLY is megerősítette. Hazánk egyes tájain ez a szegődő (fogadott, alkalmazásba vett) juhászok feladata volt még a XIX. században is (GALGÓCZI 1884). A közös legelők tulajdonosai pedig, mint az a pénzesgyőri példán keresztül is jól látszik, különösebb díjazás nélkül közösen tartoztak végezni a „gyom és tövis” irtását (PETERCSÁK 2003), mint az PACHER beszámolójából is kiderült, miszerint „...ezek a paraszt emberek fel voltak erre készülve, ez volt a dögük nekik minden tavasszal. Az a legelő az övük volt, az ő állatjuk ment, azok kipucútták a legelőt...” (PACHER ex verb.). Az adatközlők a legelőtisztítás szerszámaiként legfőképp az irtókapát, sarlót és a túskevágókat jelölték meg (LIEBISCH ex verb.). A legelőtisztítás pedig nem más, mint irtásgazdálkodásunk utolsó gyakorlati emléke, hiszen a nem kívánatos növények eltávolítása során a legarchaikusabb módszereket és eszközöket használták.

A fára mint nyers- és fűtőanyagra alapozott iparágak is jelentős terhet jelentettek az erdőkre nézve. Igaz, hogy a háziipar is jelentős volt a térségben, hiszen például a

pénzeskútiak vagy a bakonybéliek mindig is ügyes fafaragók hírében álltak, azonban e helyen csak a mész- és szénégetésre, a hamuzsírkészítésre és az üvegyártásra térnek ki.

A mészre mind az iparban, mind a mindennapi életben szükség volt, olyannyira, hogy a mészégetőktől még a kiégetés után visszamaradt mészpórt is megvásárolták, főként a szegényebb emberek, akiknek nem tellett a meszesek által árult mészre. A mészégetés megkezdése előtt a kevésbé tehető ember kiment a kemencéhez és megegyezett a mészégetővel egy üveg bor, vagy pálinka ellenében, hogy ne adja másnak a mészpórt. A bakonyi mészégetésről részletesen számol be HEGYI (1978), hűen bemutatva a bakonyi ember életét. A helyben kitermelt, kifejtett, esetleg gyűjtött mészkövet a meszet égettető vállalkozó, vagy az uradalom saját költségén szállíttatta a mész kemencéhez. A kemence égésterének nagy részét a földbe süllyesztették, falát tufával vagy vályoggal rakták ki. Egy égetés alkalmával 200–400 q mészkövet használtak fel. A nagyobb köveket körkörös kupola alakban felhalmozták, míg a kisebb kövekkel a nagyobb kövek közötti hézagokat töltötték ki. A kemencét 3–4 napig fűtötték belülről fával, amelyre legalkalmasabb a kocsánytalan tölgy, a bükk és a cser méteres hasábjai voltak. Egy mázsa égetett mész előállításához közel két mázsa mészkövet és nagyjából 1,3 m³ fát használtak fel. A kemencében legalább 900 °C hőmérsékletre volt szükség ahhoz, hogy a mész kiégjen, így érthető a jelentős faigény (HEGYI 1978).

Szinte a Bakony egész területén jellemző volt a szénégetés, ami a mészégetés mellett háztartási és ipari alapanyagot állított elő az erdők fájából. Az Öreg-Bakony egész területén is folyt az említett ipar, amelyet például a Szentgál határában fennmaradt „Szénégető” dűlőnév támaszt alá. A környéken kitermelt bükkfát boksákba rakták lehetőség szerint sík területen, különösen a már szénégetésre előzőleg használt részeken. A kijelölt kör kerületének akkorának kellett lennie, mint az égetésre szánt fa métereinek száma (általában kb. 10 m átmérőjű kör). A kúp rakása a bika (ágas végű, kb. 2,5 m hosszú faág) leszúráásával kezdődött, amely köré egymástól 15 cm távolságra 4–6 db, egyenként 60–120 cm-es karót raktak. Az így kialakított sátrat előbb száraz gallyakkal, majd kifelé haladva hasábfával rakták körbe, és elérve a kúp szélét újra vékonyabb fa került a kúpba. A nagyobb kúpokhoz 10–12 kocsí fát használtak fel. Az ilyen nagyobb boksákban, amelyekben fűtéshez használt szén készült, el lehetett széníteni akár a karvastagságú hasábokat is, azonban finom szénhez, például lőporhoz, csupán vékony gallyakat szénítettek. A kúpot végül föld és avar keverékével (jobb esetben az előző égetés porával keverve) befedték, majd a bika kihúzása után egy lapátnyi parázs beleborításával begyűjtötték. A bodorodó füst jelezte a gallyak begyulladását, ami után hasábfával vagy faszénnel töltötték ki a gyújtójáratot. Az égés 6–7 napig is eltartott egy 20 m³-es kúp esetén, amely idő alatt folyamatosan figyelni, vigyázni kellett a kúpot. A kúp oldalát egyengették, szükség esetén újra befedték, majd fokozatosan lefelé haladva szellőzőnyílásokat alakítottak ki rajta, hogy végighaladjon rajta a szénülési folyamat. Miután a kúp összeomlott és kellőképpen kihűlt, szétbontották, külön kupacokba rakták és eladták a szénkereskedőknek (VAJKAI 1959).

A területen kialakult ősi mesterségek közül talán a leginkább hamuzsírkészítés volt a számottevő. A hamuzsír legfontosabb alkotója a kálium-karbonát, amit hagyományosan a fa hamujának kilúgozásával nyertek, erre utal a név is, mert a hamuzsír lúgos kémhatása miatt a bőrt síkossá teszi. A kinyert lúgot elsősorban üvegyártásra, vászonfehérítésre, bőrcserzéshez és salétromfőzéshez használták. A magyar hamuzsír bekerülése a nemzetközi kereskedelemben igen korán, már a XIV. században megtörtént (MÉSZÁROS é.n.). Ipari mértékben a hamuzsírt a XVIII. század közepétől a XIX. század elejéig készítették

hagyományos módon, amihez nagy mennyiségű fahamura volt szükség, így alig néhány évtized elegendő volt ahhoz, hogy négymillió katasztrális holdnyi erdő pusztulását eredményezze. 1756-ban 41 kemence 6000 mázsá hamuzsirt gyártott Veszprém megyében (ECKHART 1922), 1864-ben 36865 mázsányi volt csupán az export hamuzsíról, ami annak köszönhető, hogy megnőtt a kereslet Nyugat-Európában, ahol már kiirtották az erdőket, Magyarországon ellenben jelentős erdőterületek voltak még, a faárak pedig elenyészően alacsonyak voltak. Tovább rontotta a helyzetet a magyar hamuzsír kiváló minősége, így az angol üvegyártás, valamint a cseh üveg- és textilipar korlátlan mennyiségben képes volt felvenni a terméket. Azt tartották akkoriban, hogy az angol üveg a magyar hamuzsírnak köszönheti átlátszó tisztaságát, egyébiránt a nagy tisztaságú üvegek készítéséhez még ma is használnak hamuzsirt (MÉSZÁROS é.n.). Az oroszországi és amerikai hamuzsír, valamint a mesterségesen előállított szóda elterjedésével a lúgyártás ezen módja visszasüllyedt a kiegészítő iparágak szintjére.

A bakonyi hagyományok szerint a hamuzsír készítésének 4 alapvető fázisa volt, úgy mint a hamu előállítása, a hamu kilúgozása, a lúg elpárologtatása és a nyers hamuzsír kiégetése, azaz kalcinálása (MÉSZÁROS é.n.). Legegyszerűbben úgy nyerték a hamut, hogy odvas fába izzó taplót tettek és megvárták, amíg belülről kiég – ez nem volt a legszerencsésebb módszer, mert akár az egész erdő is lángba borulhatott szárazság idején, esőzések pedig kiázhatott a hamu, nem beszélve arról, hogy egy természetes fából ily módon csupán egy zsáknyi hamu nyerhető. A biztonságosabb módszer lényege abban állt, hogy egy vermet kibéleltek kövekkel (huta) és fölötte hamvasztották a fát úgy, hogy a hamuja a gödörbe hulljon. A hutáknál dolgozók nagy részét a hamuégetők alkották, akik a jobbágyok és nincstelének soraiból kerültek ki, így munkásban sosem volt hiány, a vizsgált területen is a szegényebb betelepülők munkája volt a hamuzsírőzés (VAJKAI 1959). A széles levelű lombos fákból, és főként a fiatal egyedek nyers lombjából, kérgéből, fiatal hajtásaiból és ágaiból nyerhető a legtöbb hamuzsír. Az égésnek lassan kellett végbemennie, hogy magas legyen a hamu káliumtartalma, ezért az elégetendő fát vízzel locsolták. A hamu kinyerése és összegyűjtése után következett a második fázis: „a hamut kilúgozzák, a lúgot elpárologtatják és a visszamaradó barna sómasszát kemencékben, régebben kisüstökben kiégetik (kalcinálják), mely eljárás mellett a tisztátlanító organikus alkotórészek kiégnek” (ECKHART 1922).

A hamuzsírőző telepek működtetéséhez hatalmas mennyiségű fára volt szükség. „Bükkfát véve alapul: 1000 egység fából 1,45 egység hamuzsirt lehetett előállítani, fenyőfánál az 1000 egység fából pedig csak 0,45 egység hamuzsirt tudott előállítani az üzem” (ECKHART i.m.). Ezek a számok is alátámasztják a már fentebb vázolt erdőpusztulás okait, de ettől függetlenül a hamuzsírgyártás hagyománya régi időkben gyökerezik, és elválaszthatatlanul hozzátartozott a Bakony emberének életéhez. A hamuzsírőgetés fennmaradt történelmi bizonyítékai közé tartozik az Aklból Pénzesgyőrbe vezető út jobb oldalán található Hamuházi-dűlő. A hamuház, melynek nevét rögzíti a fent említett helynév, 1782-ben már működött a leírások tanúsága alapján (HUDI 1998). Amennyiben sorra vesszük a környéken előállított meszet, szenet és hamuzsirt, kirajzolódik előttünk egy újabb iparág, az üvegyártás, amelynek nagy gazdasági jelentősége volt a vizsgált terület történetében.

Az üveget, melyet a magyarság már a honfoglalás idején is ismert, üveghutákban készítették. Az üvegyártás a középkortól kezdve egyre jelentősebb, így a huták

száma a XVII. században jelentősen megnövekedett – ebben az időben került be az üveg a paraszti háztartásba. Az üveget a helyszínen található homokból, mészkőből és hamuzsírbból olvasztással állították elő és fémoxidokkal színezték eleinte véletlenszerűen, majd később tudatosan. Üveget csak ott lehetett előállítani, ahol megfelelő homok volt, ugyanúgy, ahogy meszet is csak ott lehet égetni, ahol megfelelő a mészkő, azonban ez az üvegyártásra és a homokra fokozottan igaz. A környék leghíresebb hutája a Somhegyen volt, amelynek termékeit családi ereklyeként őrizték nemzedékről nemzedékre. A régi helynevekben fellelhető „huta” vagy „hütte” szavak bizonyítják ennek a régi mesterségnek a térségben betöltött jelentős szerepét. Ilyen helynév Óbánya is, amely a régi üveghutát, mint ipartelep jelöli az I. katonai felmérésen. Működése 1791-ben szűnt meg a környező erdők kiirtásának következtében, így új hutát létesítettek Újbánya (Nova Huta) néven Pénzeskútpuszta határában. Az új hutában évente több tízezer üvegtárgyat (poharakat, palackokat, ablaküvegeket és gyógyszeres fiolákat) állítottak elő, így érthető, hogy a XIX. században a lakosságot a majorsági zsellérek és uradalmi cselédek kivül leginkább üveghutai munkások alkották (HUDI 1998). Újbánya üvegfüvői azután a század első negyedében átköltöztek Somhegyre, amelyen akkor már működött a híres somhegyi huta amelyben 1859-ig folytatták a termelést (WALLNER 1942).

A leírtakból is látható, hogy a múlt gazdálkodási formái korántsem nevezhetők egyszerűnek és ezzel felejtésre ítélandóknak. Ezen sokszínűség eltűnt a modern gazdálkodásból, amely szükségszerűsége a technikai és technológiai fejlődésnek, azonban a diverzitás (agro-, illetve agrobio-diverzitás) csökkenésével együtt ezek a gazdaságtörténeti emlékek el fognak tűnni.

Köszönetnyilvánítás

Mindenek előtt köszönetemet szeretném kifejezni Dr. Lábadi Károlynak és Dr. Malatinszky Ákosnak végtelen türelmükért, segítségükért és támogatásukért. Köszönettel tartozom Dr. Oroszi Sándornak útmutatásáért és nélkülözhetetlen segítségéért, továbbá Kenéz Árpádnak és Szabó Máténak, akik igaz barátaim és kiváló munkatársaim, valamint Varga Annának, aki a fás legelők és legelőerdők ügyének előmozdításában kiemelkedő szerepet tölt be. Külön köszönet illeti a Pangea Kulturális és Környezetvédelmi Egyesületet, amiért segítette munkámat, Liebisch Katalin és Pacher Károly adatközlőimet, amiért idejüket rám áldozva osztották meg velem emlékeiket.

Irodalom

- BARTHA D. 2003: Történelmi erdőhasználatok Magyarországon. Magyar Tudomány. 2003. évf./12 szám.: 90–102.
- CENTERI CS., MALATINSZKY Á., VONA M., BODNÁR Á., PENKSZA K. 2007: State and sustainability of grasslands and their soils established in the Atlantic-Montane zone of Hungary. Cereal Research Communications 35: 309–312.
- ECKHART F. 1922: A bécsi udvar gazdasági politikája Magyarországon Mária Terézia korában. Budapest.
- FÉNYES E. 1847: Magyarország leírása. Pesten.
- FÖLDES J. 1895: A legelő-erdők. A legeltetés kérdése Magyarországon, s annak megoldása erdőgazdasági úton. Budapest.
- GALGÓCZI K. 1884: Mezei gazda népszerű vezérkönyve a mostani viszonyokhoz alkalmazva. 5. kiadás. Budapest.
- HEGYI I. 1978: A népi erdőkielégés történeti formái (Az Északkeleti-Bakony erdőgazdálkodása az utolsó kétszáz évben). Akadémia Kiadó, Budapest.
- HUDI J. 1998: Pénzesgyőr: Egy bakonyi község múltja és jelene. Veszprém.

- KENÉZ Á. 2008: Természetvédelmi célú gyephasznosítási terv a Pénzesgyőr–Hárskúti hagyásfás legelő élőhely védelmére. Diplomadolgozat, Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Gödöllő.
- KENÉZ Á., SALÁTA D., SZABÓ M. 2006: A pénzesgyőr-hárskúti hagyásfás legelő tájtörténeti, botanikai és környezetgazdálkodási viszonyainak feltárása. TDK dolgozat, Gödöllő.
- KISZEL V., MALATINSZKY Á. 2007: Breuer László (Sumi) (1965–2006) szakmai életútja. Tájökológiai Lapok 5: 1–4.
- MALATINSZKY Á., BARCZI A., PENKSZA K. 2004: Tájértékelési és tájvédelmi terepgyakorlat vizsgálati eredményei a pénzesgyőr-hárskúti hagyásfás legelőn (Magas-Bakony). I. Magyar Tájökológiai Konferencia Tanulmánykötete, Szirák. p. 64.
- MALATINSZKY Á., PENKSZA K. 2004: Traditional sustainable land use towards preserving botanical values in the Putnok Hills (South Gömör, Hungary). *Ökológia (Bratislava)* 23: 205–212.
- MAROSI S., SOMOGYI S. (szerk.) 1990: Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest.
- MÉSZÁROS GY.: Hamuzsír készítésének története hazánkban különös tekintettel a Bakonyra. Kézirat. Országos Erdészeti Egyesület könyvtára, Kéziratok. 103 p.
- OROSZI S. 1995: Emlékezés a székely közösségek erdőire. *Erdészettörténeti Közlemények* 17: 1–171
- OROSZI S. 2005: Az erdélyi Mezőség fásítása és egyéb közérdekű erdőtelepítések kérdése. *Erdészettörténeti Közlemények* 67: 90–99.
- PALÁDI-KOVÁCS A. 2001: Magyar Néprajz. II. kötet. Budapest.
- PESTY F. 1880: Az eltűnt régi vármegyék I-II. Reprint, az Állami Könyvterjesztő Vállalat és a Könyvtérkéscső Vállalat közös kiadása. Budapest. I.
- PETERCSÁK T. 1992: Az erdő az Északi-középhegység paraszti gazdálkodásában (XVIII–XX. század). *Studia Folkloristica et ethnographica* 30. Debrecen.
- PETERCSÁK T. 2003: Nemesi és paraszti közbirtokosságok Heves megyében (XVIII–XX. század). *Studia Agriensia* 23. Eger.
- RÓMER F. 1860: A Bakony, terményrajzi és régészeti vázlat. Nyomatott Sauerwein Gézánál Győrött.
- SZABÓ M. 2008: A pénzesgyőr-hárskúti hagyásfás legelő botanikai feltárása. Diplomadolgozat, Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Gödöllő. 55 p.
- TAGÁNYI K. 1896: Magyar erdészeti oklevéltár. I–III. Budapest.
- TAKÁCS L. 1976: Egy irtásfalu földművelése. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- TAKÁCS L. 1980: Irtásgazdálkodásunk emlékei. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- VAJKAI A. 1959: Szentgál. Egy bakonyi falu néprajza. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- VARGA A. 2008: Fáslegelők és legelőerdők egykori és mai vegetációdinamikája. *Kitaibelia* 13: 195.
- VIGA GY. 1986: Tevékenységi formák és a javak cseréje a Bükk-vidék népi kultúrájában. Borsodi kismonográfiák 23. Miskolc.
- WALLNER E. 1942: A Bakony erdőtakarójának pusztulása a XIX. században. *Földrajzi Közlemények* 70(1). In OROSZI S. (szerk.) 2006 Bakonyi erdők, bakonyi évszázadok, válogatás kétszáz év írásából. Veszprém. pp. 65-69.
- VEML (Veszprém Megyei Levéltár): XXI. 103. 306/1. Hudi János és tsai. véderdejének rendszeres gazdasági üzemterve.

Adatközlők:

- LIEBISCH ex verb.: Liebisch Katalin, 80 éves pénzesgyőri lakos
 PACHER ex verb.: Pacher Károly, 70 éves pénzesgyőri lakos

FACTS TO THE LANDSCAPE HISTORY OF THE ÖREG-BAKONY MOUNTAINS

D. SALÁTA

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

Keywords: Bakony Mts., landscape history, livestock keeping in forests, forest use

Long-ago land use and the landscape itself in Hungary had been much more colourful and diverse than today. Processes and effects resulting in current state of landscapes are explored during landscape history studies of a certain area. This is definitely true for the once extended, closed forests covering the Carpathian Basin. These forests have been significantly reduced during alteration of habitats and their use and view have been changed. One of the biggest forested areas in Hungary is the Bakony Mts., but its coverage has decreased significantly during the past 500-1000 years and its traditional agriculture and forestry are slowly disappearing as production becomes intensive. Traditions of the Öreg-Bakony (the central and highest part of the Bakony Mts.) represent one-time customs of the past Bakony Mts. well. Pigs eating acorn and other livestock grazing in the forests, use of tree foliage as fodder or collecting dead fallen leaves were everyday practices even in the 19th century. Industries based on wood as raw material or fuel are witnessed by geographical names of the area.

AZ ÉGHAJLATVÁLTOZÁS, HATÁSAI ÉS AZ INTÉZKEDÉSEK AZ IPCC NEGYEDIK ÉRTÉKELŐ JELENTÉSE TÜKRÉBEN

NOVÁKY Béla

Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék
2103 Gödöllő, Páter Károly u 1., e-mail: novaky.bela@kti.szie.hu

Kulcsszavak: globális melegedés, üvegházhatású gázok, kibocsátási forgatókönyv, éghajlati forgatókönyv, hatások, alkalmazkodás, megelőzés

Összefoglalás: Az Éghajlat-változási Kormányközi Testület (IPCC) 2007-ben közzreadott Negyedik Értékelő Jelentése megállapította, hogy a Föld éghajlata az ipari forradalom óta eltelt időben melegedett. A melegedés nagyon valószínű oka, hogy a különféle emberi tevékenységek során a növekszik a légkörbe jutó, a természetes üvegházhatást fokozó üvegházgázok, mindenekelőtt a szén-dioxid mennyisége. Amennyiben a kibocsátás a jelenlegi vagy azt meghaladó ütemben folytatódik, a globális melegedés mértéke a 21. század végére elérheti a 2,5–5,5 °C-ot. A globális melegedés hatással lesz a regionális éghajlatra, a természetes fizikai és biológiai rendszerekre, a humán rendszerekre. Számos jelzés van arról, hogy a változások máris elkezdődtek. A melegedés következtében olvad a sarkkörüli tengerjég, csökken a gleccserek és a permafroszt kiterjedése, emelkedik a tengerek vízszintje, a száraz éghajlatú térségekben csökken a hasznosítható vízkészlet, gyakoribbá válnak a szélsőséges időjárási jelenségek (aszály, árvizek). Az éghajlatváltozás a nem éghajlati hatásokkal (földhasználati változások, szennyezés, a természeti erőforrások túlzott igénybevétele) együtt veszélyezteti számos ökoszisztéma fennmaradását, különösen a 2–3 °C-ot meghaladó globális melegedésnél. Folytatódik a biogeográfia övezetek eltolódása, pl. erdők északi terjeszkedése a tundra rovására, a szubtrópusi területek bővülése a trópusok rovására. Az éghajlatváltozás veszélyezteti a biodiverzitást, az eddig ismert fajok 20–30%-a kipusztulhat. A tengerek melegedése miatt eltűnhet a koralltelepek jó része, a sarki jég olvadása miatt szűkülhet egyes fajok élettere, a tengervízszint emelkedése miatt veszélybe kerülnek a parti mangrove-erdők. A humán szférában nő a vízhiányos területeken élők száma, hosszabb távon romlik az élelmiszer-ellátás biztonsága, nő a fertőzőes betegedések kockázata. A tengerszint emelkedése több millió parti lakos biztonságát veszélyezteti. Az éghajlatváltozás kedvezőtlen hatásainak kivédésére vagy csökkentésére két út kínálkozik: az egyik az éghajlatváltozás mérséklése, a másik az új éghajlati viszonyokhoz való alkalmazkodás.

Bevezetés

Az 1970-es évek óta mind több észlelés utalt az éghajlat melegedését okozó üvegházgázok légköri koncentrációjának növekedésére. A szén-dioxid légköri koncentrációja az 1970-es évek közepén elérte a 330 ppm értéket, ami 20%-kal magasabb, mint az ipari forradalom előtt volt. A Meteorológiai Világszervezet (WMO) állásfoglalása szerint a növekedés egyaránt lehet a természetes változékonyság és az emberi tevékenységek hatásainak következménye. Az első Éghajlati Világkonferencia (Genf, 1979) fogalmazása egyértelműbb: a légköri szén-dioxid tartalom növekedésének fő oka a fosszilis tüzelőanyagok használata, az erdőirtás és a földhasználat-változás, a szén-dioxid légköri növekedése pedig a melegedés fő kiváltó oka. A WMO és az ENSZ Környezeti Problémákkal Foglalkozó Szervezete (UNEP) 1980-ban elindította az Éghajlati Világprogramot (WCP), 1988-ban létrehozta az Éghajlat-változási Kormányközi Testületet (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC). Az IPCC célja és küldetése a környezeti megfigyelések és a kutatási eredmények alapján tudományosan megalapozott információk összegző értékelése a politikusok számára az éghajlatváltozásról, a kiváltó tényezőkről, az éghajlatváltozás várható következményeiről, a következményekre való felkészülés, és az éghajlatváltozás megelőzésének vagy mérséklésének lehetőségeiről. A testület egyfajta híd szerepét tölti

be a tudomány és a politika között. Az IPCC alapítását követően a mai napig négy ún. Értékelő Jelentést állított össze, a legutóbbit 2007-ben (FARAGÓ 2007).

- Az *Első Értékelő Jelentés* (FAR, IPCC 1990) szerint biztosak lehetünk abban, hogy az emberi tevékenység okozta kibocsátások miatt növekszik az üvegházhatású gázok légköri koncentrációja, ami a felszín közeli légkör melegekedését okozza, azonban a hatások terén még sok a bizonytalanság. A jelentés javasolta az üvegházgázok kibocsátásának csökkentését, támogatta az ENSZ keretében az Éghajlat-változási Keretegyezmény (UNFCCC) létrehozását, közreműködött annak a berlini konferenciának (Conference of the Parties, COP) létrejöttében, amelynek résztvevői 1995-ben megalkották az üvegházgázok 2000 utáni kibocsátásának korlátozására az ipari országok által megkötendő szerződés feltételeit (berlini felhatalmazás, mandátum).
- A *Második Értékelő Jelentés* (SAR, IPCC 1995) az időközben jelentősen megnövekvő számú megfigyelés és a modellezések alapján kijelentette, hogy az emberi tevékenység hatással van a Föld éghajlatára. Az Értékelő Jelentés publikálását követően számos speciális jelentés készült a különböző eredetű (repülés, földhasználat, ipari technológiák) és mértékű kibocsátásoknak a globális melegeedésre gyakorolt hatásaira. A jelentés kulcsfontosságú adatokat szolgáltatott a kiotói egyezmény (1997) elfogadásához vezető tárgyalások számára.
- A *Harmadik Értékelő Jelentés* (TAR, IPCC 2001) megállapította, hogy az emberi hatás okozta várható hőmérsékleti növekedés a 21. században lényegesen nagyobb lehet, mint bármikor korábban, a globális melegeedés nyomán nagy térségekre kiterjedő, jelentős következményekkel járó változások indulhatnak el. Ezért is tartotta a jelentés különösen fontosnak a kiotói vállalások hatályba lépését.
- A *Negyedik Értékelő Jelentés* (AR4, IPCC 2007) szerint az éghajlatváltozás máris jelen van, és amennyiben az üvegházgázok kibocsátásában nem történik mérséklés, úgy annak jelentős következményei várhatók a 21. század végére. Tanulmányunk az IPCC Negyedik Értékelő Jelentésének legfőbb következtetéseit mutatja be.

A Negyedik Értékelő Jelentés munkálatai, a korábbiakhoz hasonlóan, három munkacsoportban (working group) folytak. Az első munkacsoport (WG I) foglalkozott a globális melegeedés, az éghajlatváltozással, a kiváltó okokkal, a második munkacsoport (WG II) a lehetséges következményekkel és az alkalmazkodás lehetőségeivel, a harmadik munkacsoport (WG III) a melegeedést okozó légköri kibocsátások visszafogásának és mérséklésének lehetőségeivel. Mindhárom munkacsoport több száz oldalas jelentést készített, a legfontosabb következtetésekről egy rövid szakmai összefoglaló (Technical Summary, TS), és egy még rövidebb összefoglaló készült a politikus döntéshozók számára (Summary for Policymakers, SPM). A három munkacsoport jelentését a Szintézis Jelentés (Synthesis Report, SYR) foglalja össze. Minden esetben nagyon fontos a jelentések tudományos hitelessége. A munkacsoportok jelentéseik során ezért szigorú szakmai szűrőkön átment, lektorált tudományos cikkeket használnak fel, a jelentések véglegesítés előtt többszakaszos bírálaton megy keresztül. Az első szakaszban maguk a jelentésírók fogalmazzák meg kölcsönösen észrevételeiket, a második szakaszban külső, felkért szakmai bírálók, a harmadik bírálati szakaszba politikai döntéshozók is bekapcsolódnak. Az észrevételekre a jelentésíróknak minden szakaszban tételesen és érdemben válaszolni kell, aminek megtörténtét ellenőrzik. A Negyedik Értékelő Jelentés talán legfontosabb dokumentumának, a politikai döntéshozók számára készített jelentés (SPM) megvitatása, majd jóváhagyása az IPCC tagországok kormányzati képviselőinek jelenlétében, nyílt ülésen zajlik. A jelentés-tervezet megvitatása soronként történik, elfogadásához valamennyi jelenlévő közös akarata szükséges.

A Negyedik Értékelő Jelentés erősen hozzájárult ahhoz, hogy az IPCC – Al Gore-lal megosztva – 2007-ben megkapta a Nobel-békedíjat, a díjat odaítélő bizottság megfogalmazása szerint „azért az erőfeszítésért, amit az ember okozta éghajlatváltozásra vonatkozó nagyobb ismeret létrehozása és terjesztése, valamint a változás megaka-

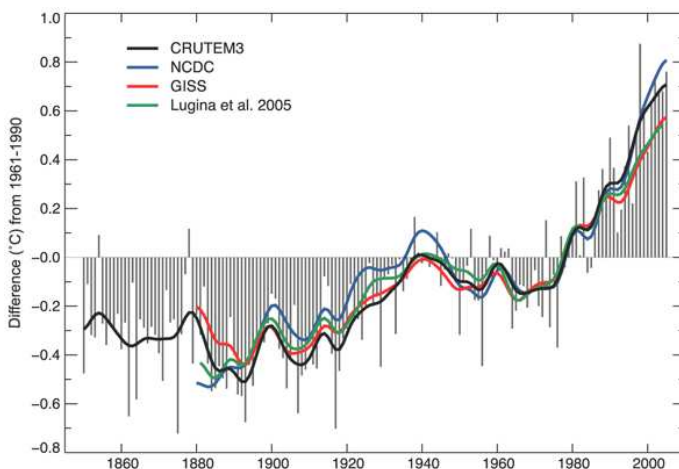
dályozására szolgáló intézkedések megalapozása érdekében fejtettek ki. ... Több mint száz ország tudósainak és hivatali képviselőinek ezrei működtek közre azért, hogy tisztábban lássuk a felmelegedés valódi mértékét.”

Az IPCC Negyedik Értékelő Jelentés készítésében három magyar kutató vett részt. A második munkacsoport 12. Európa fejezetében koordinátor-szerzőként Nováky Béla, a Szent István Egyetem egyetemi docense, a 18. Alkalmazkodás és megelőzés kapcsolata fejezetében Tóth L. Ferenc a Budapesti Corvinus Egyetem, jelenleg a bécsi Nemzetközi Atomenergia Ügynökség szakértője, vezető szerzőként, a harmadik munkacsoport 6. Lakó és középületek fejezetében Ūrge-Vorsatz Diana, a Közép-Európai Egyetem (CEU) egyetemi tanára ugyancsak koordinátor-szerzőként vett részt.

Éghajlatváltozás, okai és következményei az ipari forradalmat követő időszakban

A Föld éghajlatának melegeése az ipari forradalom óta

A Föld éghajlata melegsik. A globális évi középhőmérséklet az 1906-2005 közötti száz év alatt 0,74 °C-kal emelkedett, üteme a legutóbbi ötven év alatt közel kétszerese volt a teljes száz év alatti növekedésnek (1. ábra). A legutóbbi száz év legmelegebb tíz évéből kilenc a legutóbbi évtizedre esett, a 20. század második felének ötven éve nagy valószínűséggel a legmelegebb volt az utolsó 500 évben, és valószínűleg az utolsó 1300 évben. Az évi középhőmérséklet mind az óceánok, mind a szárazföldek térségében növekedett. A Föld éghajlatának az ipari forradalmat követő, napjainkban felerősödő melegeése nagy valószínűséggel elfogadott, az IPCC Negyedik Értékelő Jelentés megállapítása szerint nem vitatható tény (IPCC 2007a). Az elmúlt évtizedekben a Föld egészét tekintve közel 29 ezer olyan változást, tendenciát regisztráltak a természetes fizikai és biológiai rendszerekben, amelyek 90%-a konzisztens a globális melegeedéssel, egymás között jó összhangban vannak, együttes bekövetkezésük aligha volna magyarázható csupán az éghajlat természetes változékonyságával (IPCC 2007b).



1. ábra Az északi félteke átlagos évi középhőmérsékletének alakulása az elmúlt ezer évben (IPCC 2007a)
Figure 1. Average annual mean temperature of the northern hemisphere in the past 1000 years (IPCC 2007a)

A melegedést kiváltó okok

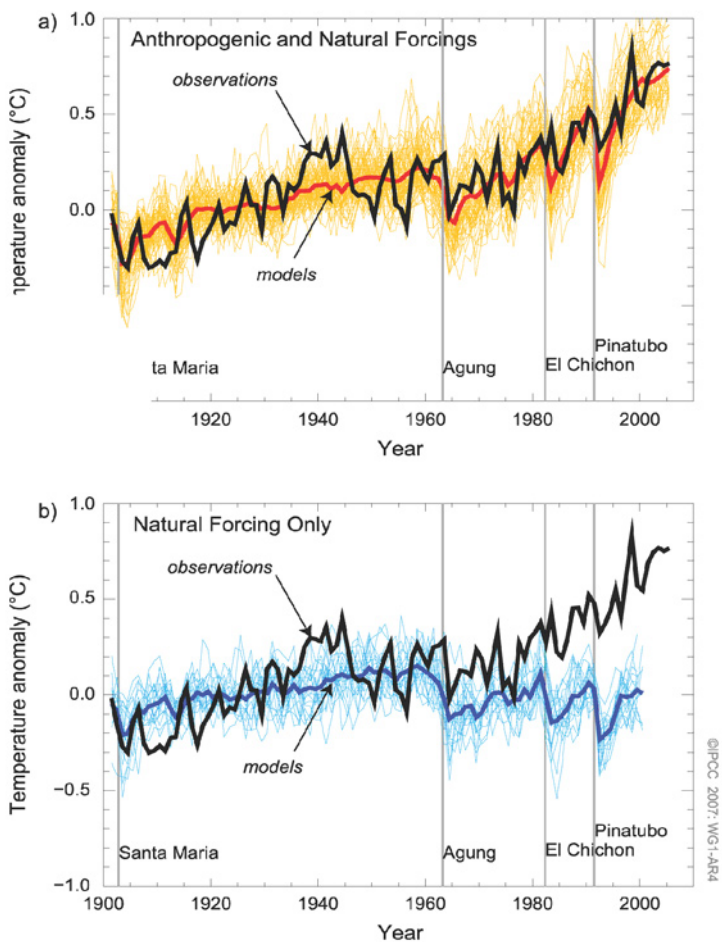
Az IPCC Negyedik Értékelő Jelentése másik fontos megállapítása szerint „nagyon valószínű, hogy a globális középhőmérsékletben a 20. század közepétől észlelt növekedés jórészt az antropogén üvegházhatású gázok koncentráció emelkedésének tudható be” (IPCC 2007a). Az ipari forradalmat követően az üvegházgázok légköri mennyisége exponenciális ütemben emelkedett szoros összefüggésben a népességnek és a népesség élelem- és energia-igényének növekedésével. Az üvegházgázok ekvivalens szén-dioxidban kifejezett kibocsátási üteme, főként az energiaipar, az ipar és közúti közlekedés kibocsátása miatt, 1970–2004 között 80%-kal nőtt. Az energiaipar jelenlegi kibocsátása annak ellenére magasabb, hogy lényegesen javult az energiahasznosítás hatékonysága, mivel ez utóbbi nem ellensúlyozta a lakosság számának növekedéséből és a termelés bővüléséből eredően növekvő energiaigényt (IPCC 2007c). A növekvő kibocsátás következtében a legfontosabb üvegházgáz, a szén-dioxid légköri koncentrációja az elmúlt 200 évben több mint 30%-kal emelkedett, és mára elérte a 380 ppm értéket (IPCC 2007a), magasabbat, mint az elmúlt 20 millió évben bármikor. Nőtt a légkör hűtését okozó antropogén eredetű aeroszolak légköri koncentrációja is. A légkört szennyező kibocsátások mellett, kisebb mértékben, más emberi tevékenységek (növényzet megváltozása a földművelés térhódítása miatt a szubtrópusi és trópusi éghajlatú térségekben, a szaporodó állatállomány miatti túllegeltetés, a trópusi övezet nagyarányú őserdő-irtásai, urbanizáció) is befolyásolták az éghajlat alakulását.

Az emberi tevékenységek a légkör sugárzási viszonyainak, mindenekelőtt a planetáris albedó és az üvegházhatás megváltoztatásával hatnak az éghajlatra, és kényszerítik az éghajlatot új állapotra, ezért e hatásokat az éghajlati rendszer külső sugárzási kényszereiként értelmezik, nagyságukat Wm^{-2} egységben fejezik ki. A Negyedik Értékelő Jelentés szerint az antropogén eredetű melegedést (pozitív) és hűlést (negatív) kiváltó külső sugárzási kényszer eredője $1,60 \text{ Wm}^{-2}$ értékre becsülhető (IPCC 2007a).

Az antropogén hatások, és mindenekelőtt az üvegházgázok és az aeroszolak kibocsátásának növekedése és a globális melegedés közötti ok-okozati összefüggést bizonyítják az éghajlati modellekkel a múlt éghajlatára utólag végzett ún. kontroll-szimulációk. A globális éghajlati modellekkel (GCM) a múlt éghajlatára végzett számítások igazolják, hogy csak a természetes és antropogén hatásoknak a modellekben együttes figyelembevétele adja vissza jól (egyedül jól) a globális hőmérsékletben bekövetkezett múltbeli változásokat (2. ábra, IPCC 2007a), a természetes vagy antropogén hatásokat külön-külön figyelembevevő modellek eredményei kevésbé vagy egyáltalán nem egyeznek az észlelt értékekkel.

A globális melegedés megfigyelt következményei

A globális melegedés máris sokféle változást indított el a különféle természetes fizikai és biológiai rendszerekben, mindenek előtt hatással volt a regionális éghajlatra. A mérsékelt éghajlati övben 1960 óta erősödtek a nyugati szelek. Egyes csapadéokban ma is gazdag térségben (Észak- és Dél-Amerika keleti része, Észak-Európa, Ázsia északi és középső részei) a csapadék szignifikánsan növekedett 1900–2005 között, másutt (Földközi-tenger környezete, Száhel-övezet, Afrika déli része, Dél-Ázsia egyes vidékei) csökkent. A csökkenő csapadék magasabb hőmérséklettel párosulva intenzívebb, hosszabb ideig tartó, nagyobb térségre kiterjedő aszályokat váltott ki különösen az 1970-es éveket követően. A szárazföldi területek nagy részén nőtt a nagycsapadékok gyakorisága, ami egybecseng a légköri vízgőztartalomnak a felmelegedés következtében bekövetkező, megfigyelt



2. ábra A globális középhőmérséklet tényleges (folytonos fekete vonal), a természetes hatások figyelembe vételével (alsó ábrarész, kék vonal), és a természetes és antropogén hatások figyelembe vételével együttesen (felső ábrarész, piros vonal) modellezett időszora (IPCC 2007a)

Figure 2. Time scales of global mean temperature: actual (constant black line); modelled by considering natural effects (bottom figure, blue line), and by considering both natural and anthropogenic effects (top figure, red line) (IPCC 2007a)

emelkedésével. Az utóbbi 50 évben változásokat észleltek a szélsőséges hőmérsékletekben is: a hideg napok és éjszakák, a fagyok ritkábbak lettek, a forró éjszakák és a hóhullámok gyakoribbá váltak.

Az óceánok vízhőmérséklete 1961 óta legalább 3000 m mélységig nőtt, ami a tengervíz hőtágulását okozta és hozzájárult a tengervízszint emelkedéséhez. A vízszint emelkedése más antropogén hatásokkal együtt a parti ökoszisztémák (sósomcsarak, mangrove-erdők) fogyatkozását, fokozódó romlását okozta. A tengerek növekvő vízhőfoka következtében az 1970-es évektől nőtt az észak-atlanti területek trópusi ciklonjainak intenzitása, de éves számuk nem mutat lényeges változást. A vízhőmérséklet emelkedése, a jégtakaróban,

a sótartalomban, az oxigénszintben, a tengeri áramlatokban bekövetkezett változások hatással voltak több tengeri faj fenológiájára és élőhelyeire. A vízhőmérséklet emelkedése kedvezett a melegkedvelő algák és planktonok, egyes halfajok élőhelyi terjeszkedésének. A melegkedvelő planktonok és halak élőhelyei közel 10°-nyi szélességgel (1000 km-rel) helyeződtek át északi irányba négy évtized alatt az Atlanti-óceán északkeleti részén és az Északi-tengerben. Ugyanitt megfigyelhető a hidegkedvelő planktonok csökkenése, ami kedvezőtlenül hatott a tőkehal szaporulatra.

Az utóbbi években megfigyelhető a mérsékelt meleg égövre jellemző evezőlábú rákfaj, a *Calanus Helgolandicus* terjeszkedése. Anglia délnyugati partjainál mind gyakoribb a fattyúmakréla, aranydurbincs, új melegvízi fajok is megjelentek, mint az íjhal, a gömbhal, vagy az óceáni naphal, amely utóbbit a medúzák és algák elszaporodása vonzotta ide. Csökkent egyes, a mérsékelt hideg égövre jellemző faj, így a *Calanus finmarchius* elterjedése és egyedszáma.

Különösen látványosak a jégborítottságban beállt változások. Az északi-sarkvidéki (arktikus) tengerek jégborítottsága évtizedenként 2,7%-kal csökkent, a szárazföld magashegységeiben a gleccserek jelentősen visszahúzódtak, esetenként teljesen eltűntek. A Kilimandzsárót 1912-ben még 12,1 km²-en borító jégtakaró 2000-re 2,2 km²-re csökkent, a Gangesz egyik forrását jelentő Gangtori-gleccser évente 23 m-rel húzódik vissza, a svájci Alpokban 1850-ben a gleccserek kiterjedése 4474 km² volt, ami 1970-re 2903-km²-re csökkent. Csökkent az északi félteke fagyott talajú (permafroszt) területeinek kiterjedése, az évi legnagyobb kiterjedésük 1990 óta 7%-kal. A grönlandi, és kisebb mértékben az antarktisi jégtakaró olvadása tovább növelte a tengerszinteknek a víz hőtágulásából adódó emelkedését, ami a 20. században 17 cm-t tett ki. A gleccserek olvadását követően nőtt a tavak száma és felülete, a gleccserekből táplálkozó vízfolyások vízhozama. Az Atlanti-óceánba és melléktengereibe ömlő eurázsiai folyók vízhozama az 1930-as évektől emelkedett. A hóolvadásból táplálkozó vízgyűjtőkön a téli melegedés miatt a hótakaró korábban kezd olvadni, és ezért korábban jelentkeznek a tavaszi áradások. Az Alpok alacsonyabban fekvő részein számottevően csökkent a hótakarós napok száma. A sarkokhoz közeli tengeri jégborítottságban beálló változások hatással voltak az élővilágra, amelynek legszembetűnőbb következménye, hogy egyes pingvinfajok (pl. Adélie-pingvinek) délebbre vándorolnak, az Északi-sark közelében a jegesmedvék száma helyenként erősen lecsökkent. A kanadai Hudson-öbölben a jegesmedvék száma 22%-kal fogyatkozott az 1980-as évek közepétől. Az Antarktisz szubarktikus szigetein megváltozott a növények és az állatok faji összetétele.

A melegedés változásokat indított el a kontinensek szárazföldi és vízi ökoszisztémáiban. Látványos változás több, meleget kedvelő növény- és állatfaj északabbra, illetve nagyobb magasságok irányába meginduló terjeszkedése. Európában az erdők határa mind északabbra tolódik, a túlelvélő erdőket lombhullatók váltják fel. Növekedett az erdők produktivitása, ezzel együtt szénfelvevő és tároló képességük is 1950–1999 között. A melegedés és szárazodás miatt számos faj eltűnőben van korábbi élőhelyein, eltűnőben vannak egyes wetland típusok is (pl. a lappföldi ún. palsa mire). A tavak és folyók vízhőmérsékletének emelkedése hatással volt a vízminőségre, ez pedig az édesvízi fajok produktivitására és faji összetételére, megoszlására és migrációjára.

Skandináviában egyre északabbra terjeszkedik a magyal (*Ilex aquifolium*). Változások mutathatók ki az Alpok magashegységeinek vegetációjában, egyes fajok (fehér fagyöngy, *Viscum album*) mind magasabbra húzódnak. Az Egyesült Államok nyugati részén élő *Euphydryas editha* tarkalepkéfaj élőhelye a XX. század során 92 kilométerrel északabbra, illetve 124 méterrel magasabbra tolódott. Skóciában 1950 óta az erdei szemeslepké (*Parage aegeria*) ma 110 km-rel van északabbra, ez megegyezik az évi középhőmérsékletben megfigyelt 120 km-es eltolódással. A *Heodes tityrus* lepkéfaj élőhelye is északabbra tolódik, délről

kivonulóban van. Kalifornia partjainál valaha a szürke vészmadár alkotta a legnépesebb nyári tengeri madárkolóniát, azonban számuk 1987–1994 között 90%-kal csökkent. Costa Ricában 1987-től 50, egy adott területen megfigyelt békafaj közül 20 eltűnt, ami kapcsolatban áll az erdő pártartalmában beállt változásokkal. Spanyolországban a *Batrachochytrium dendrobatidis* rajzospórák parazitagomba 1970-es évektől megfigyelt terjeszkedése miatt a dajkabéka (*Alytes obstetricans*) gyakorlatilag kihalt. Európában változott számos folyami halfaj elterjedési területe (FRY 2008).

A melegedés természetes ökoszisztémákat érintő következménye a tenyészidőszak hosszabbodása. Az 1980-as évek végétől végzett műholdas megfigyelések alapján nagyfokú a bizonyosság abban, hogy számos térségben korábban indul a tavaszi rügyfakadás, a növényzet tavaszi kizöldülése. Egyes vándormadarak később kelnek útra, és korábban érkeznek, számos fészekrakó madárnál megfigyelték, hogy hamarabb rakja le tojásait. A melegedő vizekben korábban kezdődik a halak vándorlása. Változások vannak a növények fenológiájában, főleg tavasszal. Európában a magasabb földrajzi szélességek és a nagyobb tengerszint feletti magasságok tavaiban és folyóiban nőtt a fito- és zooplankton előfordulás.

Növekvő számban mutatható ki a melegedés hatása a *humán rendszerekben* is, jóllehet ebben az esetben a hatások nehezebben ismerhetők fel az alkalmazkodás, valamint a nem-éghajlati tényezők hatásainak jelentkezése miatt. Az északi félteke magasabb szélességi körein pl. korábbra tolódott egyes mezőgazdasági növények vetési ideje, nőtt a növényi kártevők károkozása, az erdőtüzek gyakorisága. Növekedett egyes természetű növény tenyészidőszaka, pl. a szőlő Franciaországban, a gyümölcsöké Németországban. Kedvezőbb természeti feltételek figyelhetők meg Európa több országában: a hőmérséklet és különösen a nyári hőmérséklet emelkedése kedvezőbb éghajlati feltételeket nyújt a silókukorica termesztéséhez Angliában és Dániában. Európában nőtt a hőhullámokkal összefüggő halálozás, a fertőző betegségeket terjesztő vektorok száma, az alacsonyabban fekvő alpesi területeken csökkent a téli sportolás lehetősége (ALCAMO et al. 2007). Megfigyelhető a kullancsok északi irányba és a tengerszint feletti egyre nagyobb magasságokra való terjeszkedése főként Észak- és Kelet-Európában. Oroszország fagyott talajú, permafroszt térségeiben csökkent a talajstabilitás, ami többfelé a meglévő infrastrukturális berendezések, építmények fokozódó károsodásával járt együtt.

Éghajlatváltozás, okai és várható következményei a 21. században

Éghajlatváltozás a 21. században

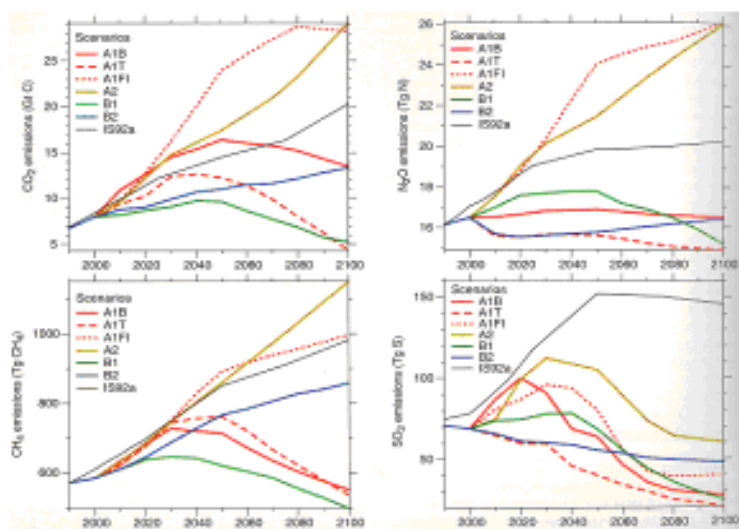
Az IPCC Negyedik Értékelő Jelentése megállapította, hogy „az üvegházgázok jelenlegi vagy azt meghaladó mértékű kibocsátása az éghajlat folytatódó melegedését, és további számos változást okozhatja a 21. században, és ezek a változások nagy valószínűséggel nagyobbak lennének, mint voltak a 20. században”.

A globális melegedés nagysága alapvetően attól függ, hogyan alakulnak az éghajlat változását kikényszerítő légköri kibocsátások. Az IPCC Harmadik és Negyedik Értékelő Jelentésében a melegedés előrejelzése az előrejelzéshez készült ún. speciális kibocsátási forgatókönyveken (SRES emissziós scenáriók) alapul (IPCC 2001, IPCC 2007a). Ezek a forgatókönyvek a gazdaság-társadalom négy alapváltozatban (A1, A2, B1 és B2) megfogalmazott, lehetséges fejlődési pályáiból indulnak ki, az egyenként is hiteles és egymás között konzisztens fejlődési pályákat leíró módon (narrative storyline) vázolják fel (1. táblázat, IPCC 2001).

1. táblázat A társadalmi-gazdasági fejlődés forgatókönyvei (ARNELL et al. 2004 nyomán)
 Table 1. Scenarios of economic and social development (based on ARNELL et al. 2004)

	A1	A2	B1	B2
Népesség növekedés	Alacsony	Magas	Alacsony	Közepes
GDP növekedés	Nagyon magas	Közepes	Magas	Közepes
GDP/fő	Magas	Alacsony	Közepes	Alacsony
Energiafogyasztás növekedés	Nagyon magas/ magas	Magas	Alacsony	Közepes
Földhasználat	Alacsony/közepes	Közepes/magas	Alacsony	Közepes
Technológiai fejlődés	Gyors	Lassú	Lassú	Közepes

A SRES kibocsátási forgatókönyvek igen eltérőek a társadalom-gazdaság feltételezett fejlődési pályájától függően. Nagy népességnövekedés esetén (A2), és amennyiben az energiaforrások szerkezete lényegesen nem változik, a legfontosabb üvegházgázok (széndioxid, dinitrogén-oxid, metán) kibocsátása 2100-ig és azt követően várhatóan folyamatosan nő (3. ábra). Más fejlődési pályák esetében a kibocsátás egy ideig növekszik, majd a tetőzést követően csökken, és 2100-ban alacsonyabb lehet a mai szintnél. Figyelemre méltó, hogy a kéntartalmú aeroszolok kibocsátása szinte minden forgatókönyv szerint csökken, ami a hűtőhatás csökkenésén keresztül növeli az éghajlat melegedésének lehetőségét.



3. ábra Néhány üvegházgáz (CO_2 , CH_4 és N_2O) és a kéntartalmú aeroszolok kibocsátási forgatókönyvei (IPCC 2007a)

Figure 3. Emission scenarios of some greenhouse gases (CO_2 , CH_4 and N_2O) and sulphate aerosols (IPCC 2007a)

Az üvegházgázok és aeroszolok légköri koncentrációja, eltérő késleltetési idővel, követi a kibocsátás ütemét. A késleltetett válaszadásból következik, hogy a kibocsátott anyag légköri koncentrációja a tetőzést követően egy ideig még nő. A légköri koncentráció

alakulásában a kibocsátás mellett fontos szerepük van a nyelőknek is. Az üvegházhatásért legnagyobb mértékben felelős szén-dioxid esetében számolni kell az óceán és a szárazföldi növényzet, az utóbbinál kiemelten az erdők szénfelvételével. Az erdők növekedésük során szén-dioxidot vonnak ki a légkörből, amit szervezetükbe építve, hosszú ideig, a pusztulásukig tárolnak. A szárazföldi növényzet szénelnyelő képessége azonban véges, ennek felső határát globális léptékben 40–70 ppm értékben adják meg (IPCC 2001). A kibocsátást és a nyelőket is figyelembe véve, a szén-dioxid légköri koncentrációja a 21. században valamennyi SRES forgatókönyv szerint nő, a felszín és az óceán visszacsatoló hatását is figyelembe vevő előrejelzéseknek megfelelően 2100-re 540–971 ppm közé, a nyelők általi légköri szénkivonás és a szárazföldi bioszférát érintő visszacsatolás bizonytalanságait is figyelembe véve, 490–1250 ppm közé. Ezek az értékek 75–350%-kal magasabbak, mint az ipari forradalom előtti értékek.

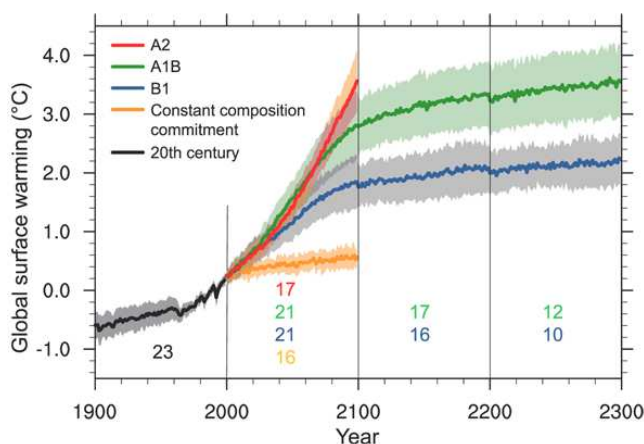
A jövő éghajlata előrejelzésének legnagyobb, az időtávlat növekedésével együtt növekvő bizonytalansága a kibocsátások bizonytalanságából fakad. További bizonytalanságot jelent az éghajlat változását kiváltó külső kényszerek hatását leíró éghajlati modellek bizonytalansága. Az éghajlatváltozás általános légkörzési modellen alapuló előrejelzései azonos kibocsátások esetén is eltérnek egymástól, az eltérés 30–50%-os is lehet az átlagos vagy a legjobbnak mondott előrejelzés körül (IPCC 2007a). Dönteni az egyes modellek között azért nehéz, mert a modellek teljes értékű, független ellenőrzése csak korlátozottan lehetséges.

Az éghajlat modellezését szolgáló általános légkörzési modellek (GCM-modellek) sokat fejlődtek a megjelenésük óta eltelt immár 30–40 év alatt. A fejlődés három vonatkozásban volt különösen jelentős, a térbeli felbontás, a visszacsatolások, és a peremfeltételek figyelembe vétele terén. A térbeli felbontás finomítását a számítógépi kapacitás gyors növekedése tette lehetővé. Az 1990-es évek elején a számítógépek kapacitása 500x500 km-es térbeli felbontást engedett meg, ma a felbontás 100x100 km-es (IPCC 2007a), de még ez a felbontás sem képes visszaadni egyes, főleg a konvektív csapadékok képződésével összefüggő folyamatokat. A visszacsatolások tekintetében a GCM-modellek a Föld felszín és az óceán hatásait az 1970-es évek végétől, a felhőzetet az 1985-es évektől, a mélyóceán és a tengerjég hatását az 1990-es évek elejétől veszik figyelembe (IPCC 1996), az 1990-es évektől képesek leírni a szulfát aeroszolok hatását, az 1990-es évek végétől a nem szulfát aeroszolokét is, valamint a szénkörforgásnak az éghajlat alakításában játszott szerepét. A 2000-es évek elejétől veszik figyelembe a növényzet szerepét. A modellek mind teljesebb mértékben képesek leírni és figyelembe venni a peremfeltételeket. A különböző peremfeltételek, mint a domborzati és a felszín adottságok (növényzet, földhasználat) egyre részletesebb térbeli felbontású leírását, parametrizációját jelentősen segítette az észlelések fejlődése a pontszerű megfigyelésektől a teret átfogó, térinformatikai alapú adatfelvétel és megjelenítés.

A bizonytalanságok ellenére a 21. századi globális éghajlatváltozás fő vonásai nagy valószínűséggel előre jelezhetők (IPCC 2007a). Hat reprezentatív kibocsátási forgatókönyvre többféle éghajlati modellel készített éghajlati forgatókönyvek becslései egybehangzóan a globális hőmérséklet növekedését jelzik előre a 21. század végére (4. ábra) az 1980–1999. évekhez képest.

A 21. század végére a legkisebb növekedés a B1 kibocsátási forgatókönyv szerint várható, 1,8 °C melegedés az éghajlati modellek átlagában az 1,1–2,9 °C tartományban, a legnagyobb növekedés az A1F1 forgatókönyv esetén, a legjobb becslés 4,0 °C a 2,4–6,4 °C tartományban. A melegedés akkor is folytatódna, amennyiben az összes üvegházhatású gáz és aeroszol légköri koncentrációja a 2000. évi szinten stabilizálódna, a melegedés várható üteme ekkor 0,1 °C/évtized lenne.

Nagyterségi megoszlását tekintve legnagyobb hőmérsékleti emelkedés a szárazföldek felett, ezen belül is a magasabb szélességi körökön várható, legkisebb az Antarktisz közeli óceánok és az Észak-atlanti óceán északi térsége felett. Várhatóan növekszik több szélsőséges időjárási jelenség gyakorisága (szélsőséges napi hőmérséklet, hóhullámok, nagycsapadékok), illetve erőssége (trópusi ciklonok). Várható, hogy az évi csapadék



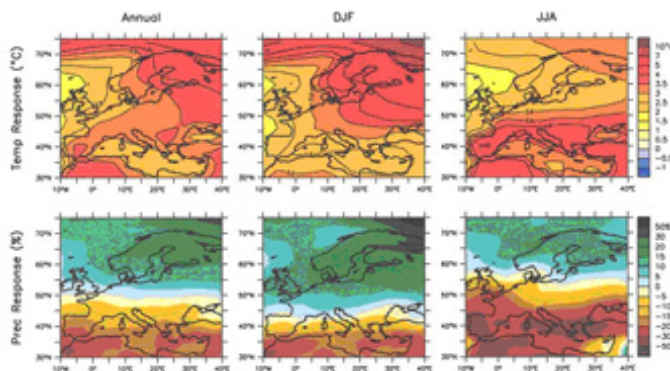
4. ábra A globális melegedés becslött értékei különböző kibocsátási forgatókönyvek (SRES) és éghajlati modellek szerint (IPCC 2007a)

Figure 4. Estimated values of global warming based on different emission scenarios (SRES) and climate models (IPCC 2007a)

növekszik a magasabb földrajzi szélességeken, és csökken elsősorban a szubtrópusi térségekben. Mai ismereteink szerint a globális melegedés a 21. század után folytatódik abban az esetben is, ha a sugárzási kényszert a 21. század végére sikerülne stabilizálni (4. ábra).

A különböző kibocsátási forgatókönyvek és éghajlati modellek alapján készített globális éghajlati forgatókönyvek kisebb térségekre nagyobb eltéréseket mutatnak. A globális éghajlati forgatókönyvekből Európára kiolvasható előrejelzések is erősen különböznek egymástól, a csapadék tekintetében akár a változás előjelében is. Az időtáv növekedésével a bizonytalanság is növekszik. A bizonytalanságok ellenére az éghajlati forgatókönyvek abban megegyeznek, hogy mind a hőmérséklet, mind a csapadék előre jelzett változása minden esetben meghaladja a természetes változékonyságot. Átlagos mértékű kibocsátást (A1B kibocsátási forgatókönyv) feltételezve, 21 különböző éghajlati modell együttes átlagában megrajzolható a 21. század végére várható éghajlatváltozás legjobbnak tekintett becslése (5 ábra, IPCC 2007a).

A legjobb becslés szerint Európában az évben, a téli és nyári hónapokban egyaránt mindenütt emelkedik a hőmérséklet. A növekedés télen a magasabb földrajzi szélességeken nagyobb, nyáron a mediterrán térségben. Az évi hőmérséklet emelkedése a 21. század végén mindenhol meghaladja a 3,0 °C-ot. A csapadék a magasabb földrajzi szélességeken minden időszakban és az évben nő, és csökken az alacsonyabb földrajzi szélességeken. A növekedést és csökkenést elválasztó vonal nagyjából a 48-50° szélességi kör mentén halad, helyzete nyáron a magasabb (53–57°), télen az alacsonyabb (44–46°) szélességi körök felé tolódik el. Változnak az időjárási szélsőségek is. Növekszik az évi maximum hőmérséklet, legnagyobb mértékben Dél- és Közép-Európában, a minimum hőmérséklet egész Európában. A napi nagycsapadékok intenzitásának növekedése általában azokban a térségekben is várható, ahol egyébként az évi csapadék csökken.



5. ábra Az évi, téli hónapok (DJF) és nyári hónapok (JJA) középhőmérsékletének és csapadékának a XXI. század végére várható változása 21 modell átlagában az A1B emissziós forgatókönyv esetére (IPCC 2007a)
 Figure 5. Estimated changes of mean temperature and precipitation of annual average, winter (DJF), and summer months (JJA) by mean of 21 models until the end of the 21st century in case of A1B emission scenario (IPCC 2007a)

A globális melegedés 21. században várható következményei

A globális melegedésnek és a regionális éghajlatváltozásnak számos következménye várható mind a *természetes*, mind *humán (kezelt) rendszerekben*, folytatódnak a természeti rendszerek több, már a 20. századi melegedés miatt megkezdett változása. A hőmérséklet emelkedése, párosulva a Föld számos térségében a csapadék változásával, a szélsőségek (árvíz, aszály, erdőtűz, kártevők megjelenése) gyakoriságának és intenzitásának növekedése, a tengervíz savasodása más, nem éghajlati hatásokkal (változások a földhasználatban, szennyeződések, a természeti erőforrások túlzott igénybevétele) együttesen számos öko-szisztéma fennmaradását, illetve alkalmazkodó képességét veszélyezteti. Különösen nagy lehet a változás a globális melegedés magasabb, 2–3 °C-ot meghaladó fokozatánál, amikor a jelenlegi biotopok jelentős átalakulása mellett, újak is megjelenhetnek.

Az éghajlatváltozás várható következményeit az IPCC második munkacsoportjának jelentése foglalja össze (IPCC 2007b). A jelentés húsz fejezetből áll, ebből nyolc az egyes régiókat (a hat kontinens, a sarkvidéki területek és az óceáni kisszigetek), hat az éghajlatváltozással leginkább érintett szektorokat (vízkészletek, tengerparti területek, ökoszisztémák, élelmiszer, települések, egészségügy) tekinti át. Hat fejezet átfogó kérdésekről (az éghajlatváltozást alátámasztó múltbeli észlelések, módszertani kérdések, a változó éghajlathoz való alkalmazkodás, az alkalmazkodás és a megelőzés kapcsolata, a leginkább sérülékeny területek és szektorok, éghajlatváltozás és a fenntartható fejlődés) szól. A jelentés a következményeket azzal a feltételezéssel fogalmazza meg, hogy az éghajlatváltozás hatásainak megelőzésére intézkedések nem történnek.

A globális melegedés miatt várhatóan tovább nő az óceánok és tengerek vízhő-mérséklete, ami változást idéz elő a tengerek ökoszisztéáiban. 1,5–3 °C globális melegedésnél a szubtrópusi óceánok alacsony produktivitású térségei 5%-kal terjeszkedhetnek az északi és 10%-kal a déli féltekén. A vízhőfok emelkedése többfelé (pl. Latin-Amerika csendes-óceáni térsége) a halak jelenlegi élőhelyeinek eltolódásához vezethet, az Északi-sark közelében kismértékben előnyös lehet több halfaj (tőkehal, hering) számára, de hátrányosan érintheti pl. a garnélarák szaporodását, vagy a Csendes-óceán délkeleti részének (Peru, Chile) halállományát. A hőmérséklet emelkedése, párosulva az óceánok

vizének a légköri CO₂ növekedése hatására a 21. században is folytatódó savasodásával együtt, kedvezőtlen a mérszázás élőlényekre (korall, rákok, tintahal, tengeri csigák, osztriga, kagyló), és áttételesen a tőlük függő fajokra. Várható a korallok nagy tömegű kifehéredése az elkövetkező 50 évben, különösképpen az ausztráliai Nagy Korallzátonynál, az ázsiai korallzátonyok 30%-a eltűnhet, pusztulás fenyegeti Afrika, Latin-Amerika (Mexikó, Belize, Panama), az óceáni kisszigetek koralltelepeit.

A csalánozókhoz tartozó korallok táplálkozási módja alapvetően kétféle. Táplálékukat általában apró algáktól kapják, amelyek a korallokkal együtt élnek, és a nap fényenergiája segítségével, fotoszintézissel állítanak elő tápanyagokat. Ezekről az algáktól oly színpompások a korallzátonyok. A korallok, csalánozók lévén, csipős tapogatókkal is el vannak látva, amelyeket képesek kis távolságra kinyújtani a zsákmány megragadására. Ez lehetővé teszi számukra, hogy az algák nélkül is táplálékhoz jussanak. Az emelkedő vízhőmérséklet okozta stressz miatt sok korall ledobja a vele együtt élő algákat, és ez táplálékhiányukhoz, végső soron tömeges pusztulásukhoz vezet. Az algák elvesztése miatt a korallok kifehérednek, a kifehéredés jól jelzi a korallok pusztulását.

A globális melegedés következtében a tengerek vízszintje, részben a víz hőtágulása, részben a szárazföldi jégtakaró olvadása miatt, tovább emelkedik. Globális átlagban az emelkedés az 1980–1999 évekéhez képest a 21. század végén lassabb melegedésnél (B1 forgatókönyv) 0,18–0,38 m, gyorsabb melegedésnél (A1F1 forgatókönyv) 0,26–0,59 m lehet. A tengerszint emelkedése, más antropogén hatásokkal is súlyosbítva, veszélyezteti a parti ökoszisztémákat. Különösen érzékenyek a sósmocsarak és a mangrove-erdők, amelyek egyharmada is eltűnhet 2080-ig a tengervíz szintje 36 cm-es emelkedése esetén, főként Afrika és Ázsia partvidékein. A Mekong deltájában a tengervízszint 1 m-es emelkedésénél a mangrove területek fele is eltűnhet, mintegy 100 ezer ha művelt termőföld és akvakultúrás terület válhat sósmocsárrá. Érzékeny veszteség érheti Észak- és Dél-Amerika atlanti-óceáni és mexikói-öböl menti partvidékeit, a Földközi- és Balti-tenger környezetét, az óceáni kisszigeteket. Európában a tengervízszint emelkedése a parti wetlandek 20%-át veszélyezteti.

A melegedés következtében folytatódik a sarkok tengerjegének olvadása. Az Északi-sark körüli tengeri jégborítottság a 21. század végére a mainál 22–33%-kal kisebb lehet, egyes éghajlati forgatókönyvek szerint késő nyáron teljesen eltűnhet. Az Antarktisz körüli tengerek jégborítottsága tekintetében nagyobb a bizonytalanság, legvalószínűbb a kisebb mértékű csökkenése, de nem zárható ki a jég teljes eltűnése, akár kismértékű növekedése sem. A sarkvidékek tengerjegének visszahúzódása komoly változásokat indít el az élővilágban: 1.5–3 °C-os globális melegedésnél a sarkvidéki tengerjéghez kötődő magas produktivitású biomok kiterjedése az északi féltekén 40%-kal, a délin 20%-kal csökkenhet, szűkülhet a jellegzetes sarkvidéki fajok, köztük egyes ragadozók (jegesmedve, fóka) és madarak (pingvin, különféle költöző madarak) élettere. Változás várható a fajok egyedszámában. Megváltoznak azok az éghajlati adottságok, amelyek mostanáig védtek a sarkvidéki fajokat más fajok terjeszkedése ellen. Ennek következtében számos faj vándorlása indulhat meg a melegedő sarkvidékek irányába, mind az északi-, mind a déli sarkvidéken várható az ott ma idegen fajok, és az általuk közvetített betegségek megjelenése. Ez utóbbi különösen sérülékennyé teheti a sarkvidékek mai élővilágát.

Az elkövetkező évtizedekben jelentősen megfogyatkoznak a szárazföldi gleccserek, gyorsuló ütemben folytatódik ma is tapasztalható visszahúzódásuk, tömegük fogyatkozása. Teljesen eltűnnek a trópusi gleccserek, az északi féltekén a 21. század közepére eltűnik a gleccserek fele, Európában az alpesi jellegű térségek kisebb gleccserei, a nagyobbak tömege 30–70%-kal csökkenhet. Amennyiben a melegedés jelenlegi üteme megmarad, a Himaláját borító gleccserek mai 0,5 millió km²-es kiterjedése 2030-ra 0,1 millió km²-

re zsugorodik, a globális hőmérséklet 3 °C-os emelkedésével a tibeti fennsík kisebb gleccserei valószínűleg eltűnnek. Fogytkozik a hókészlet is, egyes területeken, pl. az Egyesült Államok nyugati hegységeiben, számottevően. Várhatóan a 21. században folytatódik a grönlandi jégtakaró olvadása, mivel a hőmérséklet emelkedésével tömege gyorsabban fogy, mint amilyen ütemben nő a csapadék növekedésének köszönhetően. Az Antarktisz jégtakarója túlságosan hideg ahhoz, hogy ott nagyfokú olvadás következzen be, sőt a növekvő csapadék miatt a jég tömege gyarapodhat. Ugyanakkor a jégtakaró peremi területén, főleg Nyugat-Antarktisz térségében az olvadó jég leválása (borjadzás) miatt valószínűsíthető a jégtömeg fogytkozása. A grönlandi és részben az antarktisi jég olvadása a tengerszint emelkedéséhez vezet, amelynek nagysága, a tengereknek a vízhőmérséklet emelkedéséből adódó hőtágulásával együtt, 0,2–0,6 m is lehet a 21. század végére. A grönlandi jégtakarónak csupán a 21. század után bekövetkezhető teljes elolvadása 7 m-rel, a nyugat-antarktisi jégtakaróé 5 m-rel járulna hozzá a tengerszint emelkedéséhez.

A grönlandi jégtakaró olvadásának további következménye lehet, hogy az Atlanti-óceán északi térségében a tengervíz kiédesedik. Emiatt csökken a víz sűrűsége, megnehezítve a délről észak felé tartó összefüggő atlanti-óceáni tengeráramlatoknak – amelynek a Golf-áramlat is része – a sarkvidéki térség közelében való alábukását és a mélyebb rétegekben déli irányú visszafordulását, azaz csökkentené az Atlanti-óceáni meridionális körforgást (Meridional Overturning Circulation, MOC). Képletesen szólva, az Egyenlítő vidékéről a magasabb szélességi körök felé hőt szállító „nagy óceáni szállítószalag” (6. ábra) lelassulhat, sőt leállhat. A lassulás a 21. században is valószínű, de a leállítás valószínűsége rendkívül csekély. Ugyanakkor a 21. századot követően nem zárható ki a leállítás sem, ami igen súlyos következményekkel járhat főként Európa éghajlatára. A lassulás önmagában is lehűléssel jár, de ezt a légkör globális melegedése még kiegyenlíti, és a Golf-áramlattal érintett térségben, az Atlanti-óceán és Európa felett a hőmérséklet nő. Az Atlanti-óceán megváltozó meridionális körforgása hatással lesz a tengeri ökoszisztémára, a tengeri élővilág szén-dioxid felvételére, de a szárazföldi ökoszisztémákra is.



6. ábra A Nagy Óceáni Szállítószalag (BROECKER 1987)
Figure 6. The Great Ocean Conveyor Belt (BROECKER 1987)

Az északi féltekén az egész évben fagyott talajú, permafroszt területek kiterjedése a 21. század közepére várhatóan 20–35%-kal csökken, az időszakosan fagyott talajú területeken a fagy felengedésének mélysége növekedhet, a felengedést követő talajsüllyedés veszélyezteti a meglévő infrastrukturális létesítményeket, nehezíti újak létesítését, lerövidíti a közlekedés és szállítás számára alkalmas időszak hosszát. A permafroszt olvadása miatt változhatnak a vizek természetes lefolyási viszonyai, ami lehetővé teszi új, korábban nem létező vízi életközösségek megtelepedését. Kedvezőtlen további következmény az olvadást és a talajok felengedését követő fokozódó metánkibocsátás, ami tovább növelheti a globális melegedést. A téli hőmérséklet növekedése miatt változnak a folyók jégviszonyai, a szibériai folyókon pl. a jégtakarós napok száma már a közeli jövőben egy hónappal lerövidülhet.

A globális melegedés miatt fokozódik a vízkörforgás intenzitása, az átlagos évi lefolyással jellemzett megújuló, hasznosítható vízkészlet a 21. század közepére globálisan közel 10%-kal növekedhet, ezen belül 10–40%-kal növekedhet a magasabb földrajzi

szélességeken és egyes nedves trópusi területen, 10–30%-kal csökkenhet a közepes földrajzi szélességeken és a száraz trópusi térségben. A csökkenés többnyire olyan területeket érint, amelyek vízben ma is szegények, mint Európában a Földközi-tenger medencéje, az Egyesült Államok nyugati partvidéke, Afrika déli része, Brazília észak-keleti vidéke, Ausztrália egyes térségei. A felszín alatti vizek utánpótlása globális léptékben várhatóan alig változik, kismértékben inkább növekedhet, de egyes térségekben (pl. Európa mediterrán vidéke) csökkenhet. A gleccserek és a hótakaró olvadása miatt az elkövetkező két-három évtizedben nőhet a lefolyás, a teljes vagy nagymértékű elolvadást követően azonban csökken, sőt megszűnik a lefolyás éven belüli kiegyenlítésében játszott szerepük, amiért számottevően csökkenhet a tavaszi és nyári időszak lefolyása. Az Alpok gleccserei nagy részének olvadását követően a nyári lefolyás is jelentősen csökkenhetnek, akár 50%-kal (ZIERL és BUGMANN 2005).

A csapadék éven belüli átrendeződése a téli félév javára a téli lefolyás növeléséhez és a nyári lefolyás csökkenéséhez vezet. A téli lefolyás növekedése miatt nő a téli, esőeredetű árvizek kockázata, Európában főként a kontinens atlanti térségében. Európa azon térségeiben, ahol a téli csapadék ma jórészt hó alakjában hull le, a téli hőmérséklet emelkedése miatt a növekvő téli csapadék egyre kisebb hányada hull le hó formájában, a hó olvadása korábban jelentkezik, ezért ezen térségek folyóin (Saar, Rajna, Volga, szlovákiai folyók) is várható a téli lefolyás növekedése, a tavaszi árvizek korábbi jelentkezése. Növekszik a szélsőséges csapadékok gyakorisága és intenzitása, különösen a közepes és magasabb szélességi körökön, ami kedvez a heves áradásoknak. A nyári csapadék csökkenése a párolgás növekedésével párosulva növeli a kisvizek (hidrológiai aszály) gyakoriságát és nagyságát. Európa mediterrán térségében (Portugália, Spanyolország, Franciaország egyes vidékei) a ma 100 éves gyakoriságú kisvizek akár 10 évenként is jelentkezhetnek. Gyakoribbá és súlyosabbá válnak a talajaszályok, különösen az alacsony és közepes szélességi körök kontinentális belterületein. A súlyos aszályal érintett területek aránya a Földön a jelenlegi 1-3%-ról 2090-ig 30%-ra növekedhet, a súlyos aszályok gyakorisága a mai 2–6 szoros lehet (BURKE et al. 2006).

A hőmérséklet emelkedése közvetlenül, a lefolyás csökkenésén keresztül közvetve is hat a vizek minőségére. A magasabb hőmérséklet csökkenti az oldott oxigén telítettségi szintjét, növeli az oxigénhiányt, segíti az algaszaporodást, az algavirágzás gyakoriságát és időtartamát, a baktériumok és gombák növekedését. A kisvizek csökkenése miatt változik a vízminőség több összetevője: romlik a biológiai oxigénigény, oxigénhiány, ammónium, nő a vizek sótartalma. A hőmérsékletemelkedés miatt csökkenhet a trópusi tavak nettó szervesanyag-termelése, amit a Tanganyika-tó példája már ma is tanúsít. Növekvő vízhőmérséklet, fokozott csapadékintenzítés és a kisvízi időszakok hosszabbodása kedvezőtlen a víz szennyezése szempontjából, ezzel együtt az ökoszisztémákra, az emberi egészségre, a vízellátó rendszerek üzemeltetésére.

Az éghajlat melegevé, főleg a magasabb földrajzi szélességeken a biogeográfiai övezetesség változásához vezet. A sarki tengerekhez kötött, magas produktivitású biomok visszahúzódását az északi féltekén követi a tundra északabbra tolódása, ezzel a mai sarkvidéki jégsivatagok kiterjedése 15–25%-kal csökken. A tundra mai déli határa északabbra tolódik, helyét Észak-Amerikában és Euráziában az észak felé terjeszkedő boreális és tajga erdők foglalják el, a 21. század végén a mai tundraterület akár 50%-át. Az északi terjeszkedésükkel szemben az alacsonyabb földrajzi szélességeken, így

Európa déli részén, az erdők visszahúzódhatnak. Hegyvidékeken is várható az erdő-sültség vonalának nagyobb magasságokba való eltolódása, és az erdők fajok szerinti összetételének változása. Az éghajlat szárazodása következtében a szubtrópusi területek a trópusok rovására terjeszkednek. Az üvegházgázok kibocsátásának átlagos növekedését feltételezve, 2 °C-os globális melegedésnél, a 21. század közepére a trópusi erdőket fokozatosan szavannák válthatják fel Mexikó trópusi vidékén, Amazónia keleti részén, míg a ma szemiárid éghajlatú területek felsivatagi növényzetét sivatagi növényzet Brazília északkeleti vidékén, Mexikó középső és északi területeinek nagy részén. A trópusi erdők eltűnését a termőföldek terjeszkedése is okozza, de a 21. század végéig az éghajlatváltozás hatása a meghatározó. A trópusi erdők visszahúzódásával számos trópusi faj is eltűnhet. Jelentős térbeli eltolódások várhatók egyes afrikai ökoszisztémákban, változhat a faji összetételük, egyes ökoszisztémák (törpecserjék és a szukkulens Karoo biomok Afrika déli részén) ki is pusztulhatnak.

A globális melegedésnek kezdetben pozitív ökológiai hatások is lehetnek, mint az éghajlatilag kevésbé sérülékeny ökoszisztémák (szavannák, a fajokban szegény sivatagok) esetében a fokozott nettó primer produkció (NPP). 2 °C-ot meg nem haladó globális melegedésnél a nettó primer produkció növekedése jelezhető előre a magasabb földrajzi szélességeken is, amelynek nagysága erősen függ a fás szárú növények tényleges terjeszkedésétől.

A bioszférában várható változások, s különösen az erdők terjeszkedése kezdetben kedvező a légköri szén elnyelés tekintetében. A globális melegedés 2 °C-os értékéig a magasabb szélességi körökön a nettó primer produkció (NPP) növekedése jelezhető előre, ami meghaladja a NPP várható csökkenését az alacsonyabb szélességi körökön. Nagyobb melegedésnél azonban a szárazföldi ökoszisztémák egyre csökkenő mértékben képesek lekötni a szenet, maguk is nettó szénforrásokká válhatnak. A korábbi „széntárolók” (tőzeges területek, permafroszt talajok, a boreális és trópusi erdők talajai) szénkibocsátása is felgyorsul. Mindez együttesen fokozza az üvegházhatást. A felmelegedés hatására csökken a szárazföldek és az óceánok szén-dioxid felvétele és így nő az antropogén kibocsátás azon hányada, amely a légkörben marad. Az A2 forgatókönyv például az éghajlat-szénciklus visszacsatolás a földi melegedést 2100-ra több mint 1 °C-kal emeli. A sérülékeny szénállományoktól származó, különösképpen a tőzegtalajoktól, a tundrai fagyott löszből (‘yedomá’), és az állandóan fagyott talajokból, és a lombhullató és a trópusi erdők talajából felszabaduló felgyorsult szénkibocsátás, gyakorlatilag bizonyos.

Az éghajlatváltozás érzékenyen érinti a biodiverzitást, sok fajt kihalással fenyeget. A globális melegedés mértékének növekedésével a veszélyeztetettség nő. Az eddigi értékelésekbe bevont fajok 20–30%-a (térsegenként 1%–80% között változva) valószínűleg fokozott mértékű kipusztulásnak van kitéve, ha a globális melegedés meghaladja az ipari forradalom előtti szinthez képest a 2–3 °C-ot, a honos fajok kipusztulása nagyobb lehet, mint a földtani korokban bármikor. Európa növényzetének nagy része (akár 50%-a) várhatóan sérülékennyé, veszélyeztetetté, vagy kihalással fenyegetetté válik a 21. század végére. Az alpesi jellegű területeken, magas kibocsátási forgatókönyvet (A2) feltételezve, 2080-ig a fajok akár 60%-a kipusztulhat. A biodiverzitás csökkenésének számottevő kockázata áll fenn sok mai faj kipusztulása miatt sokfelé a trópusi Latin-Amerika területén, Ausztrália több, fajokban ma gazdag vidékén (Queensland nedves trópusai, Kakadu mocsaras területek, Ausztrália dél-nyugati része) már 2030-ig is. Ausztrália Queensland vidékén 5 °C-os melegedés esetén a ma élő gerincesek lényegében eltűnhetnek (7. ábra). Afrikában a déli területek és a hegyvidékek ökoszisztémái különösen veszélyeztetettek, az máris elkezdett változásuk a korábban előre jelzetté is gyorsabb mértékű. Az óceáni kisszigetek bennszülött fajait az invázió jövevényfajok veszélyeztetik.

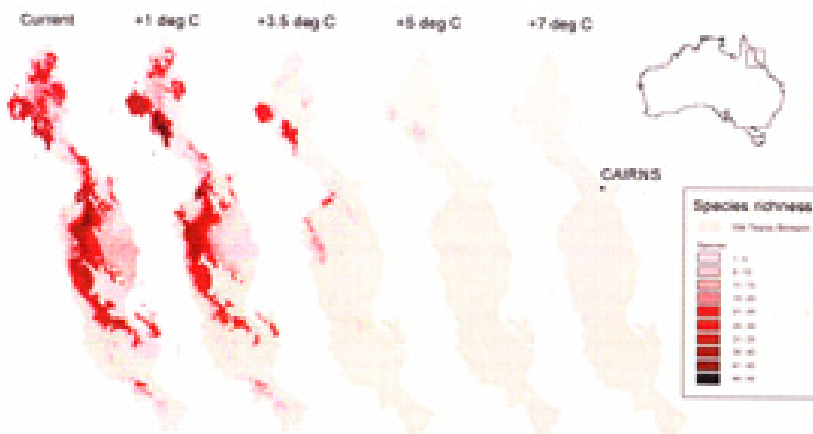


Figure 3. Indicates the decline in distribution of species richness of regionally endemic terrestrial vertebrates with increasing temperature¹².

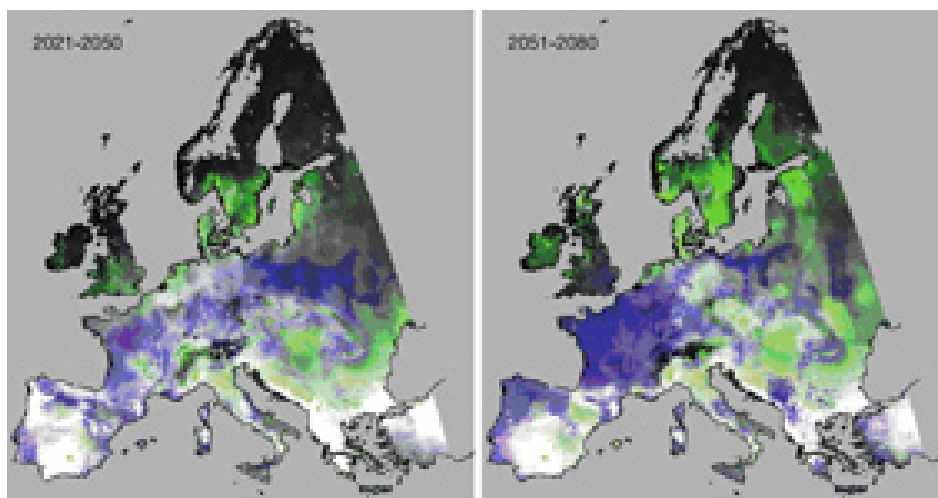
7. ábra A biodiversitás változása a globális melegedés különböző fokozatában (Queensland, Ausztrália) (KROCKENBERGER et al. 2003)

Figure 7. Changes of biodiversity at different stages of global warming (Queensland, Australia) (KROCKENBERGER et al. 2003)

Az éghajlatváltozás többfelé hátrányosan érinti a vízi ökoszisztémákat is, megváltoztatva azok produktivitását, a vízi életközösségek faji összetételét. A melegedés várhatóan az édesvízi halállomány csökkenéséhez vezet. Európára végzett vizsgálatok szerint a melegedés kedvező lehet a legtöbb kétéltű (45–69%) és hüllő (61–89%) számára, amelyek akár növelhetik is élőhelyüket, de csak abban az esetben, ha migrációjuk kellően biztosított, terjeszkedésük nem korlátozott (8. ábra). Amennyiben a migrációjuk korlátolt, a fajok nagy többségének, több mint 97%-nak az élőhelye számottevően csökken, különösen az Ibériai-félszigeten és Franciaországban. Európa mediterrán térségében számos mai időszakos vízi ökoszisztéma várhatóan eltűnik, az állandóak zsugorodnak és időszakossá válnak.

A globális melegedés és regionális következményei kihatnak a humán rendszerekre is. A gleccserek visszahúzódását követően a hasznosítható vízkészlet csökkenése várható a világ több részén, így Latin-Amerikában, Ázsiában a Himalája gleccsereiből eredő folyók (Indus, Gangesz, Brahmaputra, Hoangho, Jangce, Mekong) vízgyűjtőiben. Ez utóbbiak területén él jelenleg a világ lakosságának egyhatoda, az éghajlatváltozás 2050-ig itt közel 1 milliárd fő vízellátását érinti hátrányosan. Az alacsonyabb és közepes földrajzi szélességek csapadékának csökkenésével nő a szárazsággal érintett területek nagysága. Ezekben a térségekben, Kelet-Ausztráliában, Új-Zélandon, Európában az északi térségek kivételével szinte mindenütt, a csendes-óceáni és karibi kissozigeteken, romlik a vízellátás biztonsága. Nő a vízhiánnyal érintett lakosság száma, 2080-ra a vízhiánnyal sújtott területen élők száma a mai 1,5 milliárdról 4,3-6,9 milliárdra növekedhet a kibocsátási forgatókönyvtől függően. A Föld népességének 20%-a él olyan vízgyűjtőkben, amelyekben várhatóan fokozódó árvízveszéllyel számolni a 2080-as évekig.

Az éghajlatváltozás a nem éghajlati hatásokkal együtt Afrikában és Latin-Amerikában a mezőgazdasági művelésre alkalmas területek csökkenéséhez vezethet. Latin-Amerika



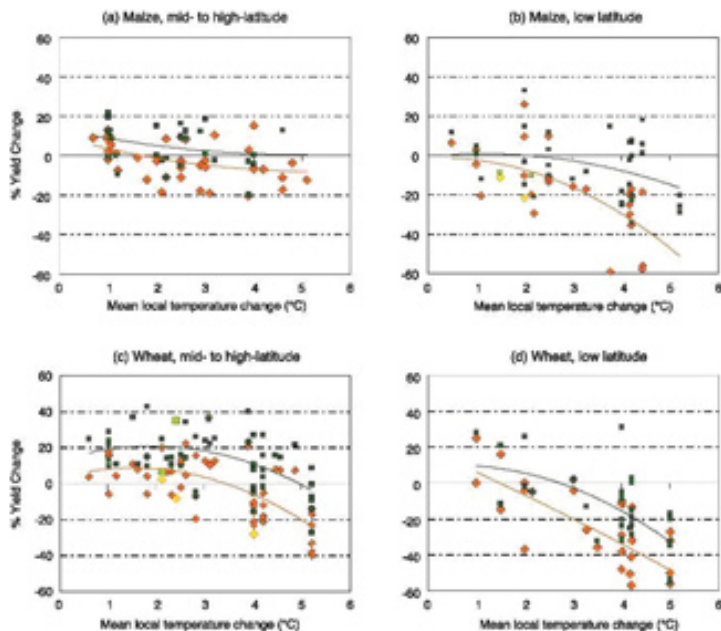
8. ábra A hüllő és kétlábú fajok számának változása éghajlatváltozás esetén korlátlan terjeszkedési lehetőséget feltételezve (IPCC 2007b) (zöld szín jelöli a növekvő, lila a csökkenő, egyéb színek a változatlan fajszámot)
 Figure 8. Changes in number of reptile and amphibian species, supposing limitless possibilities for expansion in case of climate change (IPCC 2007b) (green: increasing, blueish: decreasing, other colours: stagnating species number)

egy-egy száraz éghajlatú térségeiben a sivatagosodás és szikesedés miatt a művelhető területek akár 50%-os csökkenése is lehetséges a 21. század közepéig. Számottevő változások várhatók a terméshozam alakulásában. Kiseb mértékű melegedésnél a közepes és magasabb földrajzi szélességeken nőhet a terméshozam, az alacsonyabb szélességi körökön, és különösen az évszakosan száraz és trópusi térségekben a növekvő aszályok miatt csökkenhet. Rövidebb távon, jelentős területi eltérésekkel, a terméshozam növekedése várható Kelet- és Délkelet-Ázsiában, Észak-Amerikában, Új-Zélandon a vegetációs időszak hosszának növekedése, a növekvő csapadék és kevesebb fagyveszély miatt. Latin-Amerika mérsékelt éghajlatú vidékein, a közelebbi évtizedekben kisebb éghajlatváltozásnál, nőhet a szója terméshozama. A terméshozam növekedését részben a szén-dioxid légköri koncentrációjának emelkedése eredményezi, amit a nyílt térben végzett újabb kísérletek alátámasztanak. A terméshozam csökkenhet Afrikában, különösen a ma is száraz és félszáraz éghajlatú térségek marginális területein, Dél- és Közép-Ázsiában, itt akár 30%-kal, több fontos növényi kultúra esetében Latin-Amerika száraz éghajlatú területein, Dél-Európában, Ausztrália keleti és déli részén. Nagyobb melegedés várhatóan mindenütt hátrányos a terméshozamokra (9. ábra).

Latin-Amerikában csökkennek az állati hozamok. A globális melegedés az akvakultúrára és a halászatra is hátrányos. Afrikában a vízhőmérséklet növekedése miatt a nagy tavak halhozama csökkenhet.

Világ egészét tekintve az élelmiszer ellátottság a globális hőmérséklet 3 °C-os emelkedéséig akár javulhat, felette romlik. A világ egészére jellemző képtől eltérően az éghajlatváltozás miatt a világ számos térségében romolhat az élelmiszerrel való ellátás biztonsága, és tekintettel a gyorsan növekvő népességre, nő az éhínség sújtotta térség nagysága, főként Ázsia és Afrika egyes országaiban. Afrikában a mezőgazdaságot érintő veszteségek különösen nagyok a Szahel térségben, kelet- és Dél-Afrikában. Az élelmiszer

termelés feltételeiben ma is meglévő területi eltérések tovább növekedhetnek, a fejlődő országok többsége élelmiszer importfüggő lesz. Várhatóan növekszik az élelmiszerárak kereskedelme.



9. ábra A terméshozamok alakulása a globális melegedés mértékének függvényében (IPCC 2007b)
(a-b: kukorica, c-d – gabona, a-c közepes és magas földrajzi szélesség, b-d alacsony földrajzi szélesség)
Figure 9. Crop yields in the light of global warming degree (IPCC 2007b)

Az erdőszűltségben és az erdőhozamokban is változások várhatók. Kisebb melegedés esetén, rövid és középtávon a változás nem tűnik számottevőnek, de várható, hogy az erdőszűltség egyre északabbra és nagyobb magasságok felé tolódik el. Rövid- és közepes távon a globális melegedés következtében nő az erdők produktivitása, igaz, jelentős területi eltérésekkel. Az erdők hozamára hátrányosan hat a szélsőséges éghajlati események gyakoriságának és intenzitásának növekedése, aminek következtében növekszik az erdőtüzek gyakorisága, elszaporodnak a kártevők és korokozók. Észak-Amerikában és Dél-Európában az erdőtüzek, Kelet-Európában a tűzterületek kockázata nő. Egyes szélsőséges időjárási esemény, pl. a fagyveszély csökkenése miatt az éghajlatváltozás kedvező is lehet, Új-Zélandban várható emiatt az erdők termőképességének növekedése.

A tengerszint emelkedése 2080-ig több millió embert érint azokon a sűrűn lakott, alacsonyan fekvő parti területeken, ahol az alkalmazkodási készség viszonylagosan alacsony, így Ázsia és Afrika nagy kiterjedésű deltavidékein. Az emelkedő tengerszint veszélyezteti a kontinensek alacsonyan fekvő területeit, az óceánokban és tengerekben alacsony fekvésű kistesteket sokaságát, növeli a tengerparti területek árvízi és eróziós veszélyét, a tengervíz behatolása a parti térségekbe rontja az ott előforduló felszín alatti vizek minőségét. A tengervíz felszíni hőmérsékletének emelkedése növeli a trópusi és trópuson kívüli ciklonok hevesességét. A sarkvidéki területek melegedése hátrányosan

befolyásolja az itt élő őslakosság hagyományos életformáját, ugyanakkor kedvező a fűtési igény csökkenése, és a hajózás növekedése szempontjából.

Az éghajlatváltozás közvetlen (hőmérsékletemelkedés, a szélsőséges időjárási jelenségek gyakoribb válása) és közvetett (romló levegőminőség, gyakoribb áradások, rosszabbodó víz- és élelemellátás) nagyon valószínűleg negatív hatással lesz több milliányi, főként alacsony alkalmazkodó képességű népesség egészségi állapotára. A hőmérséklet emelkedése, a hóhullámok gyakoriságának és intenzitásának növekedése számos helyen növeli a halálozás kockázatát, amitől nem mentesek a fejlett társadalmú térségek, Észak-Amerika és Európa sem. Európában főleg a mediterrán területeken növekedhet a hóhullámok okozta halálozás. A melegedés okozta halálózást többnyire csak részben ellensúlyozza egyes mérsékelt éghajlatú térségekben a hideg okozta halálozás csökkenése. A melegedő éghajlat kedvez többféle kórokozónak, növelve egyes megbetegedések gyakoriságát, jóllehet a növekedésben nem éghajlati tényezők is szerepet fognak játszani. Nő a hasmenési fertőzések gyakorisága, különösen az alacsony jövedelmű térségekben élő lakosság körében. A fertőzések száma várhatóan igen gyorsan emelkedik Ausztrália őslakossága körében. A Föld maláriával érintett lakosainak száma a jelenlegihez képest 220-400 millió fővel nőhet, és kockázatuk olyan országokban is megjelenhet, ahol ma egyáltalán nem jellemző (Nagy-Britannia, Portugália, Ausztrália). Ugyanakkor Afrika egyes térségeiben csökkenhet a malária kockázata. Nem zárható ki, hogy a trópusi náthaláz (dengue-láz) növekvő kockázata 2085-ig 3,5 milliárd embert érint. Várható a kullancsok északabbra és magasabb térségek irányába terjeszkedése, a Lyme-kór és a járványos agyhártyagyulladás kockázatának ezzel együtt járó megnövekedése. Kanadában a legnagyobb mértékű melegedést feltételező éghajlati forgatókönyv szerint a Lyme-kór okozóját hordozó kullancsok a maihoz képest 1000 km-rel északabbra is megjelennek. Az éghajlatváltozás közvetett következményeként számos térségben romlik a levegőminőség, ami hozzájárul az allergiás betegségek gyakoriságának növekedéséhez. A gyakoribbá váló árvizek, a tengerszint emelkedése miatt a tengeráradások gyakoriságának növekedése növelik a fertőzés veszélyét főként az alacsony alkalmazkodási és védekezési képességű lakosság körében. Az ózonszint növekedése növeli a szív- és érrendszeri megbetegedések gyakoriságát. Észak-Amerika keleti részén az A2 éghajlati forgatókönyv esetében 4,5%-kal növekedhet az ózonnal kapcsolatos halálozások száma. Egyes ázsiai országokban a romló élelmiszerellátás okozta alultápláltság, sőt éhínség, Afrikában a rosszabbodó vízellátottság vezethet a halálozás kockázatának növekedéshez.

Az óceáni kisszigeteken a tengerszint emelkedése miatt romlanak a turizmus lehetőségei, rosszabbodik a strandolásra alkalmas partszakaszok (beachek) állapota. Dél-Európában, főleg a mediterrán térségben a változó éghajlati feltételek (növekvő hő-mérséklet és szárazság) miatt csökkenhet a nyári turizmus. Európa hegyvidékein rosszabbodnak a téli turizmus feltételei.

Felkészülés az éghajlatváltozásra

Az éghajlatváltozás hátrányosan érintheti a természetes fizikai és biológiai rendszereket, az emberi tevékenység, a humán szféra számos területét, szektorát. Az éghajlatváltozásnak lehetnek kedvező hatásai is. A kedvezőtlen hatások kivédésére, vagy legalábbis csökkentésére lényegében két út kínálkozik. Az egyik út az éghajlatváltozás megelőzése vagy mérséklése, a másik az új éghajlati viszonyokhoz való alkalmazkodás.

Az éghajlatváltozás megelőzése vagy mérséklése

Az éghajlatváltozás megelőzése vagy mérséklése döntően az éghajlat változását kiváltó gázok (elsősorban az üvegházhatású gázok) és szennyeződések légköri koncentrációnak lehetőleg minél alacsonyabb szinten való stabilizálása, aminek többféle eszköze lehet a kibocsátások mérséklésétől kezdve a biológiai rendszerek szén-elnyelő kapacitásának növeléséig. Az IPCC Negyedik Értékelő Jelentése harmadik munkacsoportja részletesen feltárta a megelőzés lehetőségeit, korlátait, anyagi következményeit (IPCC 2007c). A mérséklés elsődlegesen az energetikai, a közlekedési, az ipari, a lakókörnyezeti, az erdészeti és a mezőgazdaság ágazatokat érinti (2. táblázat). A kibocsátások csökkentésének éghajlati hatása globális léptékben, de időben csak késleltetve jelentkezik.

2. táblázat A kibocsátás mérséklésének lehetőségei szektorok szerint
Table 2. Possibilities for mitigating emissions in case of different sector

<i>Szektor</i>	<i>A kibocsátás mérséklésének lehetőségei</i>
Energia	Hatékonyabb ellátó és elosztó rendszerek, megújuló energiák (víz-, nap- és szélenergia, geotermikus és bioenergia, a CO ₂ eltávolítása és raktározása a természetes gázból)
Közlekedés	Üzemanyag hatékonyabb felhasználása, bioüzemanyagok, vasúti közlekedés fejlesztése, tömegközlekedés terjedése, nem motorizált közlekedés, közlekedéstervezés
Épületek	Természetes és hatékony világítás, hatékonyabb elektromos készülékek, fűtő- és hűtő berendezések, jobb szigetelés, fluortartalmú gázok visszanyerése és újrahasznosítása
Ipar	Hatékonyabb energiafelhasználás, hő- és egyéb energia visszanyerése, az anyagok újrahasznosítása és helyettesítése, a nem CO ₂ gázkibocsátás ellenőrzése, specifikus technológiák
Mezőgazdaság	A talaj szénraktározásának fokozása, a tözegtalajok helyreállítása, jobb rizs-termesztési technikák és az állati trágya jobb kezelése a metánkibocsátás csökkentésére, jobb alkalmazási technikák a nitrogénműtrágyáknál az dinitrogén-oxid csökkentésére, céltudatos energianövény termesztés
Erdészet	Fásítás és erdősítés, kevesebb erdőirtás, az erdőgazdálkodás javítása, erdészeti termékek bioenergiaként felhasználása
Hulladékgazdálkodás	Hulladéklerakók metánkibocsátásnak kezelése, szerves hulladékok komposztálása, ellenőrzött szennyvízkezelés, hulladékminimalizálás és újrahasznosítás,

A kibocsátások csökkentését nagymértékben segíthetik a megfelelő nemzetközi egyezmények megkötése és azok betartásának ellenőrzése.

Az éghajlatváltozáshoz történő alkalmazkodás

Az alkalmazkodás igazán a biológiai és a humán rendszerekben értelmezhető, a természetes fizikai rendszerek inkább csak elviselik az éghajlatváltozás hatásait, igazodnak az megváltozó éghajlathoz. Az éghajlatváltozás csupán egyike az alkalmazkodást ki-kényserítő hatásoknak, és mintegy ráépül a nem éghajlati, többnyire ugyancsak antropogén eredetű hatásokra. Ez utóbbiak csökkenthetik az éghajlatváltozáshoz való alkalmazkodás esélyét, növelik az éghajlatváltozás okozta sérülékenységet. Az éghajlati és nem éghajlati hatásokhoz való alkalmazkodást célszerű együttesen, integrált megközelítésben kezelni.

A természetes ökoszisztémák alkalmazkodása spontán jellegű, a kiválasztódáshoz hasonló folyamat, amelynek során az élővilágnak lehetnek vesztesei és győztesei. Az éghajlatváltozás mellett az élővilágot olyan hatások is terhelik, továbbá nehezítik meg alkalmazkodásukat, mint a környezet szennyezése, tengerek esetében a tengervíz savasodása. Az alkalmazkodási lehetőségek azonban sokszor korlátozottak az élőlények és ökoszisztémák számára. Nagyon valószínű, hogy Európában a korlátozott terjeszkedési lehetőség miatt csökken a hullók és kételtűek biodiverzitása, az alacsonyan fekvő, geológiailag kevésbé ellenálló tengerparti területek ökoszisztémái képtelenek lesznek alkalmazkodni a tengervízszint emelkedéséhez. (ALCAMO ET AL. 2007). Várhatóan az ökoszisztémák többsége nehezen alkalmazkodik az éghajlat változásához, egyes ökoszisztémák esetében, mint a tundra vagy az alpesi vegetáció esetében, mai ismereteink szerint, nincs is nyilvánvaló alkalmazkodási lehetőség. A természetes ökoszisztémák spontán alkalmazkodását az ember elsősorban a nem éghajlati antropogén hatások csökkentésével, a természetet érő terhelések minimumra szorításával segítheti elő. Sokat segíthet a védett természeti területek növelése, az élővilág migrációját elősegítő zöld- és kékfolyosók biztosítása, ritka természeti értékek megőrzésére különösen védett természeti helyek, „szentélyek” nagyobb számú kialakítása, esetenként a védett növények és állatok mesterséges úton való át- és betelepítése, egyszóval olyan eljárások, amelyek többé-kevésbé sikeresen alkalmaztak már a múltban is. Korlátozott alkalmazkodási lehetőségeik miatt leginkább sérülékenyek szárazföldön a tundra, a boreális erdők, a hegyvidéki és mediterrán ökoszisztémák, a tengerparti térségekben a mangrove erdők és a sós mocsarak, az óceánokban és tengerekben a koralltelepek, és a tengerjég élővilága. Ezekben az ökoszisztémákban a globális hőmérséklet kisebb emelkedése is számos változást idézhet elő, számos faj eltűnhet.

A humán rendszerekben, a társadalom életében is jelentkeznek az éghajlatváltozáshoz való alkalmazkodást súlyosbító nem éghajlati hatások, a túlnépesedés, szociális egyenlőtlenségek, szegénység, fertőző betegségek, fogyatkozó nyersanyagok, közgazdasági globalizáció, a nemzetek közötti konfliktusok, terrorizmus. Az éghajlati hatások sokrétűen jelentkeznek, egy helyen lehet pl. a csökkenő csapadék miatt növekvő aszály és a növekvő csapadékintenzitás miatt gyakoribb árvíz, tengerparti területeken a tengerszint emelkedéséből adódó önmagában is súlyos következményű hatásokat növeli a szaporodó viharveszély, intenzívebb hurrikánok. A humán rendszerek éghajlatváltozáshoz való alkalmazkodásának ezért komplex, integrált jellegűnek kell lennie.

Az alkalmazkodás, egyfajta csoportosítás szerint, kétféle lehet: tervezett, proaktív, amikor a társadalom számol az éghajlat változásával, felkészül a lehetséges válaszadásokra, és reaktív, amikor a válaszokat a hatások bekövetkezése után, többé-kevésbé spontán

jelleggel teszi meg. A rövidebb távú éghajlati ingadozás vagy a szélsőséges időjárási események által kiváltott negatív hatások (pl. árvizek, belvizek, aszályok, hurrikánok, hőhullámok) esetében a múltbeli tapasztalatok sora igazolja, hogy a proaktív felkészülés eredményesebb és akár kevésbé költséges is, mint az utólag meghozott intézkedések. Az alkalmazkodási kényszer függ a társadalom-gazdaság fejlődési pályájától, ami ma csak nagy bizonytalansággal jelölhető ki, ezért célszerű több alkalmazkodási pályát vizsgálni. Mivel az éghajlatváltozást és a várható regionális hatásait illetően ma még nagyfokú a bizonytalanság, különösen nehéz dönteni a kétféle lehetőség közt, a nagyszámú alkalmazkodási alternatíva eleve kedvét szegheti mindenféle cselekvésnek, az éghajlatváltozásnak és kellemetlen következményeinek eleve tagadása viszont minden cselekvési kötelezettség alól felment.

A humán rendszerek éghajlathoz való alkalmazkodása nem előzmények nélküli. Az éghajlatra érzékeny tevékenységeknek a múltban is számos alkalommal kellett szembenéznie éghajlati, főként az éghajlati szélsőségekből eredő következményekkel. A földrajzi helyenként igen eltérő, az adott térség intézményi, politikai, finanszírozási rendszerétől nagymértékben függő alkalmazkodásnak változatos formái alakultak ki a múltban kezdve a technológiai (műszaki) jellegű alkalmazkodástól (pl. tengerszint emelkedése elleni védelem műszaki létesítményei), a viselkedési formák alakításán át (pl. a táplálkozási és pihenési szokások megváltozása) a politikai szintű lépésekig (tervezési szabályozások) (3. táblázat). A múltbeli tapasztalatok ismeretei segíthetik a jövőbeli alkalmazkodásokat.

3. táblázat Alkalmazkodási lehetőségek különféle hatások és szektorok esetében
Table 3. Possibilities for adaptation in case of different effects and sectors

	<i>Mezőgazdasági nyersanyag</i>	<i>Vízgazdálkodás</i>	<i>Egészségügy</i>	<i>Ipar, település</i>
Aszály	Aszálytűrő fajták, gyomgazdálkodás, öntözés, vízvisszatartás, kiegészítő takarmány, legelőváltás, erdők telepítése	Vízfogyasztás, szivárgási veszteség csökkentés (mérés, vízdíj), talajnedvesség megőrzése (talajtakarás), talajvízdúsítás, tengervíz sótalanítás, nevelés	Biztonságos ivóvízellátás, közegészségügy intézményi rendszerének erősítése, nemzetközi élelmiszerpiacok jobb elérhetősége	Éghajlathoz való alkalmazkodási képesség javítása, jobb vízellátó rendszerek, az éghajlatváltozás beépítése a fejlesztési programokba
Növekvő csapadék, árvizek	Vízelveztetés, alternatív növények, ültetés és betakarítás időpontjainak változtatása	Árvízi előrejelző és riasztó rendszerek, veszélyeztetettség zónák kialakítása, biztosítási rendszerek, áttelepítések	Korai figyelmeztető rendszerek, katasztrófa tervek, vészhelyzet utáni hatékony mentés tervezése	Árvédelmi rendszer, földhasználati váltás, helyet az árvíz levonulásának, kockázati térképek, riasztás

Emelkedő hőmérséklet, hőhullám	Hőségtűrő fajták, művelési időpontok változtatása, kártevők elleni védelem, árnyékos helyének biztosítása az állatok számára, erdők tűzvédelme, tájtervezés	Vízigény-szabályozás, fenntartható vízhasználatra oktatás és nevelés	Nemzetközi rendszer a betegségek felbukkanásának figyelésére, hőség riasztó rendszerek, városi zöldterületek, megfelelő ruházkodás, folyadék-fogyasztás	Segélynyújtás a különösen sérülékeny csoportok számára, az alkalmazkodó képesség javítása, technológiai váltás
Viharok	Szélnek ellenálló fajták	Partvédelem, a vizek szennyezéstől való védelme	Korai előrejelző és riasztó rendszerek, károk helyreállítása	Felkészültség, riasztó rendszerek, ellenállóbb infrastruktúra, hatékony kockázatkezelés

Alapvető kérdés, hogy a múltban sikeres alkalmazkodási technikák elegendőnek bizonyulnak éghajlatváltozás esetén. Elegendő vizsgálatok hiányában ma még kevés ismeretünk van arról, hogy a múltbeli eljárások mennyire hatékonyak az éghajlatváltozás következményeinek teljes mértékű értékű csökkentésében, főként a globális melegedés magasabb fokozatában, és a különösen sérülékeny területeken. Hiányosak az ismereteink azon a téren is, hogy az alkalmazkodásnak milyen korlátjai és költségei vannak, milyen externális hatásai lehetségesek, amelyek korlátozhatják magát az alkalmazkodást. Az alkalmazkodást számos környezeti, gazdasági, információs, szociális, viselkedési akadály is hátráltatja. Mindezért szükség van az alkalmazkodási technikák fejlesztésére is, különösen a fejlődő országokban.

Az éghajlatváltozásra való felkészülés hatékony eszköze lehet, ha az alkalmazkodási lehetőségek vizsgálatát beépítik a különféle szintű fejlesztési tervek készítésébe. Hasonló vizsgálatok különösen fontosak a termőföld hasznosítás fejlesztésének, az infrastrukturális fejlesztések tervezése során, a katasztrófák elleni védelem terveinek készítésében. Néhány szép példa máris megjelenik, így a tengerszint várható emelkedését is figyelembe veszik a parti területek védelmének tervezésénél a Maldív-szigeteken, Hollandiában, vagy egyes infrastrukturális létesítmények tervezésénél Kanadában (Confederation-híd). Intézkedéseket dolgoztak ki a gleccserek olvadásából eredő árvizek megelőzésére Nepálban, Ausztráliában a vízgazdálkodásban, a hőhullámok elleni védekezésre Európa több országában.

Megelőzés vagy alkalmazkodás? Megelőzés és alkalmazkodás!

Az éghajlatváltozást kiváltó kibocsátások mérséklésének szükségességét az indokolja, hogy ellenkező esetben olyan mértékű éghajlatváltozás következne be, amihez az alkalmazkodás csak igen magas társadalmi, környezeti és közgazdasági költségekkel volna lehetséges. Nem kétséges azonban, hogy a mérséklés önmagában nem elegendő, az alkalmazkodásra is szükség van, mert még a legszigorúbb mérséklési erőfeszítésekkel sem kerülhető el a globális melegedés folytatása az elkövetkező néhány évtizedben. A melegedést kiváltó üvegházgázok légköri tartózkodási ideje hosszú, egyes gázok esetében akár több száz év is lehet, és ezért a melegedés akkor is folytatódna, ha a légköri koncentráció a 2000. évi szinten stabilizálódna (4. ábra).

Az éghajlatváltozás okozta problémák megoldásához mind az alkalmazkodásra, mind a mérséklésre szükség van. Az éghajlati politika tehát nem arról szól, hogy mérséklés vagy alkalmazkodás, inkább arról, hogy milyen legyen a kettő közötti arány helyes megválasztása. A mérséklés előnyei globálisak, míg a költségei és járulékos előnyei helyileg merülnek fel. Az alkalmazkodás költségei és hasznai viszont mindig helyiek. Ebből következően, a mérséklést elsődlegesen nemzetközi megállapodások, és az általános nemzeti politikák irányítják, míg az alkalmazkodást többnyire az érintett személyek, közösségek, intézmények, jogi személyek, vállalkozások. Mivel a kibocsátás éghajlat módosító hatása az egész világot átfogja, ezért az alkalmazkodás mindenki feladata, az alkalmazkodás kényszere viszont sokszor azokat sújtja a leginkább, akik a kibocsátásért a legkevésbé felelősek. A kibocsátások mérséklésének a hatása globális léptékben, de időben késleltetve jelentkezik, ezzel szemben az alkalmazkodás azonnali intézkedést és választ jelent.

Az alkalmazkodás és a megelőzés között kölcsönös kapcsolatok lehetnek a döntéshozás minden szintjén. Az alkalmazkodás, gyakran alig felismerhetően és véletlen jelleggel, hatással lehet a megelőzésre. A hőség elleni védekezésre használt légkondicionálás energiafogyasztást eredményez, ami negatívan hat a megelőzésre, a fokozódó erózió ellen védekezésül ültetett erdők viszont pozitív hatással vannak a szénelnyelés, végső soron a megelőzés számára. A megelőzés, az ezt szolgáló mérséklési intézkedés is kihatással lehet az alkalmazkodásra.

A megelőzés és az alkalmazkodás társadalmi, a közvélemény általi megítélése eltérő. A megelőzés, a mérséklés kérdése, – ami jórészt a különféle fogyasztások visszafogását, így pl. a ma már mindennaposá váló személygépkocsi csökkenő használatát jelentené – mindenkit érint és érdekel, ezért a társadalom jó része erre érzékeny. A megelőzés kérdései nagyobb társadalmi visszhangot kapnak, a téma és képviselői nagyobb teret kapnak a különféle médiákban, a közvélemény az éghajlatváltozás kérdését ezért sokszor hajlamos leegyszerűsíteni a megelőzésre. Az alkalmazkodás sokkal inkább szektor- és helyspecifikus, kérdései ezért ritkábban is kerülnek a szélesebb nyilvánosság elé. Ez viszont azzal a veszéllyel jár, hogy aránytalanul kevesebb érdeklődés mutatkozik iránta minden vonatkozásban, a tudományos kutatások lehetőségének biztosításától a média által elősegíthető közvéleményi támogatásokig.

Az éghajlatváltozás és a fenntartható fejlődés

Az éghajlatváltozás, közvetlen és az alkalmazkodási képesség csökkenéséből adódó közvetett negatív következményei miatt, önmagában lassíthatja a fenntartható fejlődést. A fenntartható fejlődés ugyanakkor az alkalmazkodás elősegítésével, az alkalmazkodóképesség fokozásával csökkentheti az éghajlati sérülékenységet. A fenntartható fejlődést megcélzó tervek között ma még kevés olyan van, amelyik magába foglalja az

éghajlatváltozáshoz való alkalmazkodást, és tartalmazza az éghajlatváltozáshoz való alkalmazkodás képességének fejlesztését. Másfelől nem kétséges, hogy az éghajlatváltozás lehetőségének felismerése, egyfajta klímatudatosság, ösztönözheti az országokat a fenntartható fejlődés útjának választásában.

A fenntartható fejlődés költségigényes. Az éghajlatváltozás figyelembe vétele a fenntartható fejlesztésekben a költségeket növelik, és ezek a költségek – mai költség szintre diszkontálva – a globális hőmérséklet emelkedésével növekednek. Különösen nagy költségek merülnek fel az alacsonyabb földrajzi szélességeken, a sarkvidéki területeken, ahol a hőmérséklet már kisebb emelkedése is az alkalmazkodás növekvő költségeivel jár együtt. Nagyon valószínű, hogy az olyan térségekben is, ahol az éghajlatváltozás kezdetben többféle előnnyel is jár, magasabb hőmérsékleti növekedésnél ezek az előnyök csökkennek, sőt az alkalmazkodás költségei növekednek. A Harmadik Értékelő Jelentés véleményét megváltoztatva a Negyedik Értékelő Jelentés azt állapítja meg, hogy a globális hőmérséklet 4 °C-os emelkedése a globális GDP 1–5%-os csökkenésével járhat együtt, a csökkenés különösen nagy lehet a fejlődő országokban.

Legfontosabb feladatok a jövőben

Az IPCC Negyedik Értékelő Jelentése megállapítja, hogy jöllehet a Harmadik Értékelő Jelentést követően igen jelentős kutatási lépések történtek az éghajlatváltozás, a várható hatások felismerése, az éghajlatváltozás különböző szektorokra és térségekre gyakorolt hatásainak vizsgálata területén, és az alkalmazkodás és az alkalmazkodó képesség kérdéseit a korábbiaknál mélyebben is tárgyalták, sok kérdésben további lépésekre lesz szükség (IPCC 2007d). Ezek között a legfontosabbak:

- az észlelések növelése különösen a fejlődő országokban, mivel a mai észlelések változatlanul egyenetlenül oszlanak meg a Föld egészén,
- a szélsőséges éghajlati eseményekben (aszály, trópusi ciklonok, extrém hőmérséklet, nagycsapadékok) beálló változások kimutatására alkalmas eljárások fejlesztése,
- az éghajlatváltozás hatásának kimutatása természetes és humán rendszerekben, figyelembe véve a nem éghajlati hatásokat és a meghozott alkalmazkodási intézkedéseket,
- a földhasználati váltásból eredő szén-dioxid kibocsátások, és egyes individuális források metánkibocsátásainak vizsgálata,
- a szén-dioxid stabilizáció szintje és a globális melegedés fokozata közötti kapcsolatok jobb megértése,
- egyes visszacsatolások (felhőzet, az óceánok hőelnyelése, a szénkörforgás) szerepének jobb tisztázása, majd a modellekbe építése,
- a kisebb térségek és rövidebb időszakok éghajlati jellemzőiben, mindenekelőtt a csapadékban várható változások megbízhatóbb előrejelzése,
- az aeroszolok hőmérsékleti válasza, a felhőzetre és csapadéokra gyakorolt hatása,
- a grönlandi és antarktisi jégtömegek olvadása és a tengerszint emelkedése közötti kapcsolat alaposabb vizsgálata,
- a 2050 utáni éghajlati forgatókönyvek erősen kibocsátás- és éghajlati modellfüggők, ezért szükséges az éghajlati forgatókönyvek pontosítása, az éghajlatváltozási

foratókönyvek bizonyos mértékű szabványosítása, segítve a különböző szektorokra és térségekre készített hatástanulmányok összehasonlíthatóságát,

- az éghajlati hatásvizsgálatokban valamennyi hatótényezőt szimultán figyelembevevő modellek fejlesztése, és elterjedtebb használata.
- hatásvizsgálati tanulmányok számának növelése, különösen Afrika és Latin-Amerika térségére
- növelni kell annak ismeretét, hogy a tervezők, fejlesztők, miként építsék be az éghajlat változékonyság és változás ismereteit a döntéseikbe,
- az alkalmazkodási és megelőzési lehetőségek feltárása a gazdasági-társadalmi fejlődési utak függvényében,
- az alkalmazkodás korlátainak, akadályainak és költségeinek alaposabb ismerete szükséges,
- a megelőzés költségeinek becslése,
- a nem éghajlatbarát politika hatása kibocsátásokra.

Irodalom

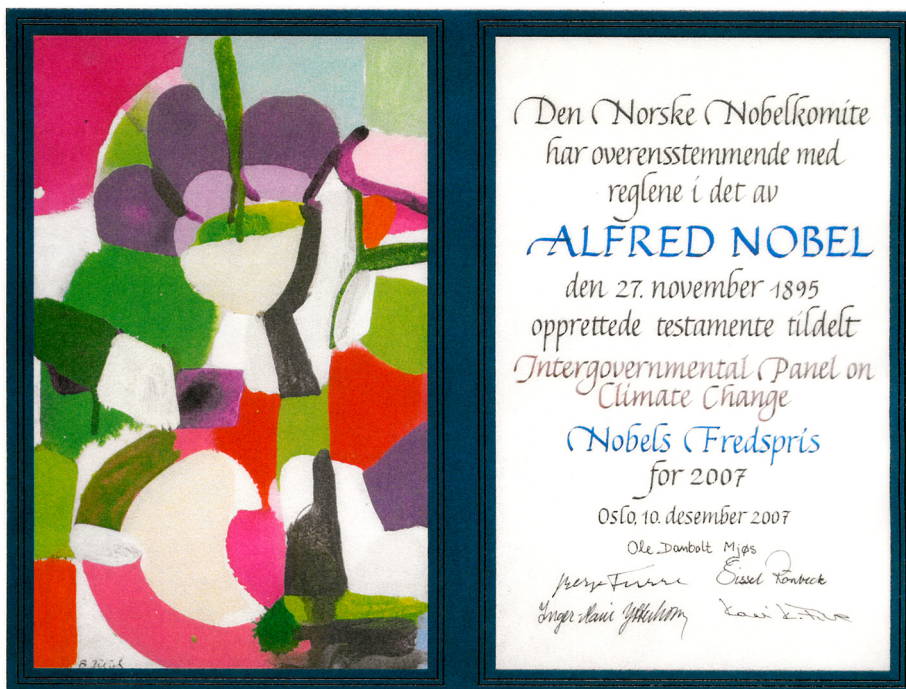
- ALCAMO, J., MORENO, J. M., NOVÁKY, B., BINDI, M., COROBOV, R., DEVOY, P. J. N., GIANNOKOPOULOS, C., MARTIN, E., OLESEN, J. E., SHVIDENKO, A. 2007: Europe. Climate Change 2007: Impacts, Adaptations and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of Intergovernmental Panel on Climate Change, PARRY, M. L., CANZIONE, O. E. PALUTIKOFF, J. P., VAN DEN LINDEN, P. J. AND HANSON, C. E. Eds. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 541–580
- BURKE, E. J., BROWN, S. J., CHRISTIDIS, N. 2006: Modelling the recent evolution of global drought and projections for the 21st century with the Hadley Centre climate model. *J. Hydrometeorol.*, 7, 1113–1125.
- FARAGÓ T. 2007: Az IPCC és Magyarország. Éghajlatváltozás, nemzetközi együttműködés és a Nobel-díj” Konferencia, Budapest
- FRY, C. 2008: The Impact of Climate Change – the world’s greatest challenge in the twenty-first century. New Holland Publisher (UK) Ltd.
- IPCC, 2001: Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). HOUGHTON, J. Z., DING, Y., GRIGGS, D. J., NOGUER, M., VAN LINDEN, P. J., XIAOSU, D. (eds.). Cambridge University Press, UK. Pp. 944
- IPCC, 2007a: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel of Climate Change [SOLOMON, S, D. QIN, M. MANNING, Z. CHEN, M. MARQUIES, H. B. AVERYT, M. TIGNOR, MILLER, H. L. (eds.) Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 996 pp.
- IPCC, 2007b, Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability, Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel of Climate Change. PARRY, M. L., CANZIANI, O. F., PALUTIKOFF, J. P., VAN DEN LINDEN, P., HANSON, C. E. Eds. Cambridge University Press. Cambridge, 976 pp
- IPCC, 2007c: Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel of Climate Change. B. Metz, O.R. Davidson, P.R.Bosch, R.Dave, L.A. Meyer (eds.). Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- IPCC, 2007d: Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Workin Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel of Climate Change. Core Writing Tma, Pachauri, R.K. and Reisinger, A. (eds). IPCC, Geneva, Switzerland, 104 pp.
- KROCKENBERGER, A. K., KITCHING, R. L., TURTON, S. M. 2003: Environmental Crisis: Climate Change and Terrestrial Biodiversity in Queensland, Cooperative Research Centre for Tropical Rainforest Ecology and management. Rainforest CRC, Cairns. 30 pp.
- ZIERL, B., BUGMANN, H. 2005: Global change impacts on hydrological processes in Alpine catchments. *Water Resources Research*, 41(2): art. no. W02028

CLIMATE CHANGE, ITS EFFECTS AND ACTIONS IN THE LIGHT
OF THE FOURTH ASSESSMENT REPORT OF THE IPCC

B. NOVÁKY

Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management, Department of Nature
Conservation and Landscape Ecology
2103 Gödöllő, Páter K. 1. e-mail: novaky.bela@kti.szie.hu

The Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC), published in 2007 stated that the climate of the Earth had been warming since the industrial revolution. A highly probable cause for this warming is the increasing amount of greenhouse gases, notably carbon dioxide as a consequence of various human activities. If this emission keeps its current measure or even increases, the extent of global warming may exceed 2,5–5,5 °C until the end of the 21st century. Global warming will have effects on regional climate, natural physical and biological systems and human systems. Several signals indicate that these changes have already started. As a consequence of warming, polar ice is melting, area of glaciers and permafrost is decreasing, sea level is rising, usable water stock is decreasing in areas with dry climate, extremities in weather (drought, floods) become more frequent. Climate change, together with non-climatic effects (land use changes, pollutions, mass exploitation of natural resources), threatens several ecosystems, especially in case of warming by more than 2–3 °C. Biogeographical zones are shifting; e. g. forests expand onto tundra areas and subtropical areas onto tropics. Climate change threatens biodiversity as well; 20–30% of known species may disappear. As a consequence of warming seas, a sharp rate of coral crawls may disappear, territory of some species may decrease due to polar ice melting, mangrove ecosystems are endangered by rising sea level. Considering human sphere, number of people living in areas with water shortage is increasing, safety of food supply is declining at a longer period, and risk of infectious diseases is growing. Sea level rise threatens the safety of several million shore inhabitants. There are two ways to avoid or reduce harmful effects of climate change: one is mitigation of climate change, the other is adaptation to new climatic conditions.



INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE



PRESENTED TO

BELÁ NOVÁKY

FOR CONTRIBUTING TO THE AWARD OF THE

NOBEL PEACE PRIZE

FOR 2007 TO THE IPCC

R. K. Pachauri
IPCC Chairman

R. Christ
IPCC Secretary

FEHÉR AKÁC ÉS TÖVISES LEPÉNYFA MAGBANKJÁNAK VIZSGÁLATA BUDAPESTI PARKOK TALAJÁBAN*

SIMKÓ Hella¹, CSONTOS Péter²

¹Eötvös Loránd Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Környezettudományi Szak
1117 Budapest, Pázmány P. stny. 1/c.

²MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézete, 1022 Budapest, Herman O. út 15.
MTA-ELTE Elméleti Biológiai és Ökológiai Kutatócsoport
1117 Budapest, Pázmány P. stny. 1/c; e-mail: cspeter@ludens.elte.hu

* *Tanulmányunkat Czímber Gyula professzor úr emlékének ajánljuk*

Kulcsszavak: inváziós fajok, talajmagbank, *Robinia pseudoacacia*, *Gleditsia triacanthos*, parkgondozás

Bevezetés

Az inváziós fajok terjedése, terjedésük hatása az életközösségekre, valamint az ellenük való védekezés napjainkra a természetvédelem egyik kiemelt témájává vált. Az idegenhonos és őshonos fajfogalom időskálán, térskálán és a közösségekre gyakorolt hatása alapján is vizsgálható. Mivel az első nagy inváziós hullám az állattenyésztés és a földművelés térhódításával együtt következett be, az ember nagymérvű közvetítésével, az invázióbiológiában idegenhonos fajnak nevezünk minden olyan fajt, mely a neolitikum (Kr.e. 5–6000) előtt nem fordult elő az adott területen (WEBB 1985, PYSEK 1995).

Jelenleg a magyar flóra három százalékát alkotják idegenhonos, azaz adventív fajok. A nagy földrajzi felfedezések, illetve napjainkban is a globalizáció által a Kárpát-medencébe behurcolt növényfajok közül jónéhány özönnövényvé vált (CSONTOS 1984, 1986; BALOGH et al. 1994; UDVARDY 1997, 1998a; JUHÁSZ KOCSIS, BAGI 2007). Ma körülbelül 30 növényfajt tartanak számon hazánkban a legveszélyesebb özönnövények között (BALOGH et al. 2004).

Az ember által szándékosan behozott vagy véletlenül behurcolt adventív fajok nagy része az új környezet viszonyaihoz alkalmazkodni nem tud, önfenntartó populációk létrehozására képtelen; ezek az ún. alkalmi (megjelenésű) fajok. Azokat a fajokat vizont, amelyek a megváltozott környezeti viszonyokhoz alkalmazkodva rendszeresen szaporodóképes utódokat, illetve önfenntartó populációkat hoznak létre, meghonosodott fajoknak nevezi az invázióbiológia. Utóbbiak egy része a környezeti korlátokat sikeresen leküzdvén agresszív terjedésbe kezd nemcsak a bolygatott, hanem a félttermészetes és a természetes társulások felé is, így alakulva át inváziós fajjává (CHMURA, SIERKA 2005, SZÖLLŐSI, KALAPOSI 2006). Megjegyzendő, hogy ez utóbbi stádiumot gyakran egy hosszabb lappangási szakasz előzi meg (TAMÁS 2000).

A kiváló vegetatív, illetve generatív szaporodási stratégiákkal rendelkező inváziós növények a természetes és természetközeli társulások fajösszetételét, így a biodiverzitást is veszélyeztetik (GRICE 2006, BLEEKE et al. 2007), bár arra is akad példa, amikor ez nem következik be (CHMURA, SIERKA 2006). Mindenesetre szükségesnek tartjuk az adventív, köztük az inváziós fajok folyamatos megfigyelését, monitorozását, ökológiájuk minél jobb megismerését. Az özönnövények szakszerű irtása költség-, idő- és munkaigényes feladat (REGAN et al. 2006), ezért elterjedésük megelőzése volna a legjobb megoldás.

Kutatómunkánk célja az volt, hogy budapesti parkokban ültetett fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.) és tövises lepényfa (*Gleditsia triacanthos* L.) egyedek közvetlen környezetében a talaj magtartalmát megbecsüljük, ezáltal is hozzájárulva e fajok generatív szaporodásával kapcsolatos ismereteink bővítéséhez. A növények többségénél ugyanis a leváló termések és magvak főképp az anyanövény alatti talajban halmozódnak fel, és ott úgynevezett talajmagbankot alkotnak (CSONTOS 2001). Emellett arra is kíváncsiak voltunk, hogy függ-e a talaj magbankjának mennyisége a fák korától, vagy a parkok gondozottságától.

Anyag és módszer

A fehér akác és a tövises lepényfa

A fehér akác Észak-Amerika keleti részén őshonos, központi elterjedési területe az Appalache-hegység, Oklahoma és Dél-Missouri. Európába 1601-ben, Magyarországra 1710 körül hozták be. Először parkfaként ültették, majd 1750-től erdősisítésre is használták. Később az 1923. évi alföldfásítási törvény eredményeképpen több tízezer hektár akácot telepítettek (MAGYAR 1960). Magyarországon 2003-ban erdészeti adatok szerint körülbelül 380 hektáron állt akácos (BARTHA et al. 2006). A faj spontán állományait is figyelembe véve azonban az elfoglalt terület ennél jelentősen nagyobb lehet (pl. PENKSZA, KAPOCSI 1998).

Tág tűrőképességű faj, de laza, jól szellőző talajt igényel és főleg a korai fejlődési szakaszában nem jól tűri az árnyékolást. Mivel értékes keményfát szolgáltat és jó méhlegelő, gazdasági értéke nagy. Természetvédelmi szempontból azonban több kedvezőtlen tulajdonsága is van: aljnövényzete fajszegény, rendszerint néhány nitrofil faj uralja; kiválóan regenerálódik sarjakról, így ott ahol megtelepedett, nehezen szorítható vissza; keményhéjú magvai révén (CZIMBER 1970) hosszútávú perzisztens magbankkal rendelkezik (THOMPSON 1993, CSISZÁR 2004), ami tovább nehezíti irtását. Érett hüvelytermései több hónapon át a fán maradhatnak, ahonnan a szél is terjeszti, így jó kolonizációs képességgel rendelkezik. E tények alapján a fehér akác méltán tartozik a legveszélyesebb inváziós növényeink közé.

A *Gleditsia triacanthos* eredetileg Észak-Amerika közép-keleti részén, Virginia és Karolina vidékein őshonos erdei elegyfa. Európába az 1700-as években került be parkfásítás és sövények létrehozása céljából. Alacsonyra vágva és alsó ágait a szomszédos tő ágaival átfonva hazánkban is alkalmazzák áthatolhatatlan sövények kialakítására (UDVARDY 1998b). Termőhelyigénye hasonló a fehér akácéhoz, melegkedvelő és fényigényes faj. Az Alföld klímája kedvező számára. Az akáccal ellentétben a rövid ideig tartó elárasztást is tűri. Laza lombzata és ágtövisei miatt erdőtelepítésre alkalmatlan, alatta az aljnövényzet gyorsan becserjésedik. Gyors növekedése, töről való jó sarjadzóképessége, illetve hosszan életképes magjai biztosíthatják túlélését ott, ahol egyszer már megtelepedett.

A lepényfa 20–30 cm hosszú hüvelytermései is keményhéjú magvakat tartalmaznak (CZIMBER 1970). A termések 1–2 évig is a fán maradhatnak, ahonnan részben a szél is

terjesztheti, de édeskés beltartalma, fogyasztásra való alkalmassága miatt zoochoria útján is terjed. Invázióbiológiai jelentősége Magyarországon jelenleg elmarad az akácétól, és csak alkalmilag okoz problémát (BALOGH et al. 2004). Másutt azonban inváziós természetét bizonyítja, hogy a számára kedvező területeket agresszívan meghódíthatja. Például Argentína *Lithraea ternifolia* dominálta hegyi erdeiben jelentősen terjed, kiszorítva az őshonos fajokat (MARCO, PÁEZ 2000).

A terepi mintavétel módszerei

A mintavételezés Budapest közigazgatási határain belül az alábbi parkokban történt: Bókay-kert, ELTE-TTK Egyetemisták parkja, Margitsziget, Népliget, Orczy-kert, Soroksári Botanikus Kert, Tabán, Városliget, Vérmező, és XI. kerületi lakóparkok.

Minden parkban olyan példányokat választottunk amelyek önmagukban álltak, kellő távolságban fajtársaiktól, így szomszédhatástól mentesen becsülhettük meg a faegyedek alatti magbank mennyiségét. Mindkét fafaj esetében az érett hüvelytermések hosszú időn át a fán maradhatnak – lombkoronában őrzött magbankot képezve (CSONTOS 2007) – de jelen vizsgálataink során csak a talajmagbankot mintavételeztük.

A vizsgált fák pontos helyét Garmin GPS-12 kéziműszerrel határoztuk meg, majd lemértük a mellmagassági átmérőt. Egy fa lombozata alól 2 db, egyenként 480 cm³-es (80 cm² felszínű és 6 cm mély) talajhasábot emeltünk ki, rendszerint a bővebben termő, délre néző koronafél alól. Mivel a magbank mennyisége a talaj alsóbb rétegei felé haladva rohamosan csökken, ezért mélyebb mintavételt nem láttunk indokoltnak (HARPER 1977). Az egy lombozat alól vett talajmintákat egyesítettük és a feldolgozásig nejlonzsákokban szobahőmérsékleten tároltuk.

A terepmunka során feljegyeztük még a park gondozottságának mértékét az alábbi három kategória szerint: 1. nagyon jól gondozott parkrészlet; 2. kevésbé gondozott parkrészlet; 3. elhanyagolt, vagy egyáltalán nem kezelt parkterület.

A talajminták laboratóriumi feldolgozása

A magok elkülönítéséhez a talajmintákat megfelelő lyukbőségű szitán (akácnál 1,5 mm, lepényfánál 3 mm) vízsugárral átmostuk, majd a visszamaradó törmelék közül, 1–2 napos száradás után a magvakat kiválogattuk. A talált magoknak a magbankhoz sorolható, azaz életképes hányadát csíráztatással állapítottuk meg. A keményhjútságot a csíráztatás előtt mechanikai szkarifikációval megszüntettük (CZIMBER 1980). A szkarifikált magvak felületének sterilizálása 5%-os NaOCl-oldatban, 10 percig végzett áztatással történt. Ezután a magokat csapvízzel nedvesített vattapapírral bélelt, 9,5 cm átmérőjű Petri-csészékben, 21 °C-on, természetes megvilágítás mellett, 7–14 napig csíráztattuk. A magok csírázása közben a vizet szükség szerint pótoltuk, a már csírázott magokat pedig eltávolítottuk. Az egy hét elteltével még nem csírázó magvakat ismét szkarifikáltuk és csíráztatásukat újból elindítottuk. A csíráztatás utolsó napján a csírázott, a duzzadt, és az esetlegesen fertőződött magok számát feljegyeztük. Utóbbiakat a százalékos arányok kiszámításánál nem vettük figyelembe.

Eredmények és megvitatásuk

A talajmintákból kimosott akác- és lepényfa magok, a megfelelő szkarifikáció és csírázási körülmények hatására legalább 94%-ban, vagy nagyobb mértékben csíráztak (1. fotó). A magvak egy része több cm-es talajmélységből kerülhetett elő, ami figyelembe véve az eltemetődéshez szükséges időt, mindenképpen jelzi a magvak jó túlélőképességét, és e fajok sikerességét a magbank kiépítésében.

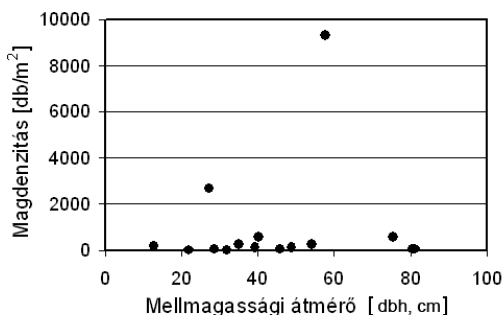


1. fotó Csírázott tövises lepényfa magok a csíráztatás hatodik napján
Photo 1. Germinated *Gleditsia triacanthos* seeds on the 6th day of the germination test

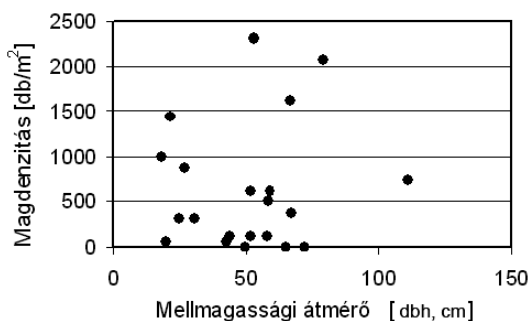
Az összesen 17 darab fehér akác egyed alól feltárt magbank mennyisége nagyon nagy szórást mutatott. A szélsőértékek 0 és 149 db mag, azaz 0 és 9312 mag/m² között változtak. Utóbbit egy Soroksári Botanikus Kertben található akácfa esetében mutattuk ki, amely alatt egy természetközeli állapotot bemutató gyeperhelyezkedett el, amit ennek megfelelően nem kezeltek (nem nyírtak, nem gereblyéztek). A kapott értékek átlagban 871 db/m² magbank denzitást eredményeztek, a medián pedig 156 db/m²-nek adódott.

A lepényfa esetében hasonlóan nagy szórással, változatos mennyiségű magbank-készletet tapasztaltunk a 20 megvizsgált fa vonatkozásában. Az egyes példányok alól vett talajmintákban a kimutatott magmennyiségek 0 és 37 db között adódtak. A legtöbb magot (2312 db/m²) egy Orczy-kertben élő lepényfa alatt találtuk, elhanyagolt, szemetes parkrésztben. Az átlagos magbank-denzitás 633 db/m² volt, míg a medián 375 db/m² adódott. Ez több mint a kétszerese az akác medián-értékének.

Feltételezve azt, hogy az idősebb példányok alatt nagyobb magmennyiséget találunk, ábrázoltuk a talajmagbank mennyiségét az egyes fák törzsátmérőjének függvényében (1. és 2. ábra). Az akác esetében azt tapasztaltuk, hogy a fák alatti talajmagbank mennyisége nincs összefüggésben a törzsátmérővel, illetőleg a fa életkorával (1. ábra). A 2. ábrán látható, hogy a lepényfa talajmagbank-denzitása szintén független a fák életkorától, illetve a törzsátmérőtől. Például a negyedik legnagyobb magbank-értéket az egyik legfiatalabb példány alatt tapasztaltuk. Feltűnő még a közepes magbank-mennyiségek nagyobb gyakorisága, ami egybevág SPERONI ÉS DE VIANA (1998) megfigyelésével, akik a különböző korú lepényfa egyedek magtermelését közel azonosnak találták. Ez magyarázatát adja a lepényfa akácéhoz viszonyított magasabb medián-értékének is.



1. ábra Budapesti parkok fehér akác egyedei alatti talajmagbank mennyisége a törzsátmérő függvényében
 Figure 1. Soil seed bank densities under *Robinia pseudoacacia* individuals plotted against tree diameters at breast height (dbh), in city parks of Budapest, Hungary

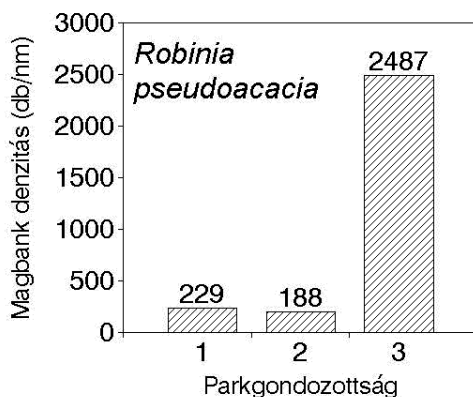


2. ábra Budapesti parkok tövises lepényfa egyedei alatti talajmagbank mennyisége a törzsátmérő függvényében
 Figure 2. Soil seed bank densities under *Gleditsia triacanthos* individuals plotted against tree diameters at breast height (dbh), in city parks of Budapest, Hungary

Az egyes mintavételi helyek között voltak jól gondozott, kevésbé kezelt és elhanyagolt parkrészek is. Az elhanyagolt parkrészeknél szemmel láthatóan több avar, termés, termésdarab és mag feküdt a talajfelszínen, illetve több volt a helyszínen megfigyelhető, azévi csíranövény is.

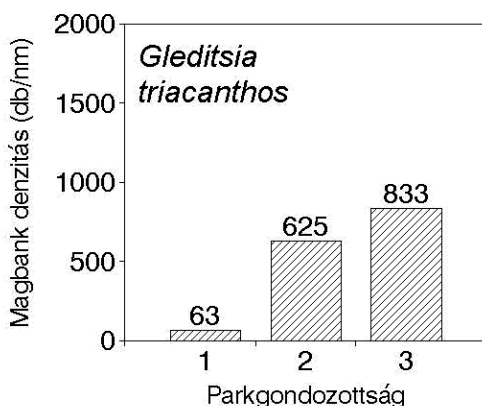
Ezért mindkét faj esetében grafikonon ábráztuk a parkgondozottság kategóriái szerint számított átlagos magbank-denzitást (3. és 4. ábra). Az akác esetében a jól és a közepesen gondozott parkrészekben vizsgált példányok alatt csak gyengén fejlett magbankot találtunk, míg az elhanyagolt parkrészek fái alatt átlagosan 2500 életképes mag fordult elő a talajban négyzetméterenként (3. ábra). A lepényfa esetében az adott parkrészek gondozottsági foka és a magbank denzitása közti összefüggés még szemléletesebben megmutatkozott (4. ábra).

Így elemzéseink alapján kijelenthető, hogy a parkok kezelési módjának jelentős szerepe van a vizsgált díszfák alatt található magbank denzitásának alakításában.



3. ábra Fehér akác egyedek átlagos talajmagbank-denzitása három területkezelési kategória szerint
 1. nagyon jól gondozott parkrészs; 2. kevésbé gondozott parkrészs; 3. elhanyagolt, vagy egyáltalán nem kezelt parkterület

Figure 3. Average soil seed bank densities under *Robinia pseudoacacia* trees, according to three classes of gardening intensity, in city parks of Budapest, Hungary
 1. intensive professional park treatment is applied, 2. medium level of park treatment prevails, 3. rather abandoned parks (with irregular litter collection and lawn-mowing)

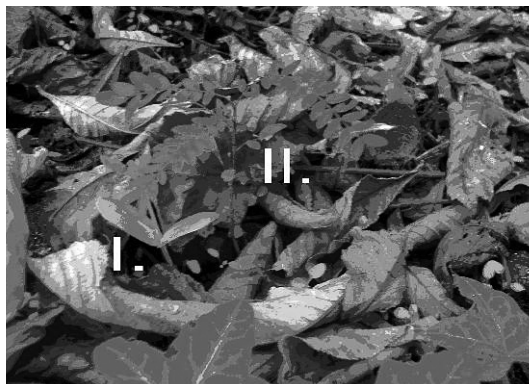


4. ábra Tövises lepényfa egyedek talajmagbank-denzitása budapesti parkokban a területkezelés minősége szerint
 (A kezelési kategóriák megegyeznek a 3. ábránál frottakkal.)

Figure 4. Average soil seed bank densities under *Gleditsia triacanthos* trees according to three classes of gardening intensity, in city parks of Budapest, Hungary
 (See Fig. 3. for description of gardening intensity classes.)

Ez két megtárgyalandó problémát vet fel. Először is azt, hogy a gondozatlan parkterületeken mind az akác, mind a lepényfa jelentős magbankot halmozhat fel. MARJAI (1995) szerint erdészeti akác-állományokban ez a magbank olyan mennyiségű lehet, hogy szaporítóanyag kitermelésére is gazdaságosan felhasználható. Nyilvánvaló, hogy parkokban is biztosíthatja a faj fennmaradását, és az anyafák eltávolítása után még több évtized elteltével is eredményezhet újulatot, tekintettel a magok rendkívül hosszú túlélésére (THOMPSON et al. 1997). A szóbanforgó parkok esetében a magbank kialakulásának egyik

fontos előfeltétele, a könnyű eltemetődés lehetősége is biztosított, mivel talajukat az egykor ott folyó Duna által lerakott laza szerkezetű, homokos talajok képezik. További veszélyt jelent mindkét faj esetében a széllel is jól terjedő terméseik elsodródása olyan regenerációs nichekbe, ahol a parkgondozási munkák (fünyírás, gereblyezés) kevésbé érvényesülnek. Ilyen parkon belüli helyek az élősövények, vagy a borostyánnal fedett talajfelületek (2. fotó). Emellett a parkon kívüli területek is számos megtelepedési pontot kínálnak (UDVARDY 1999a,b).



2. fotó Tövises lepényfa fiatal (I.) és idősebb (II.) csíranövénye elhanyagolt parkrészletben
Photo 2. Autochthonous seedlings of *Gleditsia triacanthos* under a tree
where *Hedera helix* carpet covers the ground.
(I.=one year old seedling, II.=two years old seedling.)

A probléma másik részét az képezi, hogy ha egy jól gondozott parkban megtörténik az avar és ezzel együtt a hüvelytermések összegyűjtése, akkor ennek megfelelő elhelyezéséről is gondoskodni kell. Megfigyeléseink szerint például a parkokon belüli ideiglenes avar- és terméslerakatok helyén óriási „csíranövényözön” jöhet létre. Joggal számíthatunk hasonló jelenségre mindazokon a parkokon, városokon kívüli területeken is, ahová a parkokban összegyűjtött avart elszállítják. Az ilyen külterületi lerakatokból azután ezek az inváziós fajok könnyen terjedhetnek tovább, és újabb természetközeli élőhelyeket hódíthatnak meg. Fontosnak tartjuk ezért a hulladékkezelést, a parkokból származó avar megfelelő elhelyezését, lehetőség szerint komposztálását (SZILI-KOVÁCS et al. 1994; GULYÁS et al. 1995a,b).

Összefoglalás

Budapest tíz közparkjában vizsgáltuk a fehér akác és a tövises lepényfa magbankját a fák lombkoronája alatti talajban. Arra a kérdésre kerestünk választ, hogy a fák életkora, vagy a parkterületek gondozottsági foka befolyásolja-e inkább a magbank mennyiségét.

Különböző korú, magányosan álló példányok alól minden esetben két, egyenként 480 cm³-es, 6 cm mélységű talajhasábot emeltünk ki. A fák életkorát a mellmagassági átmérőjükkel jellemeztük. A talajmintákból a magvakat vizes kimosással különítettük el, majd életképességüket csíráztatási teszttel ellenőriztük.

A fehér akác alatt a magbank átlagos denzitása 871 mag/m² volt (n=17), a maximum és a minimum értéke 0 illetve 9312 mag/m²-nek, a medián pedig 156 mag/m²-nek adódott. A lepényfa példányok lombkoronája alatti talajban átlagosan 633 mag/m² magbank-denzitást tapasztaltunk (n=20), a denzitás szélsőértékei 0 illetve 2312 mag/m² voltak, míg a medián 375 mag/m²-es értéket mutatott.

Eredményeink szerint mindkét faj jelentős méretű magbank kialakítására képes a közparkok talajában. A magbank denzitása mind az akác, mind a lepényfa esetében függetlennek bizonyult a fák mellmagassági átmérőjétől, ugyanakkor jelentősen befolyásolta a fák környékének gondozottsági foka. A rendszeresen gondozott parkrészletekben álló fák alatt alig alakult ki magbank, míg ezzel szemben a parkgondozás rendszertelensége, vagy teljes elmaradása nagy, illetve igen nagy magbank-denzitásokhoz vezetett. Eredményeink felhívják a figyelmet arra, hogy a díszfaként ültetett tájidegen fajok esetében, azok jó magbank kialakító képessége potenciális veszélyt rejt elterjedésük, meghonosodásuk és esetleg inváziós fajjá válásuk tekintetében.

A vizsgált díszfák egyedei alatti talajban kialakuló, autochton magbank rendszeres parkgondozással minimális szinten tartható. Gondoskodni kell azonban a parkokból összegyűjtött, terméseket és magokat is tartalmazó avar megfelelő kezeléséről is, mert ennek hiányában a lerakatul használt külterületeken ezek a fajok megtelepedhetnek, majd ezekből a gócpontokból tovaterjedhetnek.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozunk Rausch Péternek a talajminták begyűjtése és az eredmények kiértékelése során nyújtott segítségért, továbbá mindazoknak, akik a szakirodalom összegyűjtésében segítségünkre voltak. Balogh Lajos számos jobbító észrevételt tett a kézirat lektorálása során, amiért ezúton mondunk hálás köszönetet. Munkánkat az MTA-PAN Lengyel-Magyar Bilaterális Egyezményének keretében végeztük.

Irodalom

- BALOGH L., DANCZA I., KIRÁLY G. (2004): A magyarországi neofitonok időszerű jegyzéke és besorolásuk inváziós szempontból, pp: 61–92, in: MIHÁLY B. & BOTTA-DUKÁT Z. (szerk.) Biológiai inváziók Magyarországon. Özönművek. TermészetBúvár Alapítvány Kiadó, Budapest.
- BALOGH L., TÓTHMÉRÉSZ B., SZABÓ T. A. (1994): Patakkísérő invázió gyomok (*Helianthus*, *Humulus*, *Impatiens*, *Reynoutria*, *Rubus*, *Sambucus*, *Solidago* és *Urtica*) állományainak számítógépes elemzése Szombathely térségében. Berzsenyi Dániel Tanárképző Főiskola Tudományos Közleményei IX., Természetudományok 4., pp: 73–99.
- BARTHA D., CSISZÁR Á., ZSIGMOND V. (2006): Fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.), pp: 37–67, in: BOTTA-DUKÁT Z., MIHÁLY B. (szerk.): Biológiai inváziók Magyarországon. Özönművek II., TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest.
- BLEEKE, W., SCHMITZ, U., RISTOW, M. (2007): Interspecific hybridisation between alien and native plant species in Germany and its consequences for native biodiversity. *Biological Conservation* 137: 248–253.
- CHMURA, D. & SIERKA, E. (2005): Effects of forest management on alien plant invasions of woodlands. *Thaiszia Journal of Botany* 15, suppl. 1: 289–300.
- CHMURA, D., SIERKA, E. (2006): Relation between invasive plant and species richness of forest floor vegetation: a study of *Impatiens parviflora* DC. *Polish J. Ecol.* 54: 417–428.
- CSISZÁR Á. (2004): Adatok a magyar flóra fajainak magbank típus szerinti minősítéséhez. *Tájökológiai Lapok* 2(2): 219–229.
- CSONTOS P. (1984): Az *Impatiens parviflora* DC. vadállókövi (Pilis) állományának cönológiai és ökológiai vizsgálata. *Abstracta Botanica* 8: 15–34.

- CSONTOS P. (1986): Phytosociological description of a hilly country stand of *Impatiens parviflora* DC. *Studia Botanica Hungarica* 19: 115–118.
- CSONTOS P. (2001): A természetes magbank kutatásának módszerei. Scientia Kiadó, Budapest.
- CSONTOS P. (2007): Seed banks: ecological definitions and sampling considerations. *Community Ecology* 8: 75–85.
- CZIMBER GY. (1970): A hazai előfordulású, keményhjú magot termő növények ökológiai és rendszertani vonatkozásai. Agrártudományi Egyetem Keszthely, Mosonmagyaróvári Mezőgazdaságtudományi Kar Közleményei, 13: 540.
- CZIMBER GY. (1980): A keményhjútság, pp: 121–135, in: Szabó L. Gy. (szerk.): A magbiológia alapjai. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- GRICE, A. C. (2006): The impacts of invasive plant species on the biodiversity of Australian rangelands. *Rangeland Journal* 28: 27–35.
- GULYÁS F., SZILI-KOVÁCS T., ANTON A. (1995a): Parkfenntartásból származó növényi hulladékok komposztálása a fővárosban. III. Nemzetközi Környezetvédelmi Konferencia; 1994. május 4–6., Kecskemét, pp: 55–57.
- GULYÁS F., SZILI-KOVÁCS T., ANTON A. (1995b): Laboratóriumi komposztálási modellkísérletek lombfa és fenyőfa apríték alapanyagokkal. III. Nemzetközi Környezetvédelmi Konferencia, 1994. május 4–6., Kecskemét, pp: 58–65.
- HARPER, J. L. (1977): Population biology of plants. Academic Press, London, 892 pp.
- JUHÁSZ KOCSIS M., BAGI I. (2007): A *Prunus serotina* Ehrh. élőhely-preferenciái az invázió diszperziós szakaszában homoki területeken. *Botanikai Közlemények* 94: 1–17.
- MAGYAR P. (1960): Alföldfásítás, I. kötet. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- MARCO, D. E., PÁEZ, S. A. (2000): Invasion of *Gleditsia triacanthos* in *Lithraea ternifolia* montane forests of Central Argentina. *Environmental Management* 26: 409–419.
- MARJAI Z. (1995): Az akác-magbank. *Erdészeti Lapok* 130: 311–313.
- PENKSZA K., KAPOCSI J. (1998): A Maros-völgy edényes növényei I. *Crisicum* 1: 35–74.
- PYSEK, P. (1995): On the terminology used in plant invasion studies, pp: 71–81, in: PYSEK, P., PRACH, K., REJMÁNEK, M., WADE, M. (eds) *Plant invasions: General aspects and special problems*. SPB Academic Publishing, Amsterdam.
- REGAN, T. J., MCCARTHY, M. A., BAXTER, P. W. J., PANETTA, F. D., POSSINGHAM, H. P. (2006): Optimal eradication: when to stop looking for an invasive plant. *Ecology Letters* 9: 759–766.
- SPERONI, F. C., DE VIANA, M. L. (1998): Fruit and seed production in *Gleditsia triacanthos*, pp: 155–160, in: STARFINGER, U., EDWARDS, K., KOWARIK, I., WILLIAMSON, M. (eds): *Plant invasions: Ecological mechanisms and human responses*. Backhuys Publishers, Leiden.
- SZILI-KOVÁCS T., GULYÁS F., OSVAY A., ANTON A. (1994): Budapest közterületein képződő parkfenntartási szerves hulladékokból készített komposztok részletes agrokémiai és biokémiai értékelése. II. Nemzetközi Környezetvédelmi Konferencia; 1994. május 4–6., Kecskemét, pp: 158–162.
- SZÖLLÖSI T. I., KALAPOSI T. (2006): Removal experiment of *Ailanthus altissima* on the „Fóti Somlyó” hill, Hungary, and subsequent changes in the vegetation. 1st European Congress of Conservation Biology, 22–26 Aug., 2006, Eger - Hungary. Book of abstracts, pp: 80–81.
- TAMÁS J. (2000): Az invazív fajok terjedésének törvényszerűségei egy magyarországi esettanulmány kapcsán - a betyárkóró. *Botanikai Közlemények* 86-87: 169–181.
- THOMPSON, K. (1993): Seed persistence in soil, pp: 199–202, in: HENDRY, G. A. F., GRIME, J. P. (eds), *Methods in comparative plant ecology*. Chapman and Hall, London.
- THOMPSON, K., BAKKER, J., BEKKER, R. (1997): The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity. Cambridge University Press, Cambridge.
- UDVARDY L. (1997): Fásszárú adventív növények Budapesten és környékén. Kandidátusi értekezés, MTA Kézirattár, Budapest.
- UDVARDY L. (1998a): Spreading and coenological circumstances of the tree of heaven (*Ailanthus altissima*) in Hungary. *Acta Botanica Hungarica* 41: 299–314.
- UDVARDY L. (1998b): Classification of adventives dangerous to the Hungarian natural flora. *Acta Botanica Hungarica* 41: 315–331.
- UDVARDY L. (1999a): Exotic shrubs and trees inclining to escape in an arboretum under strong urban effect in Budapest. *Publicationes Universitatis Horticulturae Industriaeque Alimentariae* 59: 171–174.
- UDVARDY L. (1999b): Gap-inhabitant woody alien plants in Budapest. *Publicationes Universitatis Horticulturae Industriaeque Alimentariae* 59: 175–176.
- WEBB, D. A. (1985): What are the criteria for presuming native status? *Watsonia* 15: 231–236.

SOIL SEED BANKS OF *ROBINIA PSEUDOACACIA* AND *GLEDITSIA TRIACANTHOS*
IN CITY PARKS OF BUDAPEST, HUNGARY

H. SIMKÓ¹, P. CSONTOS²

¹ L. Eötvös University, Fac. of Natural Sciences, Division of Environmental Science,
Pázmány P. stny. 1/c., H-1117 Budapest, Hungary;
e-mail: hella.simko@gmail.com

² MTA Res. Inst. of Soil Science and Agricultural Chemistry, Herman O. út 15.,
H-1022 Budapest, Hungary and
MTA-ELTE Res. Group in Theoretical Biol. and Ecol.
Pázmány P. stny. 1/c., H-1117 Budapest, Hungary;
e-mail: cspeter@ludens.elte.hu

Keywords: black locust, gardening intensity, honey locust, invasive trees, soil seed bank

Soil seed banks were investigated under the canopies of *Robinia pseudoacacia* and *Gleditsia triacanthos* trees in ten urban parks of Budapest. Aims of the study were to quantify the effects of tree age (as expressed in diameter at breast height) and the intensity of gardening treatments on the densities of soil seed banks of the investigated tree species.

Two soil prisms, of 6 cm deep and 480 cm³ volume each, were cut under the canopies of solitary tree specimens of various age. Soil samples were washed through a sieve of 1.5 mm mesh size for *Robinia*, and 3 mm mesh size for *Gleditsia*, then the seeds were hand-sorted from debris. Hardcoatedness of seeds was broken by mechanical scarification, then their viability was tested by germinating them in Petri-dishes at room temperature under natural daylight regime.

Average density of soil seed bank was 871 seeds/sqm (n=17) under black locust specimens, with minimum and maximum densities of 0 and 9312 seeds/sqm, respectively. The median was 156 seeds/sqm. Under the canopies of honey locust specimens the average density was 633 seeds/sqm (n=20), with minimum and maximum values of 0 and 2312 seeds/sqm, respectively, whereas the median was 375 seeds/sqm.

According to the results both tree species are able to form considerable amount of seed banks in the soils of urban parks. Neither black locust nor honey locust seed bank densities depended on the age of tree specimens. However, the intensity of park treatments in the surroundings of the trees had a considerable effect on the densities of the soil seed bank under the canopies of the studied species. Soil seed bank was impoverished or absent under trees standing in park sections receiving intensive, regular, professional treatments, whereas high or extreme high seed densities were related to irregularly applied, medium or low intensity park treatments.

Our results call the attention to the risk that alien ornamental park trees, having the potential to form large persistent seed bank in the soil, might escape from cultivation thus being naturalized or even becoming an invasive species. Formation of persistent soil seed bank under the canopies of the studied park trees can be controlled by intensive, regular, professional gardening treatments. Beside this, it is also emphasized that the litter collected from the parks (that contains fruits and seeds of the trees) should receive an appropriate treatment. Without appropriate treatment litter deposits (e.g. in the rural surroundings of cities) could support the establishment of populations of the studied species, and these populations could become starting points for further spread of the alien trees.