

A TALAJ-NÖVÉNY KAPCSOLATRÓL

A talaj-növény kapcsolaton általában egyoldalúan azt értik, hogy a növény a talajból vizet és tápanyagokat vesz fel. Ez a szemlélet távol áll a valóságtól, mert ez a kapcsolat sokkal összetettebb és nem is egyoldalú. A talaj-növény kapcsolat része annak a rendszernek, amely az éghajlat, a földtani és domborzati viszonyok által meghatározott növénytakaró, állatvilág és a mikroszervezetek közösségéből – vagyis az ökoszisztémákból – áll. Ezért a talaj-növény kapcsolatot csak ezen tényezők együttes értelmezésében szabad elemezni.

Még egy megszorítással kell élnünk ahhoz, hogy e jelenség valós képét megrajzolhassuk, és pedig a talaj-növény kapcsolatot két időbeni keretben kell vizsgálni. Az elsőnek a határa 1000 és 10000, esetenként pedig 100000 év között van, míg a második az 1000 és 1 év között lejátszódó folyamatokat foglalja magába.

Az első időszakot a talajképződés megindulásától az ember mezőgazdasági tevékenységének kezdetéig számíthatjuk. Azonban ezen belül sem egységes a talaj-növény kapcsolat, mert mind a talaj, mind a növénytakaró változhat – és változott – az éghajlati viszonyok változása miatt.

Magyarországon ez megfelel a jégkorszak után kialakuló szárazabb és nedvesebb, de mindenképp melegebb időszakok viszonyainak. A pollenvizsgálatok segítségével ezek többé-kevésbé jól jellemezhetők, így tudjuk, hogy a cirbolyafenyő, a mogyoró és nyír, a tölgy és bükk követték egymást a fás területeken, míg a fátlan térségeken a mezőség sztyepvegetációja volt a jellemző. Ha elképzeljük, hogy a hideg-száraz löszpuszták a hullópor-képződés megszűnése után hogyan alakultak át erdőkké vagy mezőségekké, akkor a megnövekedett biomasz-termelést, a növénytakarások talajba jutó szervesanyagának az összetételét kell mérlegelni. Kétségtelen, hogy a talajra és a talajba jutó szervesanyag mennyisége és minősége indította el a talajosodási folyamatot, melynek első fázisa a humuszréteg kialakulása volt.

A biomasz által megkötött napenergia, majd a szervesanyag talajba jutása teremtette meg azt az energiaforrást, amely a talajképződést megindította és fenntartotta. A talajképződés által kiváltott változások nemcsak a humuszképződésben nyilvánultak meg, hanem az ásványi rész is fizikai és kémiai változáson ment át. A növények „válogatóképessége” a talaj felső rétegeiben felhalmozta a növényzet számára fontos tápelemeket. Mint Borhidi Attila szemléletes hasonlata mondja, a növény a talajból, mint bankból hitelt vesz föl tápelemek formájában, amelyet a vegetációs periódus végén visszajuttat a talajba, mintegy visszafizeti a kölcsönt. Tovább folytatva ezt a hasonlatot, a növény még kamatot is fizet, mert a légköri nitrogén megkötésével még tovább gazdagítja a talajt. A humuszosodás hatására – amely folyamat az előbbi hasonlatot használva tartós betétként fogható fel –, a talajképző kőzet ásványi anyagának fokozott mállását, kilúgzását, majd a szelvényen belüli átrendeződését idézi elő. A talajba jutó szervesanyag teszi lehetővé a talaj mikroszervezeteinek tevékenységét, ami a talaj fizikai és

kémiai tulajdonságait nagymértékben megszabja. Az így kialakult talaj visszahat a növényzetre, módosítva a növénytársulás összetételét, és a növényzet szintén visszahat majd újra a talajra. Ennek következtében a talajképződés megindulásától kezdve a talaj folyamatosan fejlődik, és ezzel együtt változik a növénytakaró, míg el nem éri azt az időleges egyensúlyi állapotot, melyet klimax növényzetnek és klimax talajnak nevezünk. A valóságos talajképződés azonban ennél a képnél még összetettebb, mert az éghajlati változások hatására megváltozik a növénytakaró, és így a talajra gyakorolt hatás is. A talajképződés tehát tovább folyik, most már újabb irányt követve.

Az éghajlat, a növényzet és az egész élővilág együttesen nagy mértékben meghatározza a keletkező talaj minőségét, de nem kevésbé fontos a víz – a felszíni vizek és a talajvíz – talajalakító hatása, ami hatással van a növénytakaró összetételére is, de ezen kívül a talajban mozgó víz megszabja a sók felhalmozódását vagy kilúgzását.

Az ősi talajfejlődés folyamatában tehát hullámzó intenzitású, de mindenkor jelen lévő fizikai, kémiai és biológiai folyamatok játszódnak le, amelyek a Treitz Péter által klímazonálisnak nevezett talajféleségek kialakulásához vezetett.

Ez a fejlődési szakasz ott ér véget, ahol az ember megtelepül, és először az erdőirtással a növénytakarót, majd szántóföldi növénytermesztéssel a talajt változtatja meg.

A talaj-növény kapcsolat, valamint az ennek keretében kialakuló változások aszerint csoportosíthatók, hogy hatásuk fizikai, kémiai vagy biológiai.

A fizikai hatások között elsőként a talaj támasztó szerepét kell kiemelni, amely a növények számára biztosítja, hogy az érkező napsugárzást megfelelő szögben tudják fogadni. Fizikai hatás a növényi gyökerek járatainak kialakulása, melynek során a lehatoló gyökerek vastagodása oldalnyomást fejt ki és a talajrészecskéket összeszorítva, a szerkezet kialakulását segíti elő. A lehatoló gyökerek járatainak nagy része függőleges irányú, amelyek a gyökerek elhalása után a víz leszivárgását segítik elő. A fizikai hatások másik csoportja a talaj duzzadásának és zsugorodásának következménye. Az őszi gabonák felfagyása a fagyváltozékonyság hatására fellépő talajváltozások következménye, amely a fiatal gyökerek elszakadását idézi elő. De a nedvesedés-száradás által kiváltott mozgás az erdőket is károsítja. Különösen az erősen agyagos talajokban léphetnek fel olyan erők, amelyek még a kifejlett bükkök gyökereit is széttépik, minek következtében a szélleköcsök összefüggő erdőrészekben döntik ki a fákat. Ezt a jelenséget láthattuk a Mecsekben, Hosszúhetény határában, ahol a fonolit törmeléken kialakult, erősen duzzadó agyagásványokat tartalmazó agyagtalajon termelt bükkös pusztult így el. Ugyancsak a talaj erős duzzadásának hatásával magyarázható a Mátra, a Bükkalja és Tokaj-Hegyalja szőlőterületein a bor kiváló minősége, ahol a duzzadás a szőlő gyökérzetének egy részét elszagatja, mintegy gyökérmetszést idézve elő. Ennek következményeként csökken ugyan a termés mennyisége, de javul a minősége. A fizikai változások másik csoportja a növénytermesztés folyamán a növények érdekében végzett talajművelés következménye, mint a talajtömörödés, ami viszont visszahat a termesztett növényre, gátolva annak egészséges gyökérfejlődését.

De a talaj-növény rendszer fizikai hatása közé kell sorolni azokat a változásokat is, amelyek a növényekkel együtt élő állatvilág tevékenysége következtében állnak elő. A legismertebb példája ennek a földigiliszták hatása, amelyek járataikkal a víznek a függőleges mozgását segítik elő a talajban. De az állatvilág ennél sokkal szélesebb köre idéz elő fizikai változásokat a talajban, így a hangyák, a különböző rovarálcák, valamint a talajlakó kistrágyaszórók. Amíg a gilisztáknak a talaj, víz és levegőgazdálkodását javító

hatását Darwin óta ismerjük, a kistrágyászlók tevékenységének hatását nem vagy csak alig. Jó példa volt erre a firenzei öntözési nemzetközi kongresszuson Magyar Gábornak a mélybarázdás kukorica öntözésről tartott előadásának fogadása. Ez a fórum nem tudta megérteni, és így elfogadni azt, hogy az egymástól 8–10 méterre létesített mélybarázdából az öntözővíz be tudná nedvesíteni a köztes területet. Csak akkor sikerült a kedvező hatást megértetni, amikor bemutattuk a mezősegi talajainkban ásott hörcögjáratok gyakoriságát, illetve sűrűségét. Ezek a vízszintes járatok teszik lehetővé, hogy az öntözővíz a mélybarázdából ilyen távolságokra eljusson. De ugyanennek a folyamatnak lehetnek káros hatásai is, ha a kistrágyászlók – főleg az ürgek és pockok – a vízvédelmi töltéseken telepednek meg, ezzel gyengítve a töltéseket.

Áttérve a talaj-növény rendszerben fellépő kémiai változások tárgyalására elmondhatjuk, hogy a növények és a velük együtt élő mikroflóra és mikrofauna kémiai hatása még jelentősebb. A talajra és a talajba jutó szervesanyag elbontása során keletkező savas anyagok a talajok kilúgzását, majd savanyodását idézik elő. De azt is látnunk kell, hogy ez a hatás eltér az ősi növénytakaró alatt bekövetkezett hatásoktól, mert más a talajba jutó szervesanyag mennyisége és minősége. Azok a kémiai folyamatok, amelyek az ősi erdei növényzet alatt általánosak voltak, kevésbé savanyító hatásoknak adnak helyet. Változik a képződő humuszanyagok minősége, mennyisége és a talajszelvényben való eloszlása. De a mezősegek talajának humusztartalma és minősége sem marad változatlan, mert a szántóföldi művelés hatására a humusz mennyisége csökken, és minőségében is csökken a tartósabb humuszanyagok aránya.

A kémiai változások között jelentős az egyes elemek anyagforgalmában bekövetkezett változás. Az ősi növényzet egyensúlyi tápanyagforgalmáról már volt szó. Ettől azonban lényegesen eltér a természetett növények által előidézett anyagforgalom. Ismert példaként megemlítem a pillangósok nitrogéngazdagító hatását. Az azonban csak az utóbbi évtizedben vált ismertté, hogy a természetett növények is juttatnak a gyökérzetükön kiválasztott anyagokat a talajba, és pedig nem kis mennyiségben. Egy tenyészidő alatt a kukorica hektáronként 14 kilogramm váladékot bocsát ki, ami a talajlakó mikroszervezetek számára táplálékul szolgál. Jelentősen változott a tápelemek anyagforgalma a trágyázás következtében, és pedig nemcsak a szerves és ásványi trágyák tápelemeit illetően, hanem a trágyákat alkotó egyéb elemek – ezek között a nehézfémek – vonatkozásában is. Ma már bőséges irodalma van a trágyázással talajba juttatott Ca, Mg, S, Pb, Cd, Zn és más elemeknek, amelyek a növények életére szintén hatnak, akár csak a N, P és K. Ismerjük a trágyák savanyító vagy lúgosító hatását is, amivel az egyes tápelemek felvehetőségét is befolyásolják.

Mélyreható ismereteink vannak az egyes elemeknek a szerves és az ásványi kolloidokon való megkötődéséről, a növények számára való hasznosulásuk feltételeiről. Ezekhez az ismeretekhez a trágyázási tartamkísérletek számos vonatkozásban szolgáltatott adatokat, de a meglévő eredményekből, valamint további vizsgálatokkal kiegészítve azokat még mélyebb ismeretekre tehetünk szert, ezért a tartamkísérletek fenntartása és további értékelése igen jelentős feladat.

A talajba és a növényre juttatott növényvédő szerek hatását, bomlástermékeiknek sorsát már sokoldalún vizsgálták. Ennek eredményeként tiltották be egyes vegyületcsoportok (DDT) használatát. Ezeknek a vizsgálatoknak eredményeként szabályozták a kijuttatandó herbicidek mennyiségét a talajok humusz- és agyagtartalmától függően. Ezek az ismeretek átvezetnek a talaj-növény rendszerben bekövetkező mikrobiológiai változások kérdéséhez.

A talaj-növény rendszer mindenkor része az ökoszisztémának, amelynek igen fontos része a talajban élő mikroszervezetek tevékenysége. Ennek bemutatására két jól ismert példát ragadok ki, a rhizóbium-baktériumok tevékenységét és a mikorrhiza-gombák jelentőségét. A rhizóbium-baktériumok javítják a növény és a talaj egyéb mikroszervezeteinek nitrogénellátását, a szabadon élő nitrogénkötő baktériumokkal együtt. Ez a tevékenység azonban nemcsak a növénytársulásban szereplő pillangósok számától és minőségtől függ, hanem a talaj kémhatása, redukciós vagy oxidációs viszonyai, az egyéb tápelemekkel való ellátottsága is befolyásolja azt. Erősen savanyú talaj, redukzív viszonyok és nagy adagú nitrogéntrágyázás visszaszoríthatja tevékenységüket. Hasonlóképpen a mikorrhiza-gombák hasznos tevékenysége – úgy, mint a fák vízfelvételének és tápanyagellátásának segítése – igen kedvez az erdei ökoszisztémának. Amint azonban a túlzott szárazság vagy talaj-savanyúság a gombák fejlődésének és tevékenységének gátját szabják, fellép az erdők leomlása, amint azt az elmúlt évtized tölgypusztulása formájában is tapasztaltuk.

Mint minden ökoszisztémának, a talajnak, mint az egyik alrendszernek, önszabályozó rendszere van, ugyanúgy, mint a növénytársulásnak, mint a másik alrendszernek. A talaj önszabályozó rendszerét – vagy másként a talaj tompítókéességét – igazolja a trágyázási tartamkísérletek kontroll parcelláinak savasodása, amely a a légköri savas ülepedés hatására kezdettől nőtt – majd amikor ez utóbbi csökkent, a már kialakult savanyúság is csökkent. De az egész agrárökoszisztéma is önszabályozó, amit bizonyít az utolsó évtized trágyafelhasználásának és terméseinek összehasonlítása. Míg a nyolcvanas évek végétől kezdve a műtrágya felhasználás tizedére esett vissza, vagyis 90%-kal csökkent, addig a termések országos átlagban csak 30%-kal estek vissza. De a talaj-növény rendszer tompítókéességét igazolja az is, hogy tenyészedény kísérletekben a talajba kevert műtrágyák savanyító hatása kisebb volt, ha a tenyészedényben növény volt, mint a növény nélküli talajban.

Kétségtelen, hogy a talaj-növény kapcsolatok minden részletét még nem ismerjük, de azt biztosan állíthatjuk, hogy a növénytermesztés és a környezetvédelem területén továbblépni csak akkor lehet, ha a termőhelyre jellemző fizikai, kémiai és biológiai folyamatokat összefüggésükben ismerjük, és ennek megfelelően alkalmazzuk a kezünkben lévő beavatkozási lehetőségeket.

Ezen gondolatokkal kívánok sok sikert tanszéki munkatársaimnak, barátaimnak bátor vállalkozásukhoz, a Tájékológiai Lapok indításához.

A Szent István Egyetem Környezet- és Tájgazdálkodási Intézete nem véletlenül alapítója e hiánypótló lapnak. Az Intézet fennállása óta lelkes zászlóvivője annak a nemes gondolatnak, mely környezetünk észszerű, hosszútávra tervezett, a jövő szempontjait is figyelembe vevő fenntartható gazdálkodás elvét jelenti. A Tájékológiai Tanszék részvétele és szerepe már kutatói-oktatói összetétele alapján sem meglepő, hiszen több tudományterület kiváló művelőit fogja össze.

Remélem, hogy e lap is jó fóruma lesz annak a problémakörnek, és segítője kutatóinknak, akik a körülöttünk lévő táj változásaiból, mint környezeti tükrökből olvasni szeretnének.

STEFANOVITS PÁL

(Az előadás főbb gondolatai Martonvasáron, 2003. január 14-én hangzottak el.)

LEHETŐSÉGEK A TÁJKÉPI ÉRTÉK MONETÁRIS KIFEJEZÉSÉRE

CSORBA PÉTER

Debreceni Egyetem, Alkalmazott Tájföldrajzi Tanszék
4010 Debrecen, Pf. 9. e-mail: csorba@delfin.klte.hu

Kulcsszavak: tájlesztés, utazási költség módszer, Costanza-féle biomérték-becslés, telekár-növelő hatás

Összefoglalás: A táj és természetvédelem érdekérvényesítését gyakran hátráltatja, hogy közgazdaságilag nem elég meggyőző a természeti képződmények, ún. eszmei értékének meghatározása. Különösen nehéz megadni a tájképi látvány piaci értékét. A cikk egyrészt áttekintést ad arról, hogy milyen objektív mutatókkal lehet a táji látvány minőségét megbízhatóbbá tenni, másrészt bemutatja a táji érték monetáris kifejezésének szakirodalomban leírt lehetőségeit is.

A tájképi látvány mérhetőségét a geográfia a tagoltság, az antropogén hatáserősség, a forma- és színter- és színkontinuitás számított adataival reméli objektívebbé tenni. A látványérték pénzben történő kifejezésére a szakértők az utazási költségek, a telekárváltozások, valamint a COSTANZA et al. (1997) publikációja alapján az ökoszisztéma-értékbecslés módszert ajánlják.

Bevezetés

A geográfia tértudomány, amely elsősorban a tájalkotó természeti tényezők és az emberi-társadalmi tevékenység által létrehozott mesterséges létesítmények földfelszíni elrendeződésével, illetve ennek a térbeli mintázatnak kialakulásával, törvényszerűségeivel foglalkozik (CSORBA 2001, FORMAN 1995, LESER 1991, MAROSI 1980, MEZŐSI és RAKONCZAI 1997, MIKLÓS 1994).

A geográfia mindig egyszerre volt természet- és társadalomtudomány (természeti-, illetve társadalomföldrajz). Az utóbbi évtizedekben differenciálódott szakterületek közül pedig a tájökológia és a tájvédelem megkülönböztetett figyelmet szentel az emberi-társadalmi berendezkedés tájformáló hatásának, a természeti környezet társadalmi hasznosíthatóságának, ezáltal értékeli a természet által nyújtott előnyök és hátrányok társadalmi tevékenységet befolyásoló hatásait (CSORBA 2000, FARINA 1998, JUNG 2000, MANDER et al. 2001, NAVEH és LIEBERMAN 1994, RICHLING 1998, ZONNEVELD és FORMAN 1990).

Az embert körülvevő táji környezet adottságai egyrészt

- külső megjelenésük, másrészt
- belső tartalmuk, azaz működésük

alapján minősíthetők a társadalom számára előnyösnek, vagy hátrányosnak.

A környezetelemzés táji arculatra, a táji látványra koncentrálnak szakterülete ugyan kifejezetten a külsődleges vonások minősítésével foglalkozik, de nem szabad elfelejteni, hogy a vizuálisan érzékelhető sajátosságok többé-kevésbé tükrözik a táj belső működését is (CSORBA 2000, WASCHER 2000).

A tájak látványértékének, „attraktivitásának” meghatározása iránti érdeklődés főleg az idegenforgalom világméretű térhódításának köszönhető (ACHMATOWICZ-OTOK 1992, ASHWORTH és DIETVOERST 1995, GLACKEN 1992, PEDROLI 2000, RÖSSLER 1995). A „táji

látvány eladhatósága” közgazdasági kategória, azt igyekeznek kideríteni, hogy miért nyilvánul meg a földfelszín bizonyos részei iránt fizetőképes kereslet.

Tény, hogy a természeti, de az – egyre inkább az ember által belakott – ún. kultúrtájak iránt is egyre növekvő érdeklődés nyilvánul meg (BÄTZIG 1991, BERGLUND 1991, HAAS et al. 1999, HÖLL és NILSSON 1999, PEDROLI B. 2000, VOS és MEEKES 1999, WRBKA és FINK 1997). Ennek egyik bizonyítéka az is, hogy néhány éve a Világörökség (World Heritage) minősítés új kategóriában, kultúrtáj címen is kiadható (www.unesco.org, WASCHER 2000). Jelenleg 16 európai táj van ebben a csoportban; pl. Ausztriában a Wachau és a Hallstatt-Dachstein-Salzkammergut területe, Németországban a Dessau-Wörlitz-i királyi kert, a Duero menti szőlőterület Portugáliában, a Loire menti kastélyokkal tarkított táj Franciaországban, és nem utolsósorban a Hortobágy és a közös osztrák-magyar Fertő-tavi tájegység is.)

Mivel a „turizmus-ipar” az egyik legjelentősebb értékteremtő gazdasági ágazattá vált, ez a turizmusföldrajzot arra ösztönözte, hogy az esztétikai szempontú tájlemezéseket a minősítés szubjektivitásának csökkentése érdekében tudományosan megalapozott, objektív módszerekkel egészítse ki (ALUMÄE et al. 2001, GUNNEMANN 1996, KONTTURI 1996, MEZŐSI 1991, PHILIPSEN 1995, RICHLING 1992, WASCHER 2000).

A geográfia oldaláról tehát úgy vetődött fel a kérdés, hogy melyek azok a mérhető táji mutatók, amelyekkel objektív módon különbséget lehet tenni a tájak arculata között.

Mivel a táji attraktivitás végül mégiscsak a szubjektív „szépség” kategóriájának egy változata, abszolút objektív minősítésre eleve nem számíthatunk (FALTER 2000). Meg kell elégedni olyan mutatókkal, amelyek kiindulópontja egy átlagolt vélekedés, pl. „az emberek többsége vonzónak találja a táji változatosságot”. Az ilyen mutatók tehát csak egy statisztikai átlagot képviselnek. Felmérések sokasága igazolja, hogy a táji „tetszés-index” számos tényezőtől függ, adott személy életkorától, iskolázottságától, foglalkozásától, korábbi élményeitől stb., sőt nemétől is (GUNNEMANN 1996, KUBINSZKY 1995, MEISEL 1972, NOHL 1976).

Anyag és módszerek

A táji látványértékelés objektivitásának növelése

A táji szépség szubjektív megítéléséhez kapcsolódó alapfeltevéseket – pl. hogy a táji változatosság a „statisztikai átlagnak” jobban tetszik, mint a homogén táj – célszerű átlagolással tompítani. A táji látványértékeléshez azonban még mindig elengedhetetlen néhány mérhető paraméter (CSEMEZ 1996, GUNNEMANN 1996, HEHL-LANGE 2001, MAGYAR 1996, WASCHER 2000).

Ilyen mutatóknak bizonyult a táj:

- egyedisége, azaz ritkasága,
- eredetisége, vagyis az emberi bolygatottság mértéke,
- változatossága, valamint
- az ún. patriotikus-educatív (hazafias-oktatási) jelentősége.

A felsorolt tényezők persze még mindig nem fejezhetők ki mérhető adatokkal, ezért szükség volt konkrétabb megközelítésre.

1. A tájak egyediségére nézve kézenfekvőnek tűnt a következők mérlegelése:
Bár soha sincs két teljesen egyforma táj, mégis számításba kell venni, hogy adott táji látványhoz hasonló előfordul-e a régióban, az országban, a kontinensen, a Földön. A földrajzi tájtipizálás segítségével nagy pontossággal megmondható, hogy pl. a Dunakanyarhoz hasonló tájból mennyivel kevesebb van a kontinensünkön, mint pl. a Bükkaljához hasonlító látványból. A különbséget számszerűsíteni lehet. Az persze kérdés, hogy a táj egyediségét országon vagy a kontinensen belül, esetleg a világ egészét figyelembe véve rangsoroljuk. Úgy gondoljuk, hogy nálunk a tömeges elérhetőséget mérlegelve egyelőre országos egyediségi rangsorolást érdemes alapul venni. Ugyanakkor érezhetően nő az igény egy európai (európai uniós) rangsor elkészítésére is. Nem biztos, hogy a szakmai szempontból ritka, egyedi táj a laikusok számára is könnyen elfogadható módon magas szintű értéket képvisel, de a tapasztalatok azt mutatják, hogy a közvélemény értékítéletét pozitív irányban befolyásolja, ha tisztában van vele, hogy az adott táj milyen ritka szakmai értéket képvisel. Nem szabad lebecsülni a közgondolkodás „fejlődőképességét”, hiszen az hajlandó elfogadni a szakmai érveket, ha jól közvetítjük számára. Erre nézve jó példa, hogy az utóbbi 10 évben a kisközösségek megerősödésével rengeteg helyi természeti értéket, egyedi tájértéket „fedeztek fel”, melyek alkalmasak a helyi közösség identitástudatának erősítésére, és az idegen számára büszkén részletezik annak a természeti objektumnak, képződménynek a különleges mivoltát.

Ma még csak ötlet-szinten merül fel, hogy el kellene készíteni az ország, a régió, a kontinens tájainak „Vörös Könyvét”, azoknak a veszélyeztetett tájaknak a listáját, amelyek eltűnése, megváltozása veszteség volna (DELBAERE 2001, FRY 2000, NAVEH 1990).

2. A tájak eredeti adottságaihoz viszonyított állapotát az ún. antropogén hatáserősség, a hemeróbiaszint megállapításával jellemzik. A módszernek vannak olyan elemei – pl. a beépítettség mértéke, a földhasználat intenzitása, az eredeti növényzet aránya, a talaj bolygatottsága, a légszennyezettség stb. –, amelyek összegezve kielégítő mértékű objektív képet nyújtanak a látvány természetességi fokáról (BASTIAN és SCHREIBER 1994, CSORBA 2001).

Meg kell azonban említeni, hogy a hemeróbiaszint emelkedése, azaz a természetesség csökkenése nem jelent feltétlenül kedvezőtlen vizuális hatást. Egy közepes szintű emberi-társadalmi jelenlét a tájban általában elfogadott, sőt csökkenti azt a sokak számára nyomasztó élményt, ami az érintetlen őstájakban bizonyos elveszettség érzést kelt. Vannak természetesen, akiket akkor érint meg legerősebben egy táji hangulat, ha egyetlen mesterséges objektum sem „tolakszik” a látványba, mégis azt kell mondani, hogy a statisztikai átlag elfogad 20–25%-os, tehát erősen alárendelt térfoglalású mesterséges objektum-arányt. Ha tehát egy táji látvány negyedét kis falvak, utak, művelt termőföldek foglalják el, az úgy tűnik, hogy nem csökkenti a pozitív tájmegítélést. Természetesen a 20% is lehet zavaró, ha pl. egy füstölgő hőerőmű vagy egy vasúti teherpályaudvar képezi. A lineáris műszaki elemek – utak, vasút, csatornák, elektromos vezetékek – általában már 10–15%-os területi arányt képviselve is markáns tájképformáló tényezők (CSORBA 1997). CSEMEZ (1996) a táj eredetiségét egyértelműen a vonalas létesítmények mennyiségével hozza összefüggésbe. Valamilyen táj annál „eredetibb”, minél kevésbé szabdalja vonalas létesítmény.

3. A legtöbb lehetőség az objektivitás növelésére a második mutató, a táji változatosság esetében van.

Itt az irodalmi hivatkozások (ANTROP 2000, CSORBA 1997, BÖHME 2000, CSEMEZ 1996, FARINA 1998, FORMAN 1995, PETERSEIL 2001, THOMAS 2000, WASCHER 2000) a változatosság minősítésére javasolják a

- formai változatosság számbavételét, ezen belül a:
 - domborzati különbségek, azaz a kontrasztosság megmérését – ami megadható pl. egy m/km^2 adattal,
 - a látvány szempontjából markáns tájrészletek és az alárendelt területek arányát pl. százalékban kifejezve,
 - viszonylag könnyen számszerűsíthető az a térnagyság, amely az adott táj exponált pontjairól szemünk elé tárul, vagyis a rálátás nagysága egy jól használható mutató, bár egy szűk szurdok is lehet igen attraktív, noha két sziklafal teljesen lezárja a térlátványt. Ilyen „fenyegető” tájrészlet kedveltsége azonban kimutathatóan kisebb, mint a tág horizontot nyújtó tájaké. (Ne feledjük, vannak erős bezártság-érzettel küzdők /klausztrófia/, de a tériszonyban szenvedőknek se lehet könnyen „eladni” a sziklaperemen egyensúlyozó kilátóhelyeket.)
- részletgazdagság – a táj homogén foltjainak területi megoszlása – pl. x folt/ km^2
- színhatásbeli változatosság megadásával.

A szakértők gyakran hangsúlyozzák, hogy egyáltalán nem a legváltozatosabb, a legösszetettebb tájat tekinti a statisztikai átlag a legvonzóbbnak. A túlságosan tarka táj nyugtalanságot sugároz. A színharmonia viszont elég általános emberi értéknek tűnik. Ugyanakkor kimutatható, hogy vannak élénkebb színekre „beállítódott” népcsoportok, és olyanok, amelyek inkább a tompább színhatásokat tekintik kellemesnek. Nehéz megítélni, hogy ebben milyen szerepet játszik pl. a hazai táj jellege. A csapadékos tájak lakói otthonosnak érezhetnek kisebb színkontrasztú tájat, mint az éles fényekhez szokott tájakról származók. Komoly színdinamikai elemzések mellett, hogy a zöld szín megnyugtató hatással van az emberek többségére, vagyis jelenléte előnyös a táj pozitív megítélése szempontjából (COLQUHOUN 2000).

4. Ez utóbbi gondolat már szorosan kötődik a harmadik fő értékelési szempontoz, a patriotikus-educatív minősítéshez. Arról van szó, hogy az emberek többsége érzelmileg erősen kötődik a „hazai” tájhoz, mert itt biztonságban érzi magát, a szellemi felüdülésre az ilyen környezet igen alkalmas (RAIVO 2000). Természetesen az emberek nagy többsége szeretné látni a Niagarát, a Himaláját, és az ehhez hasonló „világra szóló különlegességeket”, de a turizmus-ipar egyre nagyobb szeletét jelentik az olyan úti célok, ahol „csak” egyszerűen kellemes táji közeg fogadja a látogatót. Az utóbbi 10–15 évben a belföldi turizmus, az ökoturizmus és nem kis részben az idősebb emberek által megkívánt kapcsolódási lehetőségek kifejezetten megnövelték a szelíd kultúrtájak vonzerejét, ahol nincs lélegzetelállító attrakció, viszont annál is értékebb csönd, természetközelség, harmonikus beépítettség (CSORBA 2000).

Az ilyen, az adott országra tipikusnak tekintett tájak fenntartását, megőrzését a legtöbb társadalom fontosnak tartja. Nem véletlen, hogy ez az egyik lehetősége a táj közgazdasági értékelésének is. A táji értékek esztétikai minősítésének monetáris kifejezése tehát – talán meglepő módon – pont ezzel a patriotikus-educatív kategóriá-

val kapcsolatban mutathat fel konkrét eredményt. Voltak ui. olyan felmérések (pl. Nagy-Britanniában), ahol az iránt érdeklődtek, hogy milyen pénzügyi áldozatot tekint jogosnak a közösség egy adott, a régió, az ország szempontjából emblemikus jelentőségű táj megőrzése érdekében (BURDEN et al. 2002).

A „hazai” tájak megőrzését sokan igen fontosnak tartják, és ennek ösztönzését több európai szervezet is célul tűzte ki (ARNESEN 2001, BÄTZIG 1991, GIORGIS 1995, FRY 2000, WASCHER 2000). Az Európa Tanács 2001. októberében kiadta az „Európai Tájkonvenció” című dokumentumot, aminek fő gondolata, hogy az európai állampolgárok európai identitástudatát nagymértékben erősíti a kontinens tájaihoz történő kötődés (European Landscape Convention 2000).

Néhány tájnak kifejezetten magasra tartott értéke van az ismeretterjesztés, az oktatás szempontjából. A belföldi turizmus egyetlen országban sem hagyhatja figyelmen kívül azokat a tájegységeket, amiket az ország közvéleménye az adott országra tipikusnak tart (PEDROLI 2000, URBAN et al. 1997). Néhány táj értékét egyértelműen növeli annak történelmi jelentősége. A magyarság számára pl. nyilvánvalóan különös értéket képvisel a Vereckei-szoros, a mohácsi csatatér vagy az egri várból látható táji környezet. Egy ilyen szempontú táji értékrangsor a jelenlegi látogatottság alapján is megadható, jól számszerűsíthető adat.

Eredmények és megvitatásuk

Kísérletek a természeti adottságok értékének monetáris kifejezésére

A természet által nyújtott javak – közgazdasági kifejezéssel „jóságok” – egy részének értékelése egyidős a piaci viszonyok, a kereskedelem kialakulásával. A nyersanyagok árát mindig a fizetőképes kereslet határozta meg, s abban jelentős szerepet játszott az adott nyersanyag szállítási távolsága és az áru ritkasága.

1. Nincs ez másképp a nem szállítható természeti adottságoknál sem, mint pl. a ritka növényegyüttesek, barlangok vagy tájképek sem. Csakhogy a szerepek ez esetben megfordulnak, a fizetőképes kereslet utazási és ott tartózkodási költsége helyettesíti a szállítási tényezőt. A jóság ritkasága ellenben éppen úgy befolyásolja a ráfordítás költségét, hiszen minél ritkább természeti csodáról van szó, annál nagyobb tömegek és annál távolabbról jöhetnek – egyre nagyobb költséggel – az adott helyszínre.

A fenti megfontolások miatt nem véletlen, hogy a természeti vagy tájképi ritkaságok értékének monetáris kifejezésére az egyik bevált lehetőség az ún. utazási költség módszer (travel cost method=TCM, LÓCZY 2002).

Az utazási költségek becslésekor van leginkább reményünk a „tisza látványérték” megragadására, hiszen a kirándulók költségvállalási hajlandóságában igen jelentős szerepe van a látványélménynek. Természetesen a mentális felüdüléshez, ami egy ilyen természetjáró kirándulás célja, nem nélkülözhetetlen a látvány szépsége, hiszen sokszor párák-ködös novemberi kirándulással is elérhetjük ezt a célt.

Az utazási költségekkel kapcsolatban fontos azt hangsúlyozni, hogy a dolog természetéből adódóan ez mindenképpen egy alulbecslése az eszmei (látvány) értéknek. Az utazásra kiadott összegkor ui. úgy érezzük, hogy az minimum arányban áll

a kapott ellenszolgáltatással, tehát legalábbis annyi vagy inkább nagyobb értéket kapunk, mint amennyi a befektetés (utazási költség) volt.

- Újabbban terjed egy másik megközelítési lehetőség is, amely a táj, az élővilág, a barlangok tulajdonságait a társadalom számára megvásárolható szolgáltatásnak tekinti (GÓMEZ SAL 2001). Mivel az emberiség számos vonatkozásban megközelítette, vagy belátható időn belül eléri Földünk teherbíró képességének – azaz a szolgáltató képességének – határát, lassan olyan szolgáltatások is felkerültek az értékek listájára, amelyeket eddig közjavakként tartottak számon. A közelmúltban komoly szakmai megújulást hozott az az értékelési módszer, amely a nagy biogeográfiai egységek (ún. biotópok) társadalom számára fontos szolgáltatásait kiterjesztette, pl. az adott növény-együttes légköri gázszabályozásban, hulladékfeldolgozásban, rekreációban stb. betöltött szerepére is (COSTANZA et al. 1997). Ráadásul a szerzők arra is vállalkoztak, hogy megbecsüljék ennek a szolgáltató képességnek az árát is. Megadták, pl. hogy egy hektárnyi trópusi esőerdő klímaszabályozó képessége évente 223 dollárra becsülhető.

A növény- és állatfajok korábbi általános eszmei érték meghatározásán túllépve ez a módszer nem az ökoszisztemeket felépítő élőlények egyedeinek eszmei értékét adja meg – pl. egy hősármány 10 000 Ft –, hanem a biotópot egy egységnek véve, annak „működése által hajtott szolgáltatás hasznát” fejezi ki a becsült pénzösszeggel.

Természetesen a becslés elég durva, és konkrét adatai igen vitathatóak, az elvi megközelítés azonban kétségtelenül tudományos szenzáció erejével hathat.

A Costanza-féle táblázat egy – bennünket közelebről érintő – részletének felvillantása elég az ellentmondások bizonyítására.

1. táblázat Eredeti Costanza-féle táblázat

Table 1. Original table of Costanza

<i>Élőközösség-típus</i>	<i>Rekreációs érték USD/ha/év</i>	<i>Kulturális érték USD/ha/év</i>
Mérsékeltövi lombos erdő	36	2
Füves élőhelyek	2	–
Nedves rétek	491	1 761

Úgy gondoljuk, hogy a legfeltűnőbb aránytalanság a füves élőhelyek értékesorolását tekintve van, hiszen pl. a hazai sziklagyepek természetvédelmi értékesorolása, illetve turisztikai értéke nagyobb, mint az erdőterületeké. Kulturális értelemben a sziklagyepeket nálunk ugyancsak méltánytalan lenne teljesen értéktelennek minősíteni, mert sziklás hegycsúcsainkhoz, az itteni élővilághoz és jellegzetes táji megjelenésükhöz határozottan erős identitásérték köthető.

A nedves rétek esetében fordított korrekciót tartunk szükségesnek, mert ha még a rétek rekreációs értékével nagyjából egyet is lehet érteni, aránytalanul magasnak tartjuk a kulturális értékre kimutatott összeget.

Szerintünk felfelé kellene módosítani az erdők itt magadott kulturális értékösszege is, mert bár a magyarság nem kötődik erősen az erdős tájakhoz, hit és hiedelemvilágunkban határozott szerepe van.

Mindezek alapján a módosított értéktáblázat alapvetően megtartva az eredeti Costanza-féle minősítés sarokpontjait. Ez a következőképpen néz ki:

1. táblázat Módosított Costanza-féle táblázat
Table 1. Modified table of Constanza

<i>Élőközösség-típus</i>	<i>Rekreációs érték USD/ha /év</i>	<i>Kulturális érték USD/ha/év</i>
Mérsékeltövi		
Lombos erdő	36	15
Füves élőhelyek	45	25
Nedves rétek	400	850

A konkrét természetvédelmi munkában ma még jobban használható, ha az igazságszolgáltatás a büntetés mértékét, pl. a hősármány 10 000 Ft-ban megszabott értékéhez szabja. Az élőközösségek számszerűsített szolgáltatási produkciójának becslése mégis igen perspektivikus módszerre válhat.

A táji látvány értékbecsléséhez már többen kipróbálták az ún. feltételezett piaci értékelés (contingent valuation=CV) módszert (MARJAINÉ SZERÉNYI 2000). Ennek az a lényege, hogy megkérdezik az embereket, mennyit volnának hajlandók fizetni valamely táj látványának megőrzéséért, illetve mekkora pénzben kifejezett ellenszolgáltatást tartanának reálisnak az adott táj megváltoztatása esetén. Ez a „fizetési hajlandóság (WTP)”, illetve az „elfogadási hajlandóság (WTA)” becslés, úgy tűnik, hogy megfelelő nagyságú minta, és a kérdőíves felmérésekre vonatkozó egyéb szabályok betartása esetén reális eredményt ad.

Nagy-Britanniában, ilyen típusú felméréssel mutatták ki, hogy a közvélemény mely tájakat értékeli a legmagasabbra, melyek érdekében lenne hajlandó anyagi áldozatot is hozni (BURDEN et al. 2002).

A tapasztalat szerint a kérdésfeltevés módja jelentősen eltérő végeredményt hozhat. Az ún. nyílt kérdés esetén, amikor a válaszadóra bízunk a konkrét összeg megjelölését alacsonyabb, az ún. dichotóm kérdésformát alkalmazva, amikor mi adunk meg egy bizonyos összeget (tól-ig kategóriákat), magasabb végösszeg jön ki (HANLEY et al. 1995). MARJAINÉ SZERÉNYI (2000) két budai barlang (Pál- völgyi- és Szemlő-hegyi) megőrzésével kapcsolatos fizetési hajlandóságot vizsgálta 400 fős mintán. Az eredmény 1214 Ft-nak adódott, ami a megkérdezettek nettó jövedelmének 0,18%-a volt.

Már korábban is voltak hasonló környezet- és természetvédelmi célú felmérések, amelyek pl. a Balaton vízminőségének problémaköréhez kapcsolódva kimutatták, hogy a tájvédelem nem elhanyagolható tényező a megőrzési hajlandóság indoklása sorában (MOURATO et al. 1997). A kiemelkedően szép táji látvány megóvása nálunk is képes mérhető fizetési hajlandóságot indukálni (KEREKES et al. 1994, 1997).

Kifejezetten a táji látvány értékét tükrözi az ún. hedonikus ár becslés (hedonic price method=HPM), illetve azon belül az ún. telekérték becslés (= property value estimation). A táji látvány piaci értéként történő megjelenésére Magyarországon is több példa van, a balatoni telekárak esetén jól kimutathatóan szerepet játszik az, hogy látszik-e a vízfelület az adott ingatlanról vagy sem.

A táj látványértékére kiszámított eszmei tájérték azonban rendszeres évenkénti hozadéknak tekinthető, amelynek évenkénti megújulására joggal lehet számítani. Emiatt a természeti erőforrások ún. jelenértékét az „örökjáradék” módszerrel szokás meghatározni, a

$$PV = C/r$$

képlet felhasználásával. A képletben a C érték a természeti érték évi hozadéka, az r pedig egy feltételezett kamatlábat jelent.

A feltételezett kamatlábat ma kb. 9%-nak vehetjük, mert a középtávú kormányprogramok, az Európai Unió monetáris rendszeréhez történő csatlakozás ilyen követelményt fogalmaz meg. A 9% nominál kamatláb 5%-os reál-kamatlábbal számol, ami mellett egy 4%-os várható infláció van. Ezt az inflációs mértéket ugyancsak az uniós várakozásoknak megfelelően lehet megszabni. A fenti képletben az „r” a nominál kamatláb tizedes formájában kerül a nevezőbe, azaz a végső összeget a

$PV = x \text{ összeg} / 0,09$ képlet megoldása adja.

Meggyőződésünk, hogy ha egyéb természeti, illetve kulturális kincsek – pl. a műalkotások, régészeti leletek, növényritkaságok, állatok, stb. – esetében tíz, és százmillió forintos eszmei értékeket szoktak emlegetni, akkor nem irreális a valóban attraktív tájaink látványértékét nagyjából ugyanebbe a kategóriába helyezni.

Köszönetnyilvánítás

A cikk közgazdasági vonatkozásainak megírásához nélkülözhetetlen segítséget nyújtott DR. SZÁSZ TIBOR egyetemi docens, a Debreceni Egyetem Közgazdaságtudományi Intézetének docense, amiért köszönetet mondok neki.

Irodalom

- ACHMATOWICZ-OTOK A. 1992: Survey of Settlement Landscape Aesthetics in Poland. *Miscellanea Geographica* 5: 137–142.
- ALUMÁE H., PALANG H., PRINTSMANN A. 2001: Cultural and historical values in landscape planning: perception by locals. In: MANDER Ü., PRINTSMANN A., PALANG H. (eds.): *Development of European Landscapes. IALE Conference proceedings, University of Tartu, Publicationes Inst. Geogr. Univ. Tartuensis*, 92: 183–188.
- ANTROP M. 2000: Where are the Genii Loci? In: PEDROLI B. (ed.): *Landscape – Our Home, Lebensraum Landschaft*. Indigo, Zeist, Freies Geistesleben, Stuttgart, pp. 29–34.
- ARNESEN T. 2001: Identity in landscape studies? On metaphors and metonyms. In: MANDER Ü., PRINTSMANN A., PALANG H. (eds.): *Development of European Landscapes. IALE Conference proceedings, University of Tartu, Publicationes Inst. Geogr. Univ. Tartuensis*, 92: 373–377
- ASHWORTH G., DIETVOERST A. (eds). 1995: *Tourism and Spatial Transformations – Implications for Policy and Planning* CAB International.
- BASTIAN O., SCHREIBER K-F. 1994: *Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft*. G. Fischer V., Jena/Stuttgart, 502 pp.
- BÄTZIG W. 1991: *Die Alpen Entstehung und Gefährdung einer europäischen Kulturlandschaft* Beck Verlag, München.
- BERGLUND, B. E. (ed.) 1991: The cultural landscape during 6000 years in Southern Sweden. *Ecological Bulletins* 41: 495.
- BÖHME, G. 2000: Die Rolle der Kunst bei der Entdeckung und Wiedergewinnung von Landschaft In: PEDROLI B. (ed.): *Landscape Our Home, Lebensraum Landschaft Indigo, Zeist, Freies Geistesleben, Stuttgart*, pp. 35–43.

- BURDEN R., WATTS R., BROWN B., 2002: The Management of Natural Beauty. *Geography* 87: 49–63.
- COSTANZA R., D'ARGE R., DE GROOT R., FARBER S., GRASSO M., HANNON B., LIMBURG K., NAEEM S., O'NEILL R., PARUELO J., RASJIN R., SUTTON P., VAN DEN BELT M. 1997: The values of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253–260.
- COLQUHOUN M. 2000: Listening to the mood, to the atmosphere of place In: PEDROLI, B. (ed.): *Landscape Our Home, Lebensraum Landschaft Indigo, Zeist, Freies Geistesleben, Stuttgart*: pp. 55–64.
- CSEMEZ A. 1996: *Tájrendezés – tájtervezés. Mezőgazda Kiadó, Budapest.*
- CSORBA P. 1997: *Tájképi értékek feltárása – Térségi Turizmusfejlesztés IV. modul, 1. Füzet Turisztikai termékefejlesztés TEMPUS-IDEAL, Távoktatási anyag, pp. 65–87.*
- CSORBA P. 2000: A tájökölógiai szemlélet érvényesülése a tájvédelemben In: SCHWEITZER F., TINER T. (szerk.): *Tájkutatási irányzatok Magyarországon. MTA FKI, Budapest, pp. 25–35.*
- CSORBA P. 2001: *Tájökölógia (3. kiadás). Kossuth Egyetemi Kiadó, Debrecen.*
- DELBAERE B. 2001: Perspectives for landscape policy in Europe. In: MANDER Ü., PRINTSMANN A., PALANG H. (eds.): *Development of European Landscapes IALE Conference proceedings, University of Tartu, Publications Inst. Geogr. Univ. Tartuensis, 92: 318–323.*
- EUROPEAN LANDSCAPE CONVENTION. Florence, 20. X. 2000. – Council of Europe, European Treaty Series, No. 176.
- FALTER R. 2000: Aesthetik als Einstieg in Wesenhafte Wahrnehmung. In: PEDROLI B. (ed.): *Landscape Our Home, Lebensraum Landschaft Indigo, Zeist, Freies Geistesleben, Stuttgart, pp. 75–83.*
- FARINA A. 1998: *Principles and Methods in Landscape Ecology. Chapman and Hall.*
- FORMAN R. T. T. 1995: *Land Mosaics. The ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press.*
- FRY G. 2000: The landscape character of Norway landscape values today and tomorrow. In: PEDROLI B. (ed.): *Landscape Our Home, Lebensraum Landschaft Indigo, Zeist, Freies Geistesleben, Stuttgart, pp. 93–100.*
- GIORGIS S. 1995: *Rural landscapes in Europe: principles for creation and management Council of Europe, Steering Comm. For the Conservation and Management of the Environment and Natural Habitats, Strassbourg.*
- GLACKEN C. J. 1992: Reflections on the History of Western Attitudes to Nature. *Geo Journal*, 26: 103–111.
- GÓMEZ SAL A. 2001: Assessing landscape values: A proposal for a multidimensional model In: MANDER Ü., PRINTSMANN A., PALANG H. (eds.): *Development of European Landscapes – IALE Conference proceedings, University of Tartu, Publications Inst. Geogr. Univ. Tartuensis, 92: 122–125.*
- GUNNEMANN H. 1996: Landschaftsbildbewertung: Eine für den ländlichen müsterländischen Raum neu entwickelte Methode. In: BROLL G., BERNHARDT K. G. (Hrsg.): *Aspekte der Angewandten Landschaftsökologie, Arbeiten aus dem Inst. für Landschaftsökologie/ WWU Münster, pp. 83–91.*
- HAAS, DE W., KRANENDONK R., PLEIJTE M. 1999: Valuable man-made landscapes (VMLs) in the Netherlands: A policy evaluation *Landscape and Urban Planning* 46: 133–141.
- HANLEY N., SPASH N., WALKER L. 1995: Problems in Valuing the Benefits of Biodiversity protection. *Environmental and Resource Economics* 5: 249–272.
- HEHL-LANGE S. 2001: Structural elements of the visual landscape and their ecological functions *Landscape and Urban Planning* 54: 107–115.
- HÖLL A., NILSSON K. 1999: Cultural landscape as subject to national research programmes in Denmark. *Landscape and Urban Planning* 46: 15–27.
- JUNG G. (Hrsg.) 2000: *Norwegen eine Naturlandschaft? Ökologie und nachhaltige Nutzung – Oldenburger Geoökologische Studien, Band 4.*
- KEREKES S., KINDLER J., KOLOSZÁR M., BARANYI Á., CSUTORA M., KOVÁCS E., PÉTER S., ZSOLNAI L. 1994: *Economics valuation of the Szigetköz. BKE Környezetgazdaságtani Tanszék, Kézirat. Budapest.*
- KEREKES S., KINDLER J., BISZTRICZKY J., CSUTORA M., KOVÁCS E., KULIFAI J., MARJAINÉ SZERÉNYI Zs., NEMCSICSNÉ ZSÓKA Á. 1999: *A természeti tőke várható értékváltozása a Szigetközben. BKE, Budapest.*
- KONTTURI O. 1996: *Paradigmatic Shifts in the Finnish Concept of Landscape and the Aesthetic Aspect. ALE Fennica 9–10: 9–16.*
- KUBINSZKY M. 1995: *Tájépítész. Mezőgazda Kiadó, Budapest.*
- LESER H. 1991: *Landschaftsökologie. UTB 521, Stuttgart.*
- LÓCZY D. 2002: *Tájértékelés, földértékelés. Dialóg-Campus Kiadó, Budapest-Pécs.*
- MAGYAR E. 1996: A környezeti hatástanulmányok tájra vonatkozó munkarészei. *ÖKO Rt. VII. 1–2: 108–125.*
- MANDER Ü., PRINTSMANN A., PALANG H. (eds.) 2001: *Development of European Landscapes IALE Conference proceedings, University of Tartu, Publications Inst. Geogr. Univ. Tartuensis, 92.*
- MARJAINÉ SZERÉNYI Zs. 2000: *A természeti erőforrások monetáris értékelésének lehetőségei Magyarországon, különös tekintettel a feltételes értékelés módszerére. Ph.D értekezés, Budapest.*

- MAROSI S. 1980: Tájéktudási irányzatok, tájértékelés, tájtipológiai eredmények. MTA FKI Elmélet-Módszer-Gyakorlat 35.
- MEISEL K. 1972: Brachflächen und Erholungslandschaft. *Neue Landschaft, Fachzeitschrift für den Garten und Landschaftsbau* 12: 697–703.
- MEZŐSI G. 1991: Kísérletek a táj esztétikai értékének meghatározására. *Földrajzi Értesítő* 60: 251–264.
- MEZŐSI G., RAKONCZAI J. (szerk.) 1997: A geoökológiai térképezés elmélete és gyakorlata. JATE, Szeged.
- MIKLÓS L. 1994: Spatial Organisation of the Landscapes. Research Report No. 103. Roskilde University, 89 pp.
- MOURATO S., CSUTORA M., MARJAINÉ SZERÉNYI Zs., PEARCE D., KERÉKES S., KOVÁCS E. 1997: The value of Water Quality Improvement at Lake Balaton: a Contingent Valuation Study. Chapter 6. In: Measurement and Achievement of Sustainable Development in Eastern Europe. Report to DGXII. CSERGE, Budapest Academy of Economics Sci., Bulgarian Academy of Sci., Cracow Academy of Economics.
- NAVEH, Z. 1990: Progress Report on the IUCN Task Force on the Preparation of Redbooks on Threatened Landscapes. *IALE Bulletin* 8: 10–14.
- NAVEH Z., LIEBERMAN S. A. 1994: Landscape Ecology. Springer Verlag, New York.
- NOHL W. 1976: Erlebniswirksamkeit von Brachflächen. In: BIERHALS E., GEKLE L., HARD G., NOHL W. (Hrsg.): Brachflächen in der Landschaft. *KTBL Schrift*, 195: 60–79.
- PEDROLI B. (ed.) 2000: Landscape Our Home, Lebensraum Landschaft Indigo, Zeist, Freies Geistesleben, Stuttgart.
- PETERSEIL J. 2001: Landscape structure to key to biodiversity? In: MANDER Ü., PRINTSMANN A., PALANG H. (eds.): Development of European Landscapes IALE Conference proceedings, University of Tartu, Publications Inst. Geogr. Univ. Tartuensis, 92: 474–479.
- PHILIPSEN J. 1995: Nature-based Tourism and Recreation: Environmental Change, Perception, Ideology and Practices. In: ASHWORTH G., DIETVOERST A. (eds). *Tourism and Spatial Transformations Implications for Policy and Planning* CAB International, pp. 183–202.
- RAIVO P. J. 2000: Landscaping the patriotic past: Finnish war landscapes as a national heritage. *Fennia* 178: 139–150.
- RICHLING A. (ed.) 1998: Landscape Transformation in Europe. Practical and Theoretical Aspects. The Problems of Landscape Ecology Vol. III. IALE Polish Association for Landscape Ecology, Warszawa.
- RICHLING A. 1992: On Methodology of Assessment of Aesthetic Values of Landscape. *Miscellanea Geographica* 5: 5–9.
- RÖSSLER M. 1995: Neue Perspektiven für den Schutz von Kulturlandschaften. *Geog. Rundschau* 47: 343–347.
- THOMAS C. D. 2000: Dispersal and extinction in fragmented landscapes. *Proc. Royal Soc. London Biology* 267: 139–145.
- URBAN H., GRÜNWEISS F.-M., SMOLINER C. (Hrsg.) 1997: Wo i leb Kulturlandschaften in Österreich, Katalog Nr 67 des Stadtmuseums Linz Nordico, Linz.
- VOS W., MEEKES H. 1999: Trends in European cultural landscapes development: perspectives for a sustainable future. *Landscape and Urban Planning* 46: 3–14.
- WASCHER D. M. (ed.) 2000: The Face of Europe – Policy Perspectives for European Landscapes Tilburg, ECNC Technical report series.
- WRBKA T., FINK M. H. 1997: Kulturlandschaftsgliederung Österreichs, In: URBAN, F.M. GRÜNWEISS, C SMOLINER H (Hrsg.): Wo i leb...Kulturlandschaften in Österreich, Katalog Nr. 67 des Stadtmuseums Linz Nordico, Linz, pp. 34–51.
- www.unesco.org/whc/nwhc/pages/sites/maplist World Heritages Sites
- ZONNEVELD I. S., FORMAN R. T. T. (eds.) 1990: *Changing Landscapes: An Ecological Perspective*. Springer Verlag.

POSSIBILITIES TO EXPRES THE MONETARY VALUE OF THE LANDSCAPE VALUE

P. CSORBA

University of Debrecen, Department of Applied Landscape Geography
H-4010 Debrecen, P.O.B. 8. e-mail: csorbap@delfin.klte.hu

Keywords: landscape aesthetics, travel cost method, results of Costanza's method, property value estimation

The enforcement of interests in landscape and nature protection is often impeded by the fact that the definition of so-called aesthetic value of the natural formations is economically not really convincing. The market value of the landscape scenery is especially hard to be defined. The paper partly provides an overview of the objective indexes with which the qualification of the landscape scenery may be more reliable and partly introduces the possibilities suggested in the special literature for expressing the monetary value of landscape beauty.

Geography hopes to make the measurability of the landscape scenery more objective with the help of its values calculated for the geographic configuration, anthropogenic impact intensity, and the contrast in the forma and colour. Experts suggest so-called „supposed marketing methods” (contingent valuation) that is the WTP/WTA-method for the expression of the scenery value in financial terms. Among these, the travel cost method, the estimation of the property value changes and the value of the ecosystem “service” – published by Costanza et al. in 1997 – are the most widespread. The latter one regards the functioning of the ecosystems as a real service for the social environment and thus expresses, for example, the recreational value or the value of the regenerative capacity of soil potential.

A GEOÖKOLÓGIA AKTUÁLIS KUTATÁSI PROBLÉMÁI

CSATÓ SZILVIA¹, MEZŐSI GÁBOR²

¹SZIE KGI, Tájökológiai Tanszék, 2100 Gödöllő, Páter K. u. 1.

²SZTE Természettudományi Kar, Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék
6722 Szeged, Egyetem u. 2–6.

Kulcsszavak: ökológiai rendszerek, tájökológia, holisztikus megközelítés

Összefoglalás: A tájökológiai kutatás Magyarországon is túllépett a hagyományosnak számító tájtipizáláson, és rohamosan fejlődő, holisztikus szemléletű tudományággá vált. Cikkünk első részében rövid áttekintést adunk a táj földrajzi értelmezéséről, a geoökológia és a tájökológia kapcsolatáról, majd az utóbbi évek tájökológiai szakirodalmának alapján összegezzük a tájökológiai kutatások fő irányvonalait.

Bevezetés

Magyarországon a tájkutatás a kezdetekben a tájak hierarchiájának és szerkezetének feltárására, a tájkalkotó tényezők működésének elemzésére irányult jórészt földrajzi és általános ökológiai alapokon. Ma a tájökológia mind elméletében mind alkalmazásában gyors fejlődésen ment keresztül, és valódi multidiszciplináris tudományá vált. Ugyanakkor közeledni látszik az inkább bioökológiai alapú és analízáló észak-amerikai, és a természet- és társadalomföldrajzi alapú, holisztikus európai iskola.

A tájak genetikáját, szerkezetét, funkcióját és dinamikáját vizsgáló kutatási irányzatok számos új problémát vetettek fel a jövőre nézve. Az alábbiakban megkíséreljük összefoglalni azokat a kutatási problémaköröket, amelyek ma a leginkább perspektivikusnak tűnnek. Az utóbbi években több konferencia (IALE toulouse-i, prágai, az amerikai regionális tempei konferencia stb.) is boncolgatta ezt a kérdést (HOBBS 1997, WU és HOBBS 2002), az ottani eredményeket próbáljuk meg összegezni. Az értékelést a geográfia szemszögéből, geoökológiai indítással tesszük. Épp ezért elsőként a táj földrajzi értelmezését foglaljuk össze röviden (MEZŐSI és RAKONCAI 1997).

A geoökológia földrajzi értelmezése

A geoökológiai kutatásoknak általában két lényeges követelményt kell kielégíteniük: egyrészt gyakorlati kérdések megoldására alkalmasnak kell lenniük, másrészt kívánatos, hogy azok a földrajzi realitást korrekten tükrözzék. Geográfiai szempontból a fő cél az lehet, hogy a geoökológiai kutatás kvantitatív és kvalitatív jellemzést adjon a táji ökosziszterről (LESER 1983). A célrendszer más kiindulási alapról is megfogalmazható: a tervezők pl. a leglényegesebb feladatnak az antropogén-technogén táji hatásmechanizmusnak a feltárását tekintik. Ez a megfogalmazás elég szokatlannak tűnik, de a (táj/terület) tervezők által használt kifejezés is pontosan a konkrét környezetekben megvalósuló társadalom-természet kölcsönhatást jelenti. Általánosságban az is célja és eredménye lehet a geoökológiai elemzéseknek, hogy jobban megértsük a tájak felépítését és működését. A tájak szerkezetével kapcsolatos vizsgálatokhoz sok országban (így Magyaror-

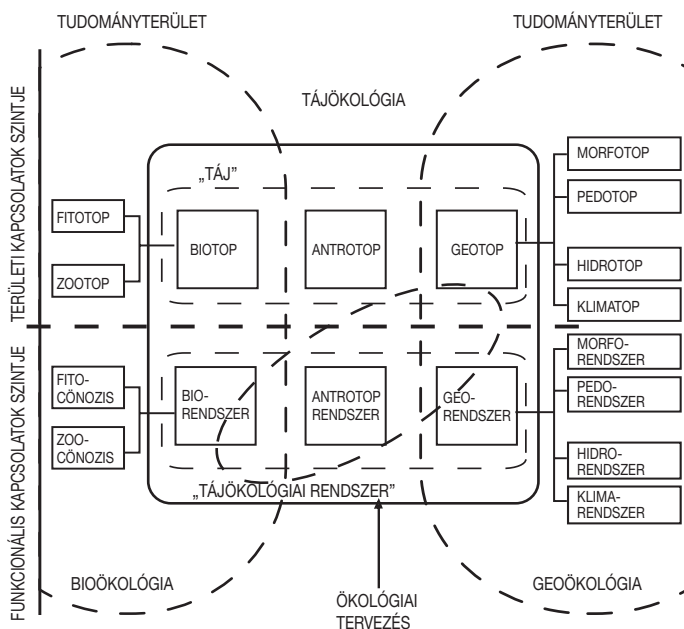
szágon is) releváns kutatási módszereket fejlesztettek ki, s az elmúlt évtizedekben ebben az irányban komoly eredmények születtek külföldön és idehaza egyaránt. Nem állunk így a működés megértését illetően, ahol a sajátos, az adatfelvételre és az adatfeldolgozásra kialakított módszeregyüttesek kidolgozása most folyik, s a működésnek még csak nagyon speciális elemei ismertek. Így ma még nem kecs eget reménnyel a táj minden részletre kiterjedő „teljes körű” kutatása.

Minden esetre az e téren folyó vitákat: „elmélet kontra mérés“, az utóbbi nyerte a 80-as évek közepén a mikroszintű geoökológiai tájháztartási mérésekkel, az abból adódó számításokkal és modellekkel (LESER 1986). Ezt elősegítette a természetföldrajzi mérések forradalmi megújulása, tartalmi kiszélesedése. A kérdés ettől azért nem zárult le, mert választ kell adnunk arra, hogy mit tegyünk a már rendelkezésünkre álló, nagyon gazdag mezo- és makroszintű, kvalitatív elemzéseinkkel, esetleg a mérhetőség hiánya miatt mondjunk le róluk?

Tájökológia vagy geoökológia

Újabban egyre gyakrabban használatos a geoökológia kifejezés részben a tájökológiával szinonim, részben pedig attól jelentősen eltérő értelemben, épp az attól való megkülönböztetés igényével. A hagyományos Troll-i tájökológiai iskola – melyet többek között pl. Naveh Z. neve fémjelez – ökorendszerekben gondolkodik, és azt vallja, hogy a tájökológia feladata az ökorendszerek összefüggéseinek, a táji téregységek funkcionális vizsgálata. Ezt a fajta általánosítást NAVEH (1984) odáig fejleszti, hogy a tájökológia szó – legalábbis definíciószerűen – könyvében már nem szerepel, csak szférákról beszél, s azt vallja, hogy az ökoszféra integrálja a bioszféra és technoszféra ökotópjait globális tájba. Látszik, hogy erre az irányra az Ellenberg-i, Odum-i ökológia hatott igen erősen, s igen jellemző a „teljes rendszerben”, tájban való gondolkodás. Ez alatt azt érti, hogy a bioszféra és a technoszféra a geoszférán keresztül kapcsolódik össze és alkotja a teljes emberi ökorendszer globális táját. Külön kiemelési érdemel a „teljes” szó használata (Naveh hosszasan magyarázza is), amely arra utal, hogy itt mindkét fő szféra megléte fontos. Az is látszik, hogy a bioszféra-technoszféra kölcsönhatásának függvényében különböző tájakat definiál, melyekre a magyar nevezéktan a tájtípus fogalmát használja – pl. ipari tájtípus, városi tájtípus stb. A geoökológia kifejezés nyomai a 60-as évek angol irodalmáig nyúlnak vissza, bár tartalmilag értelmezése 30-as évek végéig vezethető vissza. Érdekes, hogy a kifejezést épp attól a TROLLTÓL (1968) citálják a legtöbben, aki a tájökológia fogalmát is megalkotta. A geoökológiát Troll a Nemzetközi Földrajzi Unió (IGU) munkacsoportjainak keretében a nagyon vegyes tartalmú – s akkor a tudományos viták keresztüzében álló – tájökológia szinonimájaként használta. Kétségtelen, hogy ma ezt az iskolát Leser 70-es évek közepétől kialakuló tevékenységével kapcsolják össze (LESER 1983). Meghatározásuk szerint a geoökológia a tájháztartás térbeli sajátosságainak földrajzi-geotudományi vizsgálatával foglalkozik. Ez a mikrotérszíni méréseken alapul. A 1. ábráról az is látható, hogy itt is a táji ökorendszer funkcionális és térbeli kapcsolatainak az elemzéséről van szó. Naveh azt írja a geoökológiáról, hogy az gyakorlati kérdéseket tárgyaló tájökológia. Mi inkább alkalmazott tájökológiának tartjuk, mert kétségtelenül a tájökológia a bővebb halmaz.

A geoökológia fogalmat használva, az hangsúlyozható, hogy az eredmények nem



1 ábra A tájökológia, a bioökológia, a geoökológia és az ökológiai tervezés viszonya (LESER 1984)
 Figure 1. Relationship between landscape ecology, bioecology, geocology and ecological management

megfigyeléseken, hanem méréseken alapulnak és gyakorlati indíttatásúak, s a földrajz-tudomány oldaláról, általában az abiotikus tényezőkből kiindulva jutunk el az ökotópokig.

A geoökológiának sok arca van. Miután kialakulása óta ez szintetizáló tudomány, ZONNEVELD és FORMEN (1990) találóan emerging science-nek nevezte, természetesen sok irányból érkezhettek kutatók ide, ami színes – olykor zavaró – értelmezési rendszert alakított ki a geoökológiában. Az alapfogalom az ökotóp vagy az angol tájelem. Ezt rendkívül széles körben használják a geo- és a bioökológiával foglalkozók is. A bioökológiában az ökotóp a (legkisebb homogén) életteret jelenti, a geoökológiában pedig az (abiotikus) georendszer térbeli megjelenése, melyet gyakran a biotikus tényezőkkel kapcsolatban használunk. Megítélésünk szerint célszerűbb az ökotópot a táji ökorendszer legkisebb térbeli – topológiai dimenzióhoz tartozó – egységének tekinteni, amely magába foglalja a biotikus és az abiotikus tényezőket is. Az értelmezésünk szerint ez így geoökotóp. A legkisebb, még (ökológiailag) homogén egységek (fácies, ökotóp, landscape unit, landscape element) különböző szempontú értelmezései közül néhányat az 1. táblázat hasonlít össze. A dimenzionális bontásban bemutatott egységek területi, térbeli, azaz szerkezeti egységek.

Ahogy azt a tájföldrajzi kutatásokban megszoktuk, a geoökológiai szemléletű ökotópok típusainak is megalkotható a hierarchikus rendszere. Az ökotóptípusok komplex tájföldrajzi téregységek, amelyek a tájháztartási rendszer építőkövei. Az ökotópokhoz analóg módon fűzhető hierarchikus rendszerbe (amelyek viszont a tájak építőkövei). Hasonló vagy azonos szerkezet, hasonló biotikus, fizikai és kémiai tulajdonságok, egyveretű ökológiai folyamatok, tipikus méret jellemzi őket. 3–5 hierarchia szintet szoktak elkülöníteni (ökotóptípus osztályok és főosztályok), amelyek elkülönítését szerkezeti és folyamatulajdonságok alapján lehet megtenni. Az osztályozás általában az energia,

1. táblázat Geoökológiai és tájökológiai osztályozási rendszerek (LESER 1991 és HUGGETT 1995 összeállításának felhasználásával)

Table 1. Classification systems in geocology and landscape ecology

Dimenzió	Skála	Terület	Neef 1963	Haase/ Richter 1965	Isza- csenko 1965	Wittlesey 1954	Schmits- hüsen 1949	Zonne- veld 1972	Wieneke 1987
tópus	mikro	10 m ² – 1 km ²	ökotóp	ökotóp	fácies	Site	Fliese	ecotoop	ökotóp*
chorolo- gikus	mezo	1–10 ³ km ²	Ökotop- gefüge Mesochore	Mikrochore (Ökotop- gefüge) Mesochore	urosciscse mesztnosztý táj	Locality District (Section)	Fliesen- gruppen Natur- raumliche Haupeinheit	land facet land system	Ökotop- gefüge Mikrochore Mesochore
regionális	makro	10 ⁴ –10 ⁵ km ²	Makro- chore Megachore	Makro- chore	okrug provincia	Province Realm	Natur- raumliche Grossein- heit Natur- raumliche Region	landschaft	Makro- chore Mikro- region Meso- region Makro- region
planetáris	mega	10 ⁶ km ² felett	Georegion		zóna	Geogra- phische Zone			

* Ahol a magyar szakirodalom átvette a név használatát ott magyarul, a többi esetben az eredeti szakkifejezést tartalmazza a táblázat. Az ökotópok, a legkisebb egységek a táj típusától függően néhány 10 m²-től néhány km²-ig terjedhetnek. A szerkezet és a hatóanyagok függvényében különböző funkcionális egységeket képezhetnek.

vízháztartás főbb folyamatai alapján lehet megtenni, annál is inkább mert egy ökológiai térképnek, és egy geoökológiai is a tájban lezajló szállítási folyamatokat világosan be kell mutatnia. Általában a (geo)tájökológiai hatáskapcsolatok rendszerét az invarienciával, a diverzitással és a perzisztenciával (2. táblázat) szokták jelölni.

Úgy tűnik, mégis hasznos lehet a tájjal kapcsolatos legfontosabb elméleti és gyakorlati megközelítéseket áttekinteni. A leghosszabb múltra a tájak hierarchiájának, szerkezetének feltárása tekint vissza. Itt különféle célból és módon táji egységeket határolunk el. Ez az irányzat az egységek egymáshoz való kapcsolatát, helyzetét hivatott elemezni. Ennek sajátos – helyenként a tervezési gyakorlatban is használt – ága a táj tipizálása. A szerkezet feltárására sok megközelítés ismert. Ezeket a szerint csoportosíthatjuk, hogy az elkülönítésnek mi az alapja. A Neef, illetve a Haase-féle részkomplexumok, vagy az egyes tájkalkító tényezők, esetleg statisztikai alapon megalkotott valószínűségi rendszer. A szerkezet feltárását jól szemlélteti a Catena-elv alkalmazása, ahol az egyes, a vertikális szerkezetet alkotó tényezőket elemezzük, térképezzük és utána ezek alapján tudjuk az ökotópokat regionálisan megrajzolni. Ilyennek kell tekintenünk a Magyarországon gyakran használt tájtípus térképeket is, noha ott a definícióban van utalás a funkcióra, de ez igencsak általános megfogalmazás.

Az 1970-es, 80-as évek a funkcionális tájleírások időszeke volt. A mezoszintű regionális tervezés, illetve a tájrendezés által indukált irányzat jellemzően a táj optimális

2. táblázat A táji ökorendszerek stabilitási szintjeihez kapcsolódó állapotváltozások időbeli jellemzői (LESER 1991 és HAASE 1979 alapján)

Table 2. Temporal characteristics of the state variable of the stability level in landscape ecosystems

Tulajdonság csoportok	Állapotváltozás		Tulajdonság
	általában	~ idő	
stabil, anorganikus tulajdonságok	nincs vagy lassú	1–10 ³ év	talajtípus
		1–10 ² év	ásványi anyagtartalom
		5–20 nap – 1–10 ² év	hidrológiai és talajnedvességi tulajdonságok
változó, anorganikus tulajdonságok	gyors, igen különböző időtartamú	2–10 nap – 1–10 év	energia, (hő)háztartási tulajdonság
		5–20 nap	vízháztartási tulajdonság
		5–20 nap – 1–10 ² év	különböző környezetkárosító anyagok tulajdonságai
labilis-változó ökológiai tulajdonságok	gyors skálájú	5–150 nap – 10–10 ² év	a vegetáció jellemzői és bioindikátor tulajdonságaik
		1–360 nap	a fauna jellemzői és bioindikátor tulajdonságaik
		10–150 nap – 1 év	a biomasszaprodukciónak és a tápláléklánc tulajdonságai
		10–150 nap – 1 év	a szervesanyag-tartalom tulajdonságai

hasznosítását, a táji erőforrások és adottságok kiaknázását tűzte ki feladatul. A szerény környezetvédelmi kapcsolódás szorította vissza egy kicsit ezt az irányzatot (pl. MAROSI és SZILÁRD /1963/ ökológiai potenciálemzése – PÉCSI et al. /1972/ tájtipológiája – vagy a német geoökológiai térképezés – LESER és KLINK /1988/ – jellemzi ezt az irányzatot). Újra akkor tudott erőre kapni, amikor a konkrét gyakorlati feladatok megoldásába tudott bekapcsolódni a geoökológia.

Újabbban kisebb téregységek gyakorlati kérdéseinek elemzésekor a folyamatorientált tájlelemzés került a figyelem középpontjába. Ez az irányzat logikailag a működés oldaláról közelíti meg a tájat. Egzakt, mérésre és ökológiai térképezésre alapozott módszer-együttese leginkább a mikro-felszínek táji elemzésének alkalmas módszere. A lényeg itt a működésüket tekintve homogén egységek elkülönítése. A rendszer olyan fogalmakat használ – pl. Percotope, Conpercotope, Efluitope, Afluitope, Stagnotope, Umentope-, amelyek az adott terület egység jellemző anyag és energiafolyamatait, így többek között a víz és hőháztartást kvantitatíven jellemzik (MOSIMANN 1990).

Kiemelten fontosnak tűnő kutatási témák

Az alábbiakban 8 pontban foglaltuk össze (nagy részt az amerikai javaslatok alapján) a tájökológia fő kutatási irányvonalait.

1. Ökológiai áramlások a tájmozaikban.

A tájökológia fontos célja, hogy megértsük a térbeli mintázat és az anyag, energia és információ térbeli áramlásának kölcsönhatását (BENNETH 1990, FORMAN 1995, JAGOMAGI et al. 1988, KAREIVA és WENNERGREN 1995, LORD és NORTON 1990).

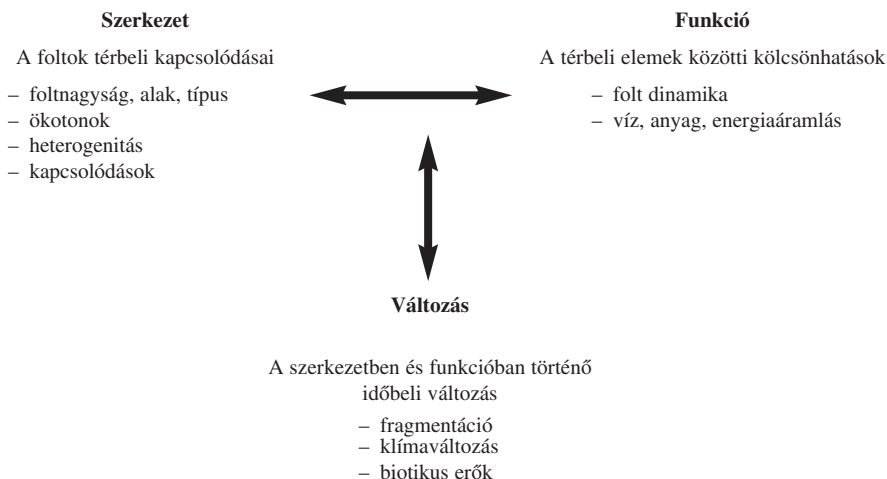
Bár a populációs folyamatok és a térbeli szerkezet közötti kapcsolat vizsgálata előrehaladott, szükség van arra, hogy a tájváltozás társadalmi-gazdasági elméletét is integráljuk a metapopulációs modellekbe. Az idegen fajok elterjedése egyre növekvő ökológia és gazdasági probléma, mely több figyelmet érdemel. Továbbra is keveset tudunk a térbeli heterogenitás és az ökoszisztéma folyamatok kölcsönhatásáról.

2. Tájhasználat változás okai, folyamatai és következményei.

A tájhasznosítás határozza meg a legtöbb táj szerkezetét, funkcióját, dinamikáját. A szerkezet, funkció és dinamika szoros kölcsönhatásban áll egymással (2. ábra). A táj hasznosításának változását elsődlegesen társadalmi-gazdasági erők irányítják. Ezért a táj mai állapotának és jövőbeni alakulásának megértéséhez integrálni kell a társadalom-földrajzi ismereteket. Vizsgálni kell a gazdasági tevékenység, a klíma-változás és a megelőző tájhasználat által indukált hosszú távú tájváltozásokat (BASTIAN és BERNHARDT 1993, LUNDBERG és HANDEGARD 1996, NASSAUER 1995).

Példaként azt a vizsgálatunkat idézzük, amely annak meghatározását tűzte ki célul, hogy ha a felszín, pl. agrár, rekreációs, természetvédelmi célra a Velencei-tó É-i vízgyűjtőjén használni kívánjuk, milyen veszélyekkel és kockázatokkal kell számolni. Ezen a területen is végrehajtott kárpótlás, illetve privatizáció ugyanis naponta veti fel a kérdéseket, hogy a tervezett igénybe vétel során milyen kockázatokkal kell számolni, amely módosíthatja a terület (ökonómiai) értékét és korlátozhatja a felszín használhatóságát (CSATÓ et. al. 2000). A vízgyűjtő elmúlt 10 évi látványosan változó terület-hasznosítása arra ösztönzött minket, hogy a vizsgálat első lépésében azt elemezzük, hogy a területhasznosítás változása milyen veszélyeket indukál az egyes környezetalkotó tényezőkben, illetve e veszélyek hol és milyen mértékben szuperponálódnak.

A veszélyek persze nemcsak természeti, környezeti eredetűek lehetnek, hanem pl. társadalmiak, gazdaságiak is. A legnagyobb elméleti gond a természeti és társadalmi veszélyek (pl. erózióveszélyes felszín, alacsony szakképzettségi szint, vagy kis mértékű tőkebefektetés) komplex kezelésében van, minthogy ezek gyakran áthatják egy-



2. ábra A tájökológia szerkezetek, funkciók és változások tudományának is tekinthető
Figure 2. Landscape ecology can be regarded as the science of structures, functions and dynamics

mást, nehezen szétválaszthatóak. Konceptiónk szerint a kockázat, illetve a kockázat-számítás lehet az a közös vonatkoztatási alap, amely alapján ezek a tényezők összemérhetőek és az együttes hatásuk regionálisan is számolható.

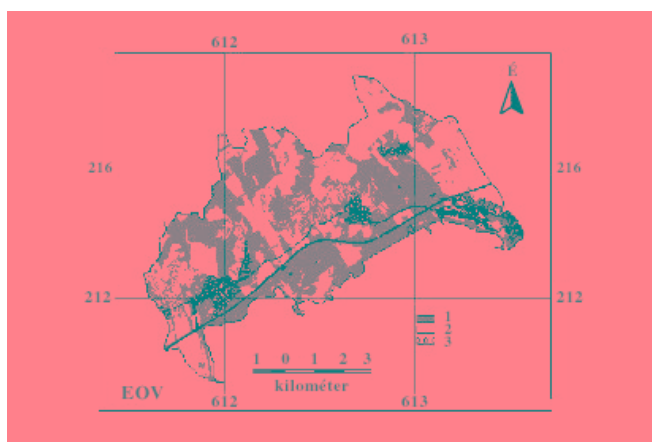
A vízgyűjtő területén a feltüntetett hat potenciális veszélyre (erózióveszély növekedése, talajérték csökkenése, tájkép minőségének romlása, a természetes növények diverzitásának csökkenése, a vízrendszer átalakulása, a levegőcsere változása) elvégeztük a számításokat.

Kijelöltük azokat a területeket, amelyen valamelyik tényező, pl. a diverzitás csökkenése környezeti veszélyként jelentkezik a területet jellemző, agrogén és rekreációs hasznosításaival kapcsolatosan. A legrészletesebb elemzést a talajerózióval kapcsolatban végeztük, amelynek pontos meghatározását telepített eróziómérő állomásunk segítette. Ezen adatok alapján lehetőség volt az erózióveszély különböző területhasznosításhoz, morfológiai és talajtípushoz tartozó mértékének nyomon követésére. A megszerkesztett talajtérkép alapján megszerkeszthetővé vált a terület erózióveszélyeztetettségi térképe (BARTA 2000).

Összevetettük a veszélyek térképét a területhasznosítás változását bemutató térképpel. Mérhető, látványos veszélynövekedés nem látszik, de a rövid idő miatt a természeti tényezőkben erre nagyon számítani nem lehetett. Az előzőekben jelzett veszélyek térképeit összegeztük, abból a szempontból, hogy egy-egy területrészen hány veszély előfordulással kell számolni. Természetesen ez nagyon korlátozottan használható, hisz a veszélyek nem azonos mértékben korlátozzák a hasznosítást, mégis úgy véljük a munka jelen fázisában, a kockázatszámítás előtt informatívak lehetnek. A 3. ábra 2 kategóriába összegezve – 1–2, illetve 3–5 veszély előfordulása – szemlélteti a veszélyek halmozódását.

3. Nemlineáris dinamika és tájkomplexitás.

A tájak térben elhelyezkedő komplex rendszerek, melyekre a heterogenitás, a nem-



3. ábra Kumulált veszélyek a mintaterületen 1. 1–2 környezeti veszély, 2. 3–5 környezeti veszély, 3. település

Figure 3. Cumulated hazards at the sampling area 1. 1–2 environmental hazard, 2. 3–5 environmental hazard, 3. settlement)

linearitás és a kontingencia jellemző. Naveh és Liebermann már 1994-ben megjelent művükben rámutattak az általános rendszerelmélet, a kibernetika és a nemlineáris termodinamika fontosságára, ám e fogalmak és elméletek széleskörű alkalmazása a tájökológiai kutatásokban csak az elmúlt években kezdődött (BERBEROGLU et al. 2000, BISHOP 1995, MILNE 1992, PEITGEN et al. 1992, PHILLIPS 1995, RASBAND 1990, SCHAFFER 1985, TURNER és GARDNER 1991). A komplexitás és a nemlineáris dinamika tudománya kiegészítve meglévő és újonnan kifejlesztett elméletekkel, elméleti és módszertani alapot szolgáltathatnak a tájökológia számára. Mivel az ökoszisztéma és a bioszféra komplex adaptív rendszerek (CAS), a heterogenitás, nem-linearitás, és hierarchikus szerveződés alapvető elemei a rendszernek.

4. Módszertani fejlesztés.

Számos tájökológiai probléma térben és időben több léptékben való tanulmányozását követeli meg. Új módszertani eljárásokat kell kidolgozni a többléptékű komplex tájak vizsgálatára, melyek egyesítik a megfigyelést, kísérletezést és modellezést. Meta-analízis (önálló vizsgálatok eredményeinek statisztikai szintézise) használata értékesnek bizonyulhat.

A tájban mindenütt jelenlevő térbeli autokorreláció megsérti a statisztikai elemzés és adatgyűjtés hagyományos módszereinek alapfeltételeit, ezért a tájökológusoknak óvatosságnak és újítókknak kell lenniük a kísérlettervezés és adatelemzés során a statisztikai módszerek használatával. Nagyobb figyelmet kellene szentelni a geostatisztikai módszerek helyes használatának, értékelésének, és ökológiai értelmezésének. Bármilyen módszert (beleértve a GIS-t is) indokoltan kell használni jelentőségteljes tájökológiai kérdések megoldására (BORAK et al. 2000, KIENAST 1993, ROGAN et al. 2000, ULBRICHT és HECKENDORFF 1998).

Az adatok elérhetősége és minősége kritikus fontosságú a tájökológiai kutatásokban. (BURROUGH et al. 1996, BRUS és GRUIJTER 1997, CHILES és DELFINER 1999, HUNTER és GOODCHILD 1993). Nagy előrelépés a tájökológiai kutatásban és információfeldolgozásban a technológiai fejlődéssel való szoros együttműködés. Manapság számos technológiai újdonság áll a tájökológusok rendelkezésére. A különböző távérzékelési eljárások lehetővé teszik, hogy nagy területekről folyamatos digitális információval rendelkezünk többféle spektrális, térbeli és időbeli felbontásban. Az egyre fejlődő térbeli információs rendszerek (GIS) folyamatosan megújítják a térbeli adatok tárolásának, feldolgozásának módját, a műholdas navigációs rendszerek (GPS) pedig lehetővé teszik a gyors és pontos térbeli helymeghatározást. A tájökológusok vitathatatlanul a high-tech ökológusok között vannak. Ám a csúcstechnológiák alkalmazása számos problémát is felvet.

- A táji szerkezetek és funkciók jobb megértéséhez elengedhetetlen a fajok és organizmusok részletes biológiai ismerete, és ehhez alap biológiai adatok felvétele szükséges.
- Nagy területek mintavételezése a térbeli heterogenitás elemzése céljából még mindig problémát jelent. Új mintavételezési eljárások kidolgozása szükséges, a terepi mintavételezés, a kísérletek, a távérzékelés és modellezés meglévő módszereit egyesítve.
- Sokszor hiányzik a hibaelemzés és pontosságvizsgálat, az adatok minősége gyakran bizonytalan. A tájmintázatok elemzéséhez és modellezéséhez használt táji adatok bizonytalanságának elemzéséhez és pontosságának vizsgálatához új eljárásokat kell kidolgozni.

– A tájak szerkezetének, funkciójának, dinamikájának megértéséhez térbeli adatok hosszú időszora szükséges, mely hosszú távú táji monitoring programok útján lehetséges, melyek elengedhetetlenek mind a tájökológiai elméletek teszteléséhez, mind a fenntartható stratégiák kidolgozásához.

Sajátos feladat a méretarány tájökológiai elemzése, az összemérhetőség ugyanis elsőrendű fontosságú elméleti és gyakorlati probléma. A lépték az információ extrapolálását vagy átfordítását jelenti egyik méretskáláról a másikra térben és időben. Nem megoldott a különböző mérettartományok közötti nagyítás, kicsinyítés, valamint az egyes léptékek sajátos mintázatának és folyamatainak megértése (HARGIS et al. 1998, KEITT et al. 19907, LEVIN 1992, MONTGOMERY és DIETRICH 1992, O'NEILL et al. 1996, SILBERNAGEL 1997, WICKHAM és RIITERS 1995).

Különösképpen kérdéses,

- hogyan lehet a térben és időben finom skálán nyert információt kiterjeszteni nagyobb méretarányra és vizont,
- hogyan ültethetők át a kísérleti eredmények a valós rendszerre,
- melyek az elméleti alapjai és gyakorlati lépései az adatok és változók összegyűjtésének a tájökológiai kutatásokban.

Az elmúlt évtizedben a földtudományokban jelentős érdeklődés mutatkozott a léptékprobléma iránt, és az ezzel foglalkozó irodalom gyorsan növekszik. Nagy szükség van a táji mintázatok és folyamatok léptékváltására vonatkozó egyszerű, tapasztalati szabályok és speciális technikák kifejlesztésére. A terepi mérések, kísérleti módszerek, távérzékelési eljárások, GIS alkalmazások és modellezési eredmények egyesítésével kifejleszthető a léptéktudomány.

5. A tájmintázati indexek és ökológiai folyamatok összekapcsolása.

A táj mintázatának elemzése lényegi kutatási iránynak tekinthető világszerte. A mintázatok elemzésének az a háttere, hogy a táji (a tájat alkotó) elemek térbelileg sajátosan rendeződve heterogén rendszereket alkotnak. Ez a fajta heterogenitás lehet olyan, amikor nem ismerhető fel rendezettség (gradiens típus), és van, amikor a rendszer mozaikos megjelenésű (a mintázatok foltba, folyosóba aggregálódnak és határ alakul ki az egyes elemek között). A mintázat elemzése erre a mozaikos állapotra vonatkozik és feltételezi, hogy elemzése az egész rendszer működésének megértését szolgálja. Az itt alkalmazott a folt-folyosó-mátrix alapmodell lényegében megfelel a pont-vonal-polygon műszaki tervezésben, művészetekben, az orvostudományban vagy épp a geoinformatikában használt alapkoncepciónak. A modellben minden térbeli pont foltnak, vagy folyosónak vagy mátrixnak az eleme. A mintázatok kialakulása egyrészt a szubsztrátum változékonyságából adódhat (térbelileg eltérő domborzat, nedvesség viszonyok, más talajtípus), másrészt természeti zavarok okozhatják (pl. árvíz, tűz) vagy az emberi tevékenység (útépítés, szántás) mobilizálhatja.

A tájmintázati indexeket a tematikus térképi mintázat elemzésére dolgozták ki. Olyan algoritmusok, melyek a foltok, a folttípusok és az egész tájmozaik speciális térbeli jellemzőit számszerűsítik. Az indexeket két fő csoportba sorolhatjuk:

- 1) a térkép összetételét számszerűsíti a térbeli helyzet figyelmen kívül hagyásával: a folttípus területi aránya, foltgazdagság, foltegyenletesség, foltdiverzitás,
- 2) a térkép térszerkezetét kvantifikálja. Az egyes foltok tulajdonságait vizsgálja, mint az alak, méret, magterület aránya, fraktáldimenzió. Egyes indexek a foltok egymás-

hoz való szomszédsági viszonyait vizsgálják: feltelszigeteltség, a folt elhelyezkedése más foltokhoz képest, konnektivitás.

Az elmúlt két évtizedben számos tájmintázati index született, ám ezek megbízható értelmezése hiányzik. Felül kell vizsgálni és pontosítani azt az alapfeltevést, hogy a táji mintázat elemzéséből következtethetünk a folyamatokra. Meg kell értenünk a mintázat és a funkció közötti tapasztalati úton megállapított összefüggések alapvető mechanizmusait (MCGARIGAL és MARKS 1995, GUSTAFSON 1998, JORDAN 2001, LI és REYNOLDS 1995, TURNER 1989, HAMAZAKI 1996, HUGGETT 1975). A tájmintázati indexek érzékenyek a léptékváltásra (a felbontás és a méret változására). Kérdés, hogy mennyire kell megváltoznia egy tájnak ahhoz, hogy az indexekkel is kimutatható legyen a változás. Hogyan határozható meg, hogy az indexben való változás statisztikailag és ökológiailag szignifikáns-e? Lehetséges-e a változások nyomon követésére, az indexekre egy standardsorozat felállítását? Vannak-e olyan szintetikus vagy holisztikus mértékegységek, melyek kifejezik a társadalmi, kulturális és ökológiai diverzitást, heterogenitást? Ezeket a kérdéseket a tapasztalati és elméleti megközelítések összehangolásával válaszolhatjuk meg. Ahhoz, hogy a tájmintázati indexek valóban a táj mértékegységei lehessenek, meg kell találni az indexek igazi ökológiai jelentését, és túl kell lépni a folt-alapú mértékegységeken a heterogenitás más formáinak értelmezéséhez.

6. Az „antropogén hatás” figyelembe vétele a tájökológiai kutatásokba.

A tájökológiai kutatások általában nagy-méretarányú ökológiai rendszereket vizsgálnak, melyekre egyre növekvő mértékben van hatással az emberi tevékenység. Ahogy a legtöbb résztvevő jelezte, a tájváltozás elsődleges irányítói a társadalmi-gazdasági folyamatok, s általuk változik meg a tájak szerkezete, funkciója és dinamikája. Ezért az antropogén tevékenységek vizsgálata kétségtelenül nélkülözhetetlen részét kell hogy képezze a táj kutatásnak (BAKER 1995, LUOTO 2000, NASSAUER 1995, PALMER 1997, PEARSON 2000, TURNER et al. 1993).

Európában hagyományosan a táj részének tekintik az embert és az emberi tevékenységet, a holisztikus szemléletmód – a természeti és humán együtt kezelése – a kezdetektől jelen van (MAROSI 1980). Ahhoz, hogy a társadalmi értékrendszereket, kulturális hagyományokat és gazdasági folyamatokat be tudjuk építeni a tájökológiai kutatásokba az alap kutatás és alkalmazás integrációja szükséges.

7. A tájmintázat optimalizálása.

A tájökológia egyik alaphipotézise az a megállapítás, hogy a térbeli mintázat alapvető hatást gyakorol az anyag, energia és információáramlásra, míg ezek a folyamatok alakítják, módosítják és tartják fenn magát a mintázatot. Ezért mind az elméletben, mind a gyakorlatban fel kell vetni a tájmintázat optimalizálásának kérdését. A tájmintázat optimalizálása a tájhasznosítási mintázat optimalizálását, optimális tájtervezést és tájgazdálkodást jelent. Kérdés, hogy a biodiverzitás megőrzése, az öko-szisztéma-gazdálkodás és a fenntartható tájhasználat érdekében optimalizálható-e a tájmintázat összetétele és struktúrája. Van-e optimális formája a természet és kultúra térbeli keveredésének? Vannak ökológiailag optimális hálózatok? Az ökológiai folyamatok szempontjából optimális tájmintázat kutatása új és izgalmas irányvonala a tájökológiának (SEPPELT és VOINOV 2002).

8. Tájmegőrzés és fenntartható tájhasználat.

A tájak dinamikus természete a folyamatosan növekvő humán népesség és az ezzel együtt járó tájhasználat-változás és globális környezetváltozás korában nyilvánvaló folyamat (ANDERSEN 1997, COLLINGE 1996, FORMAN és COLLINGE 1997, MOSS 1987). A biológiai szervezetek és a belőlük álló magasabb szintű szerveződések egyre növekvő mértékben szétdarabolódtak tájakon élnek. Így az a paradox helyzet áll elő, hogy egyrészt a táji rendszerek megőrzése, és fenntarthatósága alapvető célja kell, hogy legyen a tájökológiának, másrészt viszont ez sokszor nem megvalósítható, főleg nagyléptékben, a folyamatos és átható változás miatt. A legtöbb résztvevő felismerte a tájökológiai elméletek alkalmazásának fontosságát a biodiverzitás megőrzésében és a fenntartható tájhasználatban. Ugyanakkor a biodiverzitás megőrzéséhez speciális tájökológiai irányelveket kell kidolgozni, a tájak fenntarthatóságának fogalma pedig átfogó és operatív meghatározást igényel. Egy ilyen definíciónak egyesítenie kell a tájak abiotikus, biotikus, társadalmi, gazdasági, kulturális és politikai alkotóelemeit, különleges hangsúllyal az időbeli és térbeli léptékre. Legalább ilyen fontos és izgalmas kihívás tudományosan igazolható alapelveket és gyakorlati irányelvet kidolgozni a tájak ökoszisztéma szerepének értékelésére. Egy ilyen értékelésnek figyelembe kell vennie a pénzben nem kifejezhető és megfogható esztétikai, kulturális, spirituális, és nem-tárgyi belső természeti értékeket. Habár az ökológusok a fenntarthatóság kérdését elsősorban a fajok és ökoszisztémák szintjén értelmezik, a valóságban az emberek által érzékelt és értékelt táj fogja befolyásolni mind a tájak fenntarthatóságának gyakorlatát, mind tudományát.

Összegzés

A földrajzi szempontú tájökológia vagy geoökológia lényegét abban látjuk, hogy a geoökológiai kutatások elsősorban méréseken alapuló, gyakorlati kérdéseket tárgyalnak, a földrajztudomány oldaláról, és általában az abiotikus tényezőkből kiindulva jutnak el az ökotópokig. Hazánkban a tájak hierarchiájának és szerkezetének feltárása, majd a funkcionális tájelemzések időszaka után egyre inkább az egzakt, mérésekre alapuló, folyamatorientált vizsgálatok kerültek előtérbe. Egyik elsőrendű kutatási feladat a mintázatban megjelenő szerkezet és a folyamatok kölcsönkapcsolatának megértése. A kutatástervezéshez, az adatok feldolgozásához és értékeléséhez számos új, erőteljesen fejlődő technológia, mint a térinformatikai rendszerek, távérzékelési eljárások, geostatistikai módszerek használata járult. A kutatások jövőbeni irányai között szerepel ezen fiatal technológiák helyes, feladatorientált használata, valamint új matematikai értékelési eljárások kidolgozása is. Végül harmadik és talán legfontosabb fő irányvonalként meg kell említenünk a tájak időbeli változásának kutatását, a fenntartható tájhasználat és tájmegőrzés érdekében, melyhez integrálni kell a természettudományos diszciplínákon túl a társadalmi, gazdasági, kulturális, politikai ismereteket is.

Irodalom

- ANDERSEN L. E. 1997: Modelling the Relationship between Government Policy, Economic Growth, and Deforestation in the Brazilian Amazon. Working Paper No.1997-2. Aarhus, Denmark: Department of Economics, University of Aarhus.
- BAKER W. L. 1995: Longterm response of disturbance landscape to human intervention and global change. *Landscape Ecology* 10: 143–159.
- BARTA K. 2000: A Velencei-hegység D-i területének talajeróziója. Szakmérnöki diplomamunka, SZIE, Gödöllő, Kézirat.
- BASTIAN O., BERNHARDT A. 1993: Anthropogenic landscape change in central Europe and the role of Bio-indication. *Landscape Ecology* 8: 138–151.
- BENNETH A. F. 1990: Habitat corridors: their role in wildlife management and conservation. Department of Conservation and Environment, Melbourne.
- BERBEROGLU S., LLOYD C. D., ATKINSON P. M., CURRAN P. J. 2000: The integration of spectral and textural information using neural networks for land cover mapping in the Mediterranean. *Computers & Geosciences* 26: 385–396.
- BISHOP C. M. 1995: *Neural Networks for Pattern Recognition*. Oxford University Press, Oxford.
- BORAK J. S., LAMBIN E. F., STRAHLER A. H. 2000: The use of temporal metrics for landcover change detection at coarse spatial scales. *International Journal of Remote Sensing*, 21: 1415– 1432.
- BRUS D. J., de GRUIJTER J. J. 1997: Random sampling or geostatistical modelling? Choosing between design-based and model-based sampling strategies for soil (with Discussion). *Geoderma* 80: 1–44.
- BURROUGH P. A., van RIJN R., RIKKEN M. 1996: Spatial data quality and error analysis issues: GIS functions and environmental modelling. In: GOODCHILD M et al. (eds.): *GIS and Environmental Modeling: Progress and Research Issues*. GIS World Books, Fort Collins, USA, pp. 29–34.
- CHILES J.-P., DELFINER P. 1999: *Geostatistics: Modelling Spatial Uncertainty*. Wiley, New York.
- COLLINGE S. K. 1996: Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning.
- CSATÓ SZ., BARTA K., FARSANG A. 2000: Az elmúlt húsz év tájhasználati változásai és azok hatásai velencei-hegységi mintaterületen. A táj változásai a Kárpát-medencében a történelmi események hatására. Konferenciakiadvány. Gödöllő-Budapest.
- FORMAN R. T. T. 1995: *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press, Cambridge.
- FORMAN R. T. T., COLLINGE S. K. 1997: Nature conserved in changing landscapes with and without spatial planning. *Landscape and Urban Planning* 37: 129–135.
- GUSTAFSON E. J. 1998: Quantifying Landscape Spatial Pattern: What Is the State of Art? *Ecosystems* 1: 143– 156.
- HAASE G. 1979: *Entwicklungstendenzen in der geotopologischen und geochorologischen Naturraumerkundung*. Petersmanns Geogr. Mitt.
- HAMAZAKI T. 1996: Effects of patch shape on the number of organisms. *Landscape Ecology* 11: 299–306.
- HARGIS C. D., BISSONETTE J. A., DAVID J. L. 1998: The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape Ecology* 13: 167–186.
- HOBBS R. 1997: Future landscapes and the future of landscape ecology. *Landscape and Urban Planning* 37: 1–9.
- HUGGETT J. 1995: *Geocology*. Routledge, London.
- HUGGETT R. J. 1975: Soil landscape system: a model of soil genesis. *Geoderma* 13: 1–22.
- HUNTER G. J., GOODCHILD M. F. 1993: Managing uncertainty in spatial databases: putting theory into practice. *Journal Urban and Regional Information Systems Association* 5: 55–62.
- JAGOMAGI J., KÜLVIK M., MANDER Ű., JACUCHNO V. 1988: The structural-functional role of ecotones in the landscape. *Ecology* 7: 81–94.
- JORDÁN F. 2001: Adding function to structure – comments on Palmarola landscape connectivity. *Community Ecology* 2: 133–135
- KAREIVA P., WENNERGREN U. 1995: Connecting landscape patterns to ecosystems and population processes. *Nature* 299–302.
- KEITT T. H., URBAN D. L., MILNE B. T. 1997: Detecting critical scales in fragmented landscapes. *Conservation, Ecology online* 1: 4.
- KIENAST F. 1993: Analysis of historic landscape patterns with a Geographical Information System – a methodological outline. *Landscape Ecology* 8: 103–118.
- LESER H. 1983: Geoökologia. *Geogr. Rundschau* 35: 212–221.
- LESER H. 1984: Zum Ökologie-, Ökosystem- und Ökotopbegriff. *Natur und Landschaft*. pp. 267–283.

- LESER H. 1986: A geoökológiai tájszerkezetkutatás problémái. *Földrajzi Értesítő* 35: 1–15.
- LESER H. 1991: *Landschaftsökologie*. UTB 521, Ulmer, Stuttgart.
- LESER H., KLINK H. J. (eds.) 1988: *Handbuch und Kartieranleitung Geoökologische Karte 1:25.000*. FDL, Bd 228, Trier.
- LEVIN S. A. 1992: The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73: 1943–1967.
- LI H., REYNOLDS J. F. 1995: On definition and quantification of heterogeneity. *Oikos* 73: 280–284.
- LORD J. M., NORTON D. A. 1990: Scale and the spatial concept of fragmentation. *Conservation Biology* 4: 197–201.
- LUNDBERG A., HANDEGARD T. 1996: Changes in the spatial structure and function of coastal cultural landscapes. *GeoJournal* 39: 167–178.
- LUOTO M. 2000: Spatial analysis of landscape ecological characteristic of five agricultural areas in Finland by GIS. *Fennia* 178: 15–54.
- MAROSI S. 1980: *Tájkutatási irányzatok, tájértékelés, tájtípológiai eredmények – Elmélet, Módszer- Gyakorlat*. MTA FKI, Budapest.
- MAROSI S., SZILÁRD J. 1963: A természeti földrajzi tájértékelés elvi-módszertani kérdéseiről. *Földrajzi Értesítő* 13: 393–417.
- MEZŐSI G., RAKONCAI J. (szerk.) 1997: *A geoökológiai térképezés elmélete és gyakorlata*. JATE, Szeged.
- MCGARIGAL K., MARKS B. J. 1995: FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW.
- MILNE B. T. 1992: Spatial aggregation and neutral models in fractal landscapes. *The American Naturalist* 139: 32–57.
- MONTGOMERY D. R., DIETRICH W. E. 1992: Channel initiation and the problem of landscape scale. *Science* 255: 826–829.
- MOSIMANN Th. 1990: *Ökotope als Elementare Prozesseinheiten der Landschaft*. Geosynthesis 1: 3–53.
- MOSS M. R. (ed.) 1987: *Landscape Ecology and Management*. Polyscience Publications, Inc., Montreal, Canada.
- NASSAUER J. I. 1995: Culture and changing landscape structure. *Landscape Ecology* 10: 229–237.
- NAVEH Z., LIEBERMANN A. S. 1984: *Landscape ecology. Theory and applications*. Springer-Verlag, New York-Berlin-Tokyo.
- NAVEH Z., LIEBERMAN A. S. 1994: *Landscape Ecology: Theory and Application*. 2nd edn. Springer-Verlag, New York, New York.
- O'NEILL R. V., HUNSAKER C. T., TIMMINS S. P., JACKSON B. L., JONES K. B., RIITERS K. H., WICKHAM J. D. 1996: Scale problems in reporting landscape pattern at the regional scale. *Landscape Ecology* 11: 169–180.
- PALMER J. F. 1997: Stability of landscape perceptions in the face of landscape change. *Landscape and Urban Planning* 37: 109–113.
- PEARSON D. M. 2000: Investigating the impacts of human activity on northern Australian landscapes by analysis of spatial structure. *Proceedings of the 4th International Conference on Integrating GIS and Environmental Modelling (GIS/EM4): Problems, Prospects and Research Needs*. Banff, Alberta, Canada, September 2–8.
- PÉCSI M., SOMOGYI S., JAKUCS P. 1972: Magyarország tájtípusai *Földrajzi Értesítő* 21: 5–12.
- PEITGEN H. O., JÜRGENS H., SAUPE D. 1992: *Chaos and Fractals: New Frontiers of Science*. Springer-Verlag, New York.
- PHILLIPS J. D. 1995: Self-organization and landscape evolution. *Progress in Physical Geography* 19: 309–321.
- RASBAND S. N. 1990: *Chaotic Dynamics of Nonlinear Systems*. John Wiley & Sons, New York.
- ROGAN J., FRANKLIN J., ROBERTS D. A. 2000: A comparison of methods for monitoring multitemporal vegetation change using Thematic Mapper imagery *Remote Sensing of Environment* 80: 143–156.
- SCHAFFER W. M. 1985: Order and chaos in ecological systems. *Ecology* 66: 93–106.
- SEPPELT R., VOINOV A. 2002: Optimization Methodology for Land Use Patterns Using Spatially Explicit Landscape Models. *Ecological Modelling* 151: 125–145.
- SILBERNAGEL J. 1997: Scale perception from cartography to ecology. *Bull. Ecol. Soc. Amer.* 78: 166–169.
- TROLL C. 1968: *Landschaftsökologie*. In TUXEN, R. (ed.): *Pflanzensoziologia end Landschaftsökologie*. The Hague: Junk.
- TURNER B. L., MOSS R. H., SKOLE D. L. (eds.) 1993: *Relating land use and global land-cover change: A proposal for an IGBP-HDP core project*. Report from the IGBP-HDP Working Group on Land-Use/Land-Cover Change. Joint publication of the International Geosphere-Biosphere Programme (Report No. 24) and the Human Dimensions of Global Environmental Change Programme (Report No. 5). Stockholm: Royal Swedish Academy of Sciences.

- TURNER M. G. 1989: LANDSCAPE ECOLOGY: The Effect of Pattern on Process. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 20: 171–197.
- TURNER M. G., GARDNER R. H. 1991: *Quantitative methods in landscape ecology*. Springer-Verlag, New York.
- ULBRICHT K. A., HECKENDORFF W. D. 1998: Satellite images for recognition of landscape and landuse changes. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. 53: 235–243.
- WICKHAM J. D., RIITERS K. H. 1995: Sensitivity of landscape metrics to pixel size. *International Journal of remote Sensing* 16: 3585–3594.
- WU J., HOBBS R. 2002: Key issues and research priorities in landscape ecology: An idiosyncratic synthesis. *Landscape Ecology* 17: 355–365.
- ZONNEVELD I. S., FORMAN R. T. T. 1990: *Changing Landscapes*. Springer-Verlag. New York.

RELEVANT RESEARCH ISSUES IN GEOECOLOGY

SZ. CSATÓ¹, G. MEZŐSI²

¹ Szent István University, Institute of Environmental Management
Department of Landscape Ecology
H–2103 Gödöllő, Páter K. u. 1.

² University of Szeged, Faculty of Natural Sciences,
Department of Physical Geography and Geoinformatics
H–6722 Szeged, Egyetem u. 2–6.

Keywords: landscape ecology, holistic approach, ecological systems

Hungarian landscape ecology also overran the traditional landscape standardization, and became a rapidly developing discipline with holistic approach. The first part of this paper briefly outlines the geographical reading of the landscape as well as the relationship between geoeology and landscape ecology. The second part summarizes the research priorities by the landscape ecological literature of the latest years (HOBBS 1997, WU and HOBBS 2002).

Geoeology is principally based upon measurements, deals with applied issues from geographical point of view and usually surveys abiotic parameters to understand ecotopes. After the period of reveal of hierarchical structure of landscape types in Hungary, the function-orientated landscape analysis came into prominence.

One of the most important research area is to understand the relationship between spatial pattern and ecological flows and processes.

Several new and advanced techniques – as GIS, remote sensing and geostatistical methods – have to be used in the landscape survey design, data handling and assessment. These powerful techniques need to be applied in search of meaningful questions to answer. At the same time complex mathematical approaches should be integrated in assessments and new methods have to be developed.

Third main, but probably the most challenging research area is monitoring temporal landscape changes in the interest of landscape conservation and sustainability. Furthermore, landscape ecology needs to incorporate – beyond physical and biological studies – the socioeconomic, cultural and political knowledge as well.

LEHETŐSÉGEK A MEZŐGAZDASÁGI TÁJAK MIKROSZERKEZETÉNEK ÉRTÉKELÉSÉRE

LÓCZY DÉNES

Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar
Földrajzi Intézet Természetföldrajzi Tanszék
7624 Pécs, Ifjúság útja 6. e-mail: loczyd@ttk.pte.hu

Kulcsszavak: tájfunkciók, tájszerkezet, biotóphálózat, élősvények, tájértékelés

Összefoglalás: A táj holisztikus szemlélete megköveteli, hogy a táj funkcióit és szerkezetét együtt minősítsük. A mezőgazdasági tájnak természetvédelmi szerepet is be kell tölteni, és az erre való képessége nagy mértékben függ szerkezetétől is.

A tájak szerkezeti elemzésében, rehabilitációjának tervezésekor több figyelmet kell szentelni a mikroelemeknek, hiszen ezek biztosítják a nagyobb ökológiai foltok közötti összeköttetést. Az Egyesült Államokból elterjedt tájmetriai irányzat geometriai módszerekkel ragadja meg ezt a szerepkört. A földrajzi információs rendszerek és távérzékeléses feldolgozások segítségével lehetővé válik a funkcionális és a tájszerkezeti kutatások összekapcsolása.

Az élősvények a közép-európai kultúrtáj fontos mikroelemei. Értékelésükre a rendszeralapú, az indikátorfaj(ok)on nyugvó és a kataszterszerű ökológiai felmérések egyaránt alkalmasak. A németországi Schleswig-Holstein tartomány területére kidolgozott módszer főleg alakrajzi elemeket (méret, állapot, folytonosság) és a sövény ökológiai szerepét (határ, összekapcsolás, szél elleni védelem) veszi figyelembe. A második lépcsőben, a minőségi értékelésben pedig inkább a biotikus tényezők kerülnek előtérbe.

A német eljárást a sövények szerkezetének elemzésével kiegészítve, a szerző a Baranyai-dombság területére, elsősorban a szőlő és gyümölcsös művelési ágra használható pontozásos értékelést dolgozott ki.

Bevezetés

A tájlemező és -értékelő tudományos kutatásoknak átfogó, holisztikus szemléletű képet kell adniuk a táj egészéről és elemeinek kapcsolatáról a tájtervezőknek. A táj funkcionális értelmezésének megfelelően a fő kérdés mindig az: milyen szerepköröket tölt be az adott táj, és hogyan lehetne megőrizni, esetleg javítani, helyreállítani természetközeli jellegét, az eredeti hatékonyságot megközelítő működését. Ez nem csak a védett területeken, hanem mindenütt lényeges feladat. A táj szerkezetének a működését kell szolgálnia.

Manapság a részletes táj kutatás elengedhetetlen eszközei a távérzékeléssel beszerzett anyagok, melyek adatait földrajzi információs rendszerek segítségével mennyiségi módszerekkel dolgozzák fel. Az automatizált módszerek azonban ma még kevésbé alkalmasak arra, hogy a táj kis kiterjedésű, de jelentős szerepkört betöltő elemeit (mint pl. a szegélyökotópokat vagy az ökológiai folyosóként működő élősvényeket) fontosságuknak megfelelően mutassák be és értékeljék. A hagyományos terepi felmérési eljárások és a tájmetriai irányzat eredményeinek együttes felhasználása megoldást nyújthatnak erre a problémára.

Áttekintés és hazai példa

A kultúrtájak szerkezete és funkciói

A Föld felszínének döntő részén kialakított kultúrtájak, elsősorban a mező- és erdőgazdasági tájak – termelő funkciójuk mellett – optimális esetben megőriztek valamit ökológiai szabályozó szerepükből, ezért természetvédelmi, társadalmi, kulturális stb. jelentőségük is van (BASTIAN és SCHREIBER 1999). A mezőgazdaság és a természetvédelem egymásra utaltságát mi sem jelzi jobban, mint, hogy Közép-Európában a veszélyeztetett növény- és állatfajok több mint fele antropogén ökoszisztémák lakója (HARRACH 1992). A védett területek mellett egyre jobban hangsúlyozzák a természetközeli állapotú élőhelyek jelentőségét (BODNÁR et al. 2000). Ha azonban – amint a környezetvédelemért kevesebb áldozatra képes országok esetében gyakran előfordul – a nagyüzemi gazdálkodás előnyei (könnyebb gépesítés, kemizálás) kizárólagos szempontokká válnak (MÁRKUS 1992, 1994), az elemeiben „elszegényedett” táj nem lesz képes megfelelni a funkciók széles körének. A fejlett és sűrűn lakott országokban, mint amilyen Németország, időben felismerték a földhasználat túlzott mértékű „ésszerűsítésének”, a csak termelési szempontú tagosításnak (Flurbereinigung) a veszélyes voltát, és megindult a tájrehabilitáció. Más részről természetesen a túlzott elaprózottság (Keinlammerung), a túl kis méretű, keskeny parcellák sem feltétlenül felelnek meg a táj jellegének, csak bizonyos természeti viszonyok között tekinthetők optimális földhasználatnak. A hagyományos és a modern nagyüzemi gazdálkodás hatékonyságát az Európai Unió több országában környezeti hatásaikkal együtt értékeli (pl. Olaszországban, VERBAKEL et al. 1984), s ésszerű kompromisszumokra törekednek (WASCHER 2000).

A táj működését akadályozza, ha emberi hasznosításának térbeli egységei egyáltalán nem illeszkednek a természetes viszonyok által meghatározott méretekhez. A különböző tájelemeknek eltérő az ökológiai sérülékenysége, terhelhetősége, ezért a belterjes művelésű földek aránya – károsodás nélkül – korlátlanul nem növelhető. A magyarországi privatizációval szemben az Európai Unió külterjesítési politikája – a túltermelés csökkentése mellett – ökológiai célokat is szolgál (BALDOCK és BEAUFOY 1993).

Hazánk 1994-ben csatlakozott a biológiai sokféleség és a biológiai erőforrások védelméről szóló ENSZ egyezményhez (NECHAY és FARAGÓ 1992), amely a mezőgazdaságra is komoly feladatokat ró. Magyarország korszerű földhasználatának kialakítására olyan koncepciók születtek (HARRACH 1992, ÁNGYÁN 1998), amelyekben feltétlenül szerepel, hogy az agrártáj – alapvető termelő feladata mellett – ökológiai funkciókat is képes legyen ellátni. A biotópálózatok elvén (JEDICKE 1994) alapuló elképzelés szerint (ÁNGYÁN és MENYHÉRT 1997) ehhez az agrártáj legalább 8–12%-át természeteshez közeli állapotú biotópoknak kell elfoglalniuk.

A tájszerkezet kutatása

Európa tagolt domborzatú, változatos élőhelyeket kínáló vidékein az évezredek mezőgazdasági művelés sajátos szerkezetű tájmozaikokat (WIENS 1995) eredményezett. Tájökológiai szempontból a mozaikos tájak lényeges tulajdonsága a -diverzitás, az élőhe-

lyeknek az ökotópok heterogenitásából fakadó sokfélesége (PRIMACK 1993, MARGÓCZI 1998), amely az emberi tevékenység hatására igen különböző mértékben maradt fenn. A kultúrtáj „durva” szövetének feltárása gyakran nem elegendő. A mozaikosodás nem csak táji szinten, hanem egy-egy ökológiai folt (ökotópon) belül is fellépő jelenség. A Hortobágy kiszáradó vizes élőhelyein kimutatott, de természetesen máshol is előforduló, ún. „represszív mozaikosodásnak” (ARADI és GÖRI 2001) az a lényege, hogy a felदारabolódó folt belső szegélyein menedéket találnak és elszaporodnak olyan visszaszoruló fajok, amelyek azután a kedvezőre forduló viszonyok hatására, a megfelelő folyosókat megtalálva, újra elterjedhetnek a tájban. Ez a példa is érzékelteti, hogy az ökológiai folt alakja, térbeli kapcsolatai önmagukban, az ökotóp minőségétől eltekintve, is jelentősen befolyásolják annak táji szerepét.

A tájökológiai térképezés és tájmintázat-elemzés az ökológiai elemek (foltok, folyosók, gátak, ökotónok, mátrix) térbeli és funkcionális kapcsolatainak feltárásával (CSORBA 1997) arról tájékoztatja a természetvédelmi és a tájtervező szakembert, hogy ezek a (mikro)elemek mennyire létfontosságú összetevői a tájnak, melyik értékesebb, tehát melyik szorul inkább védelemre (GUSTAFSON és PARKER 1994).

Mivel a tájértékelésben általában a funkcionális megközelítés kerül előtérbe (LÓCZY 2002), az ökológiai minősítések is egyre inkább ezt az irányt követik. A földrajzi szemléletet erősíti, hogy – megfelelő adatbázisra támaszkodva – lehetséges a tájfunkciók térképi megjelenítése (BASTIAN 1997, MEZŐSI és RAKONCZAI 1997). Az ökológiai erőforrás értékelésében Nagy-Britanniában a következő funkciókat emelik ki (HELLIWELL 1973):

- termelő funkció (a haszonnövény terméshozamával mérhető),
- biodiverzitás fenntartása (génbank),
- növényvédelem (a kártevőket pusztító populációk fenntartása),
- oktatási funkció,
- kutatási lehetőség,
- rekreációs funkció,
- esztétikai funkció.

Mindezek a szerepkörök a kultúrtáj meghatározott elemeihez köthetők, és azok tulajdonságai alapján értékelhetők.

A nagy hagyományokkal büszkélkedő német tájökológiai iskola (BASTIAN és SCHREIBER 1999) elsősorban a tájfunkciók, a rendkívül gyorsan fejlődő amerikai iskola (MCHARG 1969, FORMAN és GODRON 1986, WIENS 1995) viszont inkább a tájmintázat geometriájának a kutatására („tájmetria”) összpontosít. Az elemek alakrajzi tulajdonságai szempontjából a táj aszerint értékelhető, hogy inkább az összefüggőség (kontiguitás) vagy a felszabdaltság (fragmentáció) jellemző-e rá (KEITT et al. 1997). A felszabdaldáshoz természetes folyamatok (lineáris erózió, árvíz, földcsuszamlás stb.) is hozzájárulhatnak, alapjában véve azonban a tájhasználat következménye. Funkcionális szempontból a tájelemek egymáshoz való viszonya összekapcsoltságuktól (konnektivitás), illetve elszigeteltségüktől (izoláció) függ. Mivel a működés az elsődleges, a térszerkezetet elsősorban annak tükrében kell minősíteni. Hiába nagy pl. egy tájban az ökológiai foltok szegélyeinek összhossza, ez csak akkor értékelhető pozitívan, ha minőségüket is megvizsgáljuk.

A távérzékelés és a földrajzi információs rendszer alkalmazásának lehetőségei a tájszerkezet kutatásában

Többek meggyőződése, hogy a közeljövőben a kétféle (a funkcionális és a tájmetriai) megközelítés összekapcsolása, korszerű vizsgálati módszerek bevezetése új lendületet adhat a tájkutatásnak (BLASCHKE 2000a). A táj feldaraboltságának valódi mértékét (BLASCHKE 1999, 2000b) és ezzel párhuzamosan a tájelemek vagy akár egyes populációk elszigetelődését azonban egyelőre még nehéz automatizált térinformatikai módszerekkel kimutatni.

A táj ökológiai szerkezetét feltárni igyekvő vizsgálatok követelményei közül a legfontosabb, hogy olyan indikátorokat válasszunk ki, amelyek kombinálásával az igen bonyolult rendszerek minél teljesebb (holisztikus) megragadását is megkísérelhetjük (HAINES-YOUNG és CHOPPING 1996). A indikátorok közvetlen (analitikus) vagy közvetett (származtatott, aggregált) mutatók lehetnek, más osztályozás szerint pedig minőségi és/vagy mennyiségi szempontból jellemzik a táj szerkezetét.

A szakirodalomban gyakran hangsúlyozzák, hogy döntő jelentősége van a méretarány megválasztásának (BLASCHKE 2000a). Az, hogy milyen mértékben sikerül megragadni a kisebb, de lényeges tájelemeket, gyakorta a felbontás függvénye. A tájszerkezeti felmérés legmegfelelőbb térképi méretaránya az 1:10 000. A tájelemző földrajzi információs rendszernek is legalább ennek megfelelő, tehát legalább 0,1–0,25 ha-os felbontással kell rendelkeznie.

A táj szerkezeti elemzését az a tény is megnehezíti, hogy számos ökológiai folt határvonala nem húzható meg úgy, hogy a felmérés és elemzés megkívánta méretarányban vonalként jelenjen meg. A növényzetet tekintve, különösen a cserjéssel övezett erdőfoltok vagy a kiterjedésüket az időjárás függvényében állandóan változtató sekély tavak határait nehéz egyetlen vonallal ábrázolni. Még nyilvánvalóbb a fokozatos átmenet, ha olyan tájalkotó tényezőket vizsgálunk, mint a talaj tulajdonságai. A szigetek biogeográfiajában (MACARTHUR és WILSON 1967) analógiája is általában „sántít”: az ökológiai foltok („szigetek”) közötti mátrix (tehát a „tenger”) a legtöbbször egyáltalán nem homogén felület, hanem saját struktúrája van, amely a foltok közötti „közlekedést” erősen befolyásolja. A korszerű földrajzi információs rendszerekben (GIS, BURROUGH 1986) ezt a problémát a „lágymalmazok” (fuzzy sets) alkalmazásával oldják meg. Az elmosódott határu ökológiai foltok rendszerének elemzésére is kidolgozták a megfelelő, közelítő eljárásokat (MANDL 1994, WOLF 1998).

Az élősövények értékelése

Ha nem is olyan mértékben, mint Nyugat-Európa atlanti parti sávjában, az élősövények a közép-európai kultúrtájban is meghatározó szerepet játszanak (FEKETE et al. 1997). Ökológiai szempontból élőhelyek, valamint folyosók (SOULÉ és GILPIN 1991) és gátak, növény- és állatpopulációk között teremtenek kapcsolatot, illetve nehezítik meg a kommunikációt (ZWÖLFER 1982). Abiotikus hatásait tekintve módosítják a környező mezők, mezőgazdasági táblák mikroklímáját (elsősorban a szélesebséget és a párolgást, FORMAN és GODRON 1986), lefolyási viszonyait és erózióját (LÓCZY 1998).

Értékelésük problémái jól illusztrálhatják azokat a nehézségeket, amelyeket a tájszerkezet felmérésekor le kell küzdeni.

A nyugat-európai „bocage” jellegű táj nélkülözhetetlen jellemzőinek, a fásoroknak, élősvényeknek, cserjesávoknak az ökológiai értékelésére számtalan megközelítés létezik (EIGNER 1978, DELELEIS-DUSSOLLIER 1979, AUWECK 1982, SCHULZE et al. 1982, FORMAN és GODRON 1986, SOULÉ és GILPIN 1991). Tanulmányozásukat botanikusok kezdték az 1960-as, 70-es években (HELLIWELL 1973, WEBER 1982), majd állatökológusok, tájtervezők, geográfusok és mezőgazdászok is belekapcsolódtak. A kutatások fénykora éppen arra az időre esik, amikor az intenzívebb mezőgazdálkodást szolgáló tagosítás miatt csak Nyugat-Németországban legalább 25 000 km élősvényt vágtak ki. Késsőbb felismerték, mennyire fontos megőrzésük (SCHEMEL és ENGELMAIER 1982). A megmaradtak ökológiai értékét is erősen rontotta a vegyszerek egyre növekvő mértékű alkalmazása (WEBER 1982).

A Portugáliától Svédország déli vidékéig terjedő és a Brit-szigeteket is magukba foglaló bocage-tájakon már ezer éve is létrehoztak „élő kerítéseket” az állatállomány körbezárására, ugyanakkor védelmére a kívülről fenyegető vadak ellen. A régi, több száz éves sövények fejlődése sok tekintetben természetes folyamat: fáik, cserjéik és lágyszárú növényeik nagyrészt a környező erdőkből, mezőkről „vándoroltak be”. Fajokban a telepített sövények sokkal szegényebbek (WEBER 1982).

A biotikus tényezőkn kívül az élettelen környezet is jelentős a sövények számára. Gyakran domborzati formákhoz is kapcsolódnak, mivel egyes fajtáik árkok közötti töltéseken futnak (északnémet nevük: Knick), ami befolyásolja a felépítő növényfajok kitettség szerinti eloszlását, sőt a változatosság oka néha a talajtípusokban keresendő. A változatosság pedig hihetetlenül nagy, WEBER (1982) csak Schleswig-Holstein német tartományban, ahol sűrűségük a legnagyobb, 85 sövényféleséget különített el, az abiotikus viszonyokra is tekintettel. Egy új jelkulcs-ajánlat, amely a tájak mikroelemeinek térképezését hivatott elősegíteni Németországban (GRABSKI-KIERON 1999), négy alapformát említ, amelyeket alakjuk szerint különböztet meg:

- alacsony sövény,
- magas sövény,
- fás sövény (Baumhecke),
- töltéses sövény (Wallhecke, Knick, ditch-and-bank hedgerow).

A térképezés során számos paramétert kell feltárni és ábrázolni (1. táblázat GRABSKI-KIERON 1999). Az egyik legnehezebb feladat az egyes paraméterek integrálása, a biotikus és az abiotikus jellemzőket egybefogó értékelő rendszer kialakítása (BORHIDI 1993).

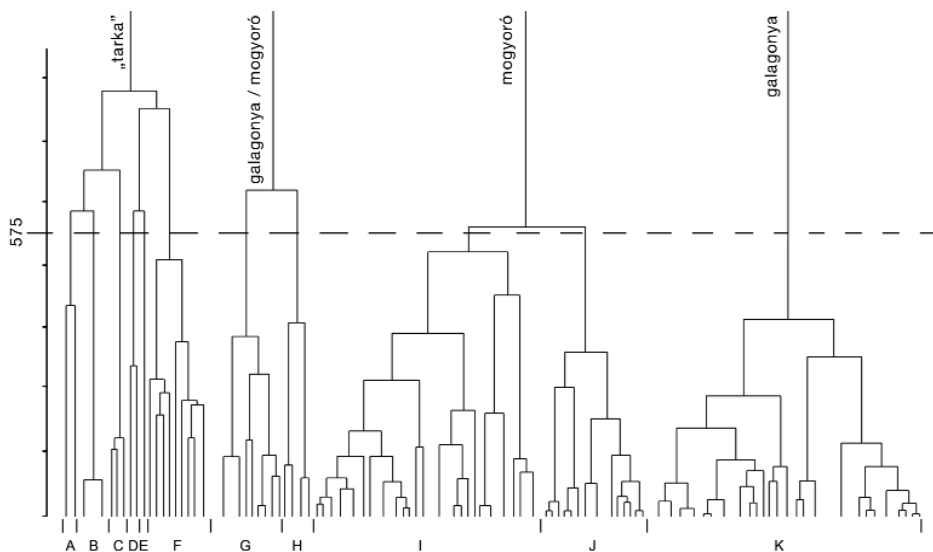
Élősvények vizsgálatára az ökológiai értékelő módszerek három fő csoportja (WATHERN et al. 1986) közül bármelyik használható:

- rendszeralapú,
- indikátor-fajon nyugvó és
- kataszterszerű felmérések.

A sövények kataszterezésének Nagy-Britanniában nagy hagyományai vannak. Az ökológiai érték megállapításának a legfőbb paramétere a bizonyos távolságon előforduló cserjefajok száma, hiszen ez közvetlen összefüggésben van a sövény korával.

Az amerikai módszerek közvetlenül nem vehetők át, hiszen ott szinte csak széles, ültetett sövények fordulnak elő (FORMAN és GODRON 1986).

Indikátor-fajokat, a domináns fa- és cserjefajokat vizsgálva, cluster analízis segítségével osztályozták pl. az angliai Gloucester grófságban elterülő Slad-völgy élősövényeit (1. ábra WATHERN et al. 1986). Az ábra szemléletesen mutatja, hogy A-tól F-ig (nagy-részt) természetes eredetű, változatos faösszetételű sövények sorakoznak, majd G–K között telepített növényzet következik. Az automatikus osztályozás is megerősíti a hagyományos angol tapasztalatot a sövények koráról. Ritkasága (mindössze egyetlen előfordulás a völgyben) révén az E típus érdemes a leginkább védelemre. Németországban EIGNER (1978) munkásságát tartják úttörőnek a rendszeralapú megközelítések tekintetében. Mivel az általa javasolt módszer sok olyan elemet tartalmaz, amelyek Magyarországon is lényegesek, érdemes részletesebben is megismerkedni vele (2. táblázat). A Schleswig-Holstein élősövényeire kidolgozott felmérés első fázisa az alapértékelés, melynek során főleg alakrajzi elemeket (méret, állapot, folytonosság) és a sövény ökológiai szerepét (határ, összekapcsolás, szél elleni védelem) veszik figyelembe. A biotikus tényezők inkább a minőségi értékelésben kerülnek előtérbe. A legkisebb elérhető pontszám 3. Ebben a rendszerben 11 pont alatt a III., 12–19 között a II., 20 fölött pedig már az I. minőségi osztályba sorolandók a sövények. Ez sokkal elemzőbb megközelítésű eljárás, mint a Bajorországban használatos (3. táblázat AUWECK 1982), és egyszerűbb is, hiszen az értékeléshez jóval kevesebb botanikai ismeret szükséges, bár vannak kétségtelen hiányosságai: nem veszi figyelembe a sövények alkotta mintázatot, szomszédsági kapcsolataikat, nem minősíti a sövények sűrűségét. A tájértékelésben elfogadott nevezéktan szerint (LÓCZY 2002) a Schleswig-Holstein-i a paraméter-, a bajor a kategória-rendszerű értékeléseket példázza.



1. ábra A Slad-völgy (Gloucestershire, anglia) élősövényeinek osztályozása (WATHERN et al. 1986 nyomán). A–K = sövénytípusok; X = a négyzetek legkisebb végösszege (575)

Figure 1. Classification of hedgerows in the Slad Valley, Gloucestershire, England (after WATHERN et al. 1986). A–K = hedgerow types; X = least sums of squares on fusion (575)

1. táblázat A tájak mikroelemeinek jellemző tulajdonságai és az azokat kifejező paraméterek (GRABSKI-KIERON 1999 nyomán, átdolgozva)

Table 1. Qualities and parameters characteristic of landscape microstructures (modified after GRABSKI-KIERON 1999)

Jellemző tulajdonság	Térképezendő paraméter	Következtethető jelleg
<i>megjelenés</i>	<i>típus</i>	<i>ritkaság, reprezentativitás</i>
termőhely	fekvés, kitérttség, lejtőszög, talajtípus, -termékenységi osztály, a környék földhasználata	ritkaság, reprezentativitás, veszélyeztetettség, terhelés
méret	hossz, szélesség, terület, magasság	a biotóp minősége, veszélyeztetettség, terhelés
kor	fák kora, a típusra és a korra jellemző habitus	érettség, vitalitás, helyettesíthetőség, a biotóp minősége
állapot	antropogén hatások, károk	veszélyeztetettség, terhelés
szerkezeti sokszínűség	szintezettség, szegélyek jellege, a termőhelytől függő szerkezeti paraméterek	természetesség, érettség, helyettesíthetőség, ritkaság, reprezentativitás, a biotóp minősége
faji sokszínűség	jellemző fajok, dominanciaviszonyok, a táj szempontjából meghatározó fajok, veszélyeztetett fajok	természetesség, érettség, ritkaság, reprezentativitás, a biotóp minősége
degradáció	látható jelek (pl. eróziós formák)	további részletes vizsgálatok szükségessége (erózióveszély)

2. táblázat Töltéses élősvények értékelése Schleswig-Holsteinben (EIGNER 1978 nyomán, módosítva)

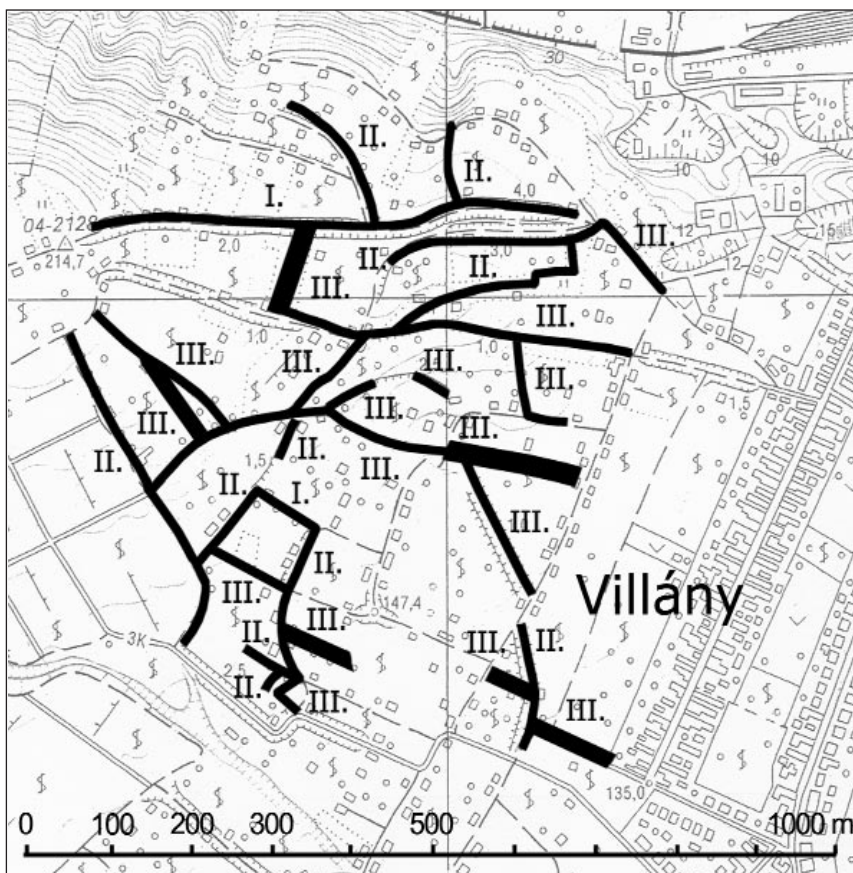
Table 2. Evaluation of ditch-and-bank hedgerows in Schleswig-Holstein (modified after EIGNER 1978)

A. Alapértékelés			
szempont	1 pont	2 pont	3 pont
állapot	teljesen lepusztult	degradált töltés	stabil töltés
a fák elhelyezkedése	egysoros	kétsoros	többsoros, felületi
faállomány	ritka	hiányos	folytonos, sűrű
különleges jellegek*			
mezsgye	táblahatár	részű	vízpart
magassági helyzet	nagy tengerszint feletti magasság	–	–
összekapcsoló szerep	ökológiai folyosó	–	–
szél elleni védelem	K–Ny-i irány	közbülső irány	É–D-i irány
egyediség	ritka fák	–	–
alak	különleges alak	–	–
különlegesség	egy különleges faj	több különleges faj	
B. Minőségi értékelés*			
dominancia	1 fajfaj >90%	kevés uralkodó fajfaj	„tarka sövény”
C. Megjegyzések			
D. Osztályozás az összpontszám alapján (I–III.)			

* 0 pont is lehetséges

3. táblázat Bajor élsősövény-értékelés (AUWECK 1982 nyomán)
Table 3. Hedgerow evaluation in Bavaria (after AUWECK 1982)

Szempont	1 pont	2-4 pont	5 pont
állapot	alacsony, kis kiterjedésű, károsodott, beteg, hiányos, előregedett		magas, nagy területű, egészséges, ápolt, megszakítatlan, életképes
tájháztartás	fajokban szegény, mesterséges, cserjeszint, szegély és védelmet adó fák nélküli		fajokban gazdag, természetközeli, jól fejlett belső és szegélyöv, védő fák
tájbaillóság	jelentéktelen v. hátrányos tájképi hatás		erős, kedvező hatás a táj látványára, esztétikai érték
funkció	jelentéktelen sziget v. vonal szerep, gyenge védőhatás		fontos sziget és vonal szerep, jelentős védőhatás



2. ábra Élsősövények minősítése Baranya megyei mintaterületen,
Villány városától Ny-ra (LÓCZY). I-III = minőségi osztályok
Figure 2. Hedgerow evaluation in a test area W of Villány, Baranya country,
Hungary (by LÓCZY). I-III. = quality classes

Példa a hazai élősvények minősítésére

A paraméter-rendszerű német eljárás (EIGNER 1978) adaptálásával olyan kísérleti osztályozást alakítottunk ki, amely a cserjesáv habitusán, állapotán és domináns fászfűző növényfaján kívül a mintázatra is tekintettel van. Az utóbbit a csomópontok elrendeződésével fejezi ki. Ez nem csupán formai szempont, hiszen a jobb összekapcsoltság a sövények hatékonyabb működését is elősegítheti. Egységnyi szakaszra jutó csomópontjaik száma szerint a sövények többletpontokat kapnak. A sövények sűrűségét igazán csak egymástól mért távolságuk fejezheti ki. Ezt egy földrajzi információs rendszer segítségével végzendő minősítésben lehet majd érvényre juttatni. Hasonlóképpen úrfelvétel térinformatikai feldolgozása teszi majd lehetővé, hogy a sövények között aszerint is különbséget tegyünk, füves területeket vagy mezőgazdasági táblákat választanak-e el egymástól. Egyszerűvé válik az erdőszegélyi ökotónok beépítése is a rendszerbe, hiszen ezek mint erdő/mező határsávok jelennek meg.

A munka jelenlegi szakaszában csak a módszer bemutatására van lehetőség a Villányi-hegység hegyláb felszínén. Itt a természetes növénytakaró tölgyeseinek maradványaiból kiindulva elméletileg az élősvények mentén elterjedhetnek volna a természetes állapotokra jellemző fajok, de az intenzív használat ezt a folyamatot erősen befolyásolta (MAROSI és SOMOGYI 1990). Az első tapasztalatok szerint a sövények hazai értékelése különösen a jelenlegi és a felhagyott, hagyományos művelésű szőlőskertek és gyümölcsösök területén járhat gyakorlati haszonnal (Tokaj-Hegyalján – CSORBA 1995 vagy Villány környékén – 2. ábra). Itt ugyanis a táj degradációját fékező elemekként igen lényeges szerepet töltenek be. Mivel gondos ápolásban nem részesülnek, sőt gyakran áldozatul esnek az új telepítéseknek, birtokrendezéseknek, minőségüket (alakjukat és fajösszetételüket) az Eigner-féle II. és III. osztály jellemzi. A cserjék közül a galagonya, a vadrózsa és a kökény, illetve a mezsgyék, mélyutak rézsiüin a kevésbé értékes akác, ördögceréna vagy ezüstfa uralkodnak bennük. Minőségükön nem sokat javít szerkezeti jellegük sem, hiszen csomópontjaik száma a korábbi állapotokhoz képest jelentősen csökkent, főleg csak a dombhátak uralkodó csapásirányának megfelelő, általában ÉÉNy-DDK-i (a mintaterületen inkább NyÉNy KDK-i) sövények maradtak fenn.

Irodalom

- ARADI Cs., GÓRI Sz. 2001: A természetvédelem ökológiai alapjai. Az V. Magyar Ökológus Kongresszuson elhangzott előadás. *Búvár* 56/2: 10–12.
- AUWECK F. 1982: Bewertung von Hecken in Bayern. In: HECKEN, FLURGEHÖLZE (eds.): Struktur, Funktion und Bewertung. Symposium Bayreuth, 17. bis 19. Mai 1982. Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen. pp. 118–124.
- ÁNGYÁN J. 1998: Magyarország földhasználati zónarendszerének kidolgozása az EU-csatlakozási tárgyalások megalapozásához. Kézirat. Gödöllő.
- ÁNGYÁN J., MENYHÉRT Z. 1997: Alkalmazkodó növénytermesztés, ésszerű környezetgazdálkodás. Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Budapest.
- BALDOCK D., BEAUFOY G. 1993: Nature Conservation and New Directions in the Common Agricultural Policy: the potential role of EC policies in maintaining farming and management systems of high nature value in the community. Institution of European Environmental Policy, London-Arnheim.
- BASTIAN O. 1997: Gedanken zur Bewertung von Landschaftsfunktionen – unter besonderer Berücksichtigung der Habitatfunktion. *NNA Berichte* 10: 106–125.
- BASTIAN O., SCHREIBER K.-F. 1999: Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. 2., neubearbeitete Auflage, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg-Berlin.

- BLASCHKE T. 1999: Quantifizierung von Fragmentierung, Konnektivität und Biotopverbund mit GIS. In: STROBL, J., BLASCHKE, T. (Hrsg.): *Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XI*. Wichmann Verlag, Heidelberg. pp. 60–73.
- BLASCHKE T. 2000a: Landscape Metrics: Konzepte eines jungen Ansatzes der Landschaftsökologie und Anwendungen in Naturschutz und Landschaftsforschung. – *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* 39: 267–299.
- BLASCHKE T. 2000b: Die Vernetzung von Landschaftselementen: Die Rolle von GIS in der Landschaftsplanung. *Landschaftsplanung und GIS* 6: 17–26.
- BODNÁR L., FODOR I., LEHMANN A. 2000: A természet- és környezetvédelem földrajzi vonatkozásai Magyarországon. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- BORHIDI A. 1993: A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai érték-számai. *JPTE Növénytani Tanszék, Pécs*.
- BURROUGH P. A. 1986: *Principles of Geographical Information Systems for Land Resources Assessment*. Clarendon Press, Oxford.
- CSORBA P. 1995: Tokaj-Hegyalja tájökölógiai szerkezetének és geomorfológiai adottságainak összehasonlítása. *Földrajzi Értesítő* 44: 1–2. 39–51.
- CSORBA P. 1997: *Tájökológia*. Egyetemi jegyzet. Kossuth Egyetemi Kiadó, Debrecen.
- DELELEIS-DUSSOLLIER A. 1979: Essai de methodologie quantitative sur la valeur des Haies. In: *Seminaire de phytosociologie appliquée. Projet du paysage „Remembrement”*. Lille.
- EIGNER J. 1978: Ökologische Knickbewertung in Schleswig-Holstein. *Die Heimat* 85: 241–249.
- FEKETE G., MOLNÁR ZS., HORVÁTH F. (szerk.) 1997: A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest. (Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer II).
- FORMAN R. T. T., GODRON M. 1986: *Landscape Ecology*. Wiley, New York-Chichester.
- GRABSKI-KIERON U. 1999: Landschaftliche Kleinstrukturen. Kapitel 3.7. In: ZEPH H., MÜLLER M. J. (Hrsg.): *Landschaftsökologische Erfassungsstandards. Ein Methodenbuch*. Deutsche Akademie für Landschaftskunde, Flensburg. pp. 235–255.
- GUSTAFSON E., PARKER G. 1994: Using an index of habitat patch proximity for landscape design. *Landscape and Urban Planning* 29: 117–130.
- HAINES-YOUNG R., CHOPPING M. 1996: Quantifying landscape structure: a review of landscape indices and their application to forested landscapes. *Progress in Physical Geography*, 20: 418–445.
- HARRACH T. 1992: Ökologische Ziele und Aufgaben bei der Entwicklung der Agrarlandschaften (Kulturlandschaften) in Mitteleuropa. *Wissenschaftliche Tagung über „Ergebnisse der Zehnjährigen wissenschaftlichen Partnerschaft Justus-von-Liebig-Universität Gießen–GATE Gödöllő*. 17–20. Sept. 1992. pp. 7–20.
- HELLIWELL D.R. 1973: Priorities and values in nature conservation. *J. Environ. Manage.* 1: 85–127.
- JEDICKE E. 1994: *Biotopverbund*. 2. Auflage. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- KEITT T. H., URBAN D. L., MILNE B. T. 1997: Detecting critical scales in fragmented landscapes. *Conservation Ecology* (online). 1.1.4. 18 pp. <http://www.consecol.org/Journal/vol1/iss1/art4>
- LÓCZY D. 1998: Man-made terraces in a German agricultural landscape. *Geografia Fisica e Dinamica Quaternaria* 21: 55–59.
- LÓCZY D. 2002: *Tájértékelés, földértékelés*. Dialóg Campus Kiadó, Budapest-Pécs.
- MACARTHUR R.H., WILSON E.O. 1967: *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, N.J.
- McHARG I. L. 1969: *Design with Nature*. Doubleday/Natural History Press, New York. új kiadás: 1995. John Wiley, New York.
- MANDL P. 1994: Räumliche Entscheidungsunterstützung mit GIS: Nutzwertanalyse und Fuzzy-Entscheidungsmodellierung. *Salzburger Geographische Materialien* 21. 463–473.
- MARGÓCZI K. 1998: *Természetvédelmi biológia*. JATE Press, Szeged.
- MÁRKUS F. 1992: Az intenzív mezőgazdaság és földhasználat hatása a természeti értékekre Magyarországon. WWF Magyarországi képviselete, Budapest. (WWF Füzetek 1).
- MÁRKUS F. 1994: *Növényvédők szerek környezeti hatásai Magyarországon*. WWF Magyarországi képviselete, Budapest. (WWF Füzetek 5).
- MAROSI S., SOMOGYI S. (szerk.) 1990: *Magyarország kistájainak katasztere I–II*. – MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest.
- MEZŐSI G., RAKONCZAI J. (szerk.) 1997: *A geoökológiai térképezés elmélete és gyakorlata*. JATE Természeti Földrajzi Tanszék, Szeged.

- NECHAY G., FARAGÓ T. (szerk.) 1992: Az Egyesült Nemzetek Szervezeténe Egyezménye a Biológiai Sokféleségről. ENSZ Környezet és Fejlődés Konferenciájának Magyar Nemzeti Bizottsága, Budapest.
- PRIMACK R. 1993: Essentials of conservation biology. Sinauer, Sunderland.
- SCHEMEL H. J., ENGELMAIER A. 1982: Zur Bedeutung naturnaher Kleinstrukturen für die Landwirtschaft im Rahmen der Flurbereinigung. Z. f. Kluturtechnik u. Flurbereinigung 32: 75–86.
- SCHULZE E.-D., REIF, A., KÜPPERS, M. 1982: Ökologische Untersuchungen über Strukturen und Funktionen der Pflanzen in Feldhecken und deren Beziehung zu den angrenzenden Biotopen. Schlußbericht. Lehrstuhl Pflanzenökologie der Universität Bayreuth – Bayerische Landesamt für Umweltschutz, München. Bayreuth.
- SOULÉ M., GILPIN M. 1991: The theory of wildlife corridor capability. In: SAUNDERS D., HOBBS R. (eds.): Nature Conservation: The Role of Corridors. Surrey Beatty and Sons. pp. 3–8.
- VERBAKEL A. D., PEDROLI B., VAN DEN BROECK M., VAN AMSTEL A. 1984: Modelling the effects of proposed land use changes. ITC Journal, Enschede. 84/4.
- WASCHER D. M. (ed.) 2000: The Face of Europe – policy perspectives for European landscapes. European Centre for Nature Conservation, Tilburg. 95 pp. (ECNC Technical Report series).
- WATHERN P., YOUNG S.N., BROWN I.W., ROBERTS D.A. 1986: Ecological evaluation techniques. Landscape Planning 12: 403–420.
- WEBER H. E. 1982: Vegetationskundliche und standortkundliche Charakterisierung der Hecken in Schleswig-Holstein. In: Hecken und Flurgehölze – Struktur, Funktion und Bewertung. Symposium Bayreuth, 17. bis 19. Mai 1982. Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen. pp. 9–14.
- WIENS J. 1995: Landscape mosaics and ecological theory. In: HANSSON L., FAHRIG L., MERRIAM G. (eds.): Mosaic Landscapes and Ecological Processes. Chapman and Hall, London. pp. 1–26.
- WOLF W. 1998: Raumbezogene Bewertungsmöglichkeiten auf der Grundlage von Fuzzy Sets und ihre Implementierung im GIS SPANNS. Geographisches Institut der Humboldt-Universität zu Berlin, Berlin. 29 pp. (<http://www2.rz.hu-berlin.de/geo/gk/leute/publik/fuzzy.html>)
- ZWÖLFER H. 1982: Die Bewertung von Hecken aus tierökologischer Sicht. In: Hecken und Flurgehölze – Struktur, Funktion und Bewertung. Symposium Bayreuth, 17. bis 19. Mai 1982. Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen. pp. 130–134.

POSSIBILITIES FOR THE EVALUATION OF MICROSTRUCTURES IN AGRICULTURAL LANDSCAPE PATTERNS

D. LÓCZY

University of Pécs, Department of Geography
H-7624 Pécs, Ifjúság útja 6. e-mail: loczyd@ttk.pte.hu

Keywords: landscape functions, landscape structures, biotope networks, hedgerows, landscape evaluation

A holistic view of the landscape requires the evaluation of landscape functions and patterns in a joint system. Agricultural landscapes have to fulfill both production and conservation functions and their ability for the latter one heavily depends on their pattern.

During analyses of landscape patterns and during planning of land rehabilitation measures more attention has to be devoted to microstructures since they ensure connectivity and links among major ecological patches. The new research direction of landscape metrics attempts to describe connectivity through geometric indices. The application of Geographical Information Systems and remote sensing techniques allows the combination of research methods of landscape functions and landscape patterns.

Hedgerows of various kind are remarkable microstructures in the Central European cultural landscape. Their evaluation is equally feasible through system-based indicator species and inventory methods. One of the techniques, elaborated for the territory of the German province Schleswig-Holstein primarily includes parameters of form (dimension, conditions, continuity) and ecological functions (border, connectivity, protection against wind). In the second step, qualitative assessment, biological features (composition of species) are more emphasised.

Adapting the German method and supplementing it with hedgerow pattern analysis, author developed a scoring technique for the piedmont of Villány Hills, Southern Transdanubia, Hungary, primarily suitable for assessing hedgerows in and around cultivated or abandoned vineyards and orchards.

A TALAJOK KÖRNYEZETI ÉRZÉKENYSÉGÉNEK ÉRTÉKELÉSE

VÁRALLYAY GYÖRGY

MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet
1022 Budapest, Herman Ottó út 15. e-mail: g.varallyay@rissac.hu

Kulcsszavak: környezetvédelem, vízvédelem, talajvédelem environmental

Összefoglalás: A különböző emberi beavatkozások közvetlen vagy közvetett hatásaira bekövetkező talajdegradációs folyamatok általában nem szükségszerű és kivédhetetlen következményei az intenzív mezőgazdasági és ipari termelésnek, valamint az általános társadalmi fejlődésnek, hanem többnyire megelőzhető, kiküszöbölhető, de legalább bizonyos tűrési határig mérsékelhető. A talajok degradációs folyamatokkal szembeni érzékenységének elemzése és értékelése éppen e „tűrési határ” meghatározásához nyújt egzakt tudományos alapokat, s így nélkülözhetetlen információkat egy korszerű Talajvédelmi Stratégiához, amelynek alaptétele és fő célkitűzése nem lehet más, mint a megbízható elemzésekre és hatás-előrejelzésekre alapozott időben történő megelőzés (prevenció).

Áttekintés, kutatási eredmények

A fenntartható fejlődés két fontos alapeleme Magyarországon talajkészleteink ésszerű hasznosítása, védelme, állagának megőrzése, sokoldalú funkcióképességének fenntartása, valamint felszíni és felszín alatti vízkészleteink minőségének megóvása. Ez környezetvédelmünk és mezőgazdaságunk egyik legfontosabb közös feladata, amely az állam, a földtulajdonos és a földhasználó, valamint az egész társadalom részéről megkülönböztetett figyelmet igényel, átgondolt és összehangolt intézkedéseket tesz szükségessé (VÁRALLYAY 2000a).

Egy integrált környezet-/víz-/talajvédelmi program nélkülözhetetlen eleme a hazai talajok korszerű környezetvédelmi szempontú értékelése (FLACHNER et al. 2002, VÁRALLYAY 2002).

A társadalom egyre inkább veszi igénybe, a korszerű környezetgazdálkodás/ környezetvédelem egyre inkább épít a talaj funkcióira, amelyek közül legfontosabbak a következők (VÁRALLYAY 1997):

- a) A talaj feltételeken megújuló (megújítható) természeti erőforrás. Ésszerű használata során nem változik irreverzibilisen, „minősége” nem csökken szükségszerűen és kivédhetetlenül. Megújulása azonban nem megy végbe automatikusan, zavartalan funkcióképességének, termékenységének fenntartása, megőrzése állandó tudatos tevékenységet követel, amelynek legfontosabb elemei az ésszerű földhasználat, talajvédelem, agrotechnika és melioráció.
- b) A talaj a többi természeti erőforrás (sugárzó napenergia, légkör, felszíni és felszín alatti vízkészletek, geológiai képződmények, biológiai erőforrások) hatását integrálva és transzformálva biztosít életteret a talajban lévő mikroorganizmus tevékenységnek, termőhelyet a természetes növényzetnek és termesztett kultúráknak.
- c) A talaj a primér növényi biomaszatermelés alapvető közege, a bioszféra primér tápanyagforrása. Víz, levegő és a növény számára hozzáférhető tápanyagok egyidejűleg fordulhatnak elő ebben a négydimenziós, háromfázisú polidiszperz rend-

- szerben, s ily módon képes a talaj a mikroorganizmusok és növények talajökölógiai feltételeit többé vagy kevésbé kielégíteni.
- d) A talaj hő-, víz-, növényi tápanyagok és potenciálisan káros anyagok természetes raktározója. Képes a felszín közeli atmoszféra hőmérsékleti szélsőségeit – bizonyos mértékig – kiegyenlíteni, a mikroorganizmusok és növények – bizonyos szintű – víz- és tápanyagellátását a raktározott készletekből rövidebb-hosszabb idejű víz- és tápanyag-utánpótlás nélküli időszakra is biztosítani.
 - e) A talaj a természet szűrő- és detoxikáló rendszere, amely képes a mélyebb rétegeket és a felszín alatti vízkészleteket a talaj felszínére vagy a talajba jutó szennyeződésektől megóvni.
 - f) A talaj a bioszféra nagy kiegyensúlyozó képességgel (pufferkapacitással) rendelkező eleme, amely egy bizonyos határig képes mérsékelni, tompítani a talajt érő különböző stresszhatásokat. Ilyet természeti tényezők (légköri aszály, túlbő nedvességviszonyok, fagy stb.) is kiválthatnak. Egyre fenyegetőbbek és súlyosabbak azonban az ember által okozott különböző stresszhatások: komplex gépsorok és nehéz erőgépek alkalmazása, nagyadagú műtrágya- és növényvédőszer-használat; a koncentrált állattartó telepek hígtrágyája; az ipar-, közlekedés-, településfejlesztés és városiasodás szennyező hatásai, elhelyezendő hulladékai, szennyvizei; felszíni bányászat. A társadalom egyre inkább arra kényszerül, hogy a talaj tompító képességét igénybe vegye, kihasználja, néha sajnos visszaélve e lehetőséggel.
 - g) A talaj a bioszféra jelentős gén-rezervoárja, amely jelentős szerepet játszik a biodiverzitás fenntartásában, hisz az élőszervezetek jelentős hányada él a talajban (biota „habitatja”), vagy kötődik léte, élete közvetlenül vagy közvetve a talajhoz.
 - h) A talaj természeti és történelmi örökségek „hordozója”.

A felsorolt funkciók mindegyike nélkülözhetetlen, azok egymáshoz viszonyított fontossága, jelentősége, „súlya” azonban térben és időben egyaránt nagymértékben változott az emberiség történelme során, s változik ma is. Hogy hol és mikor melyik funkciót hasznosítja az ember, milyen módon és milyen mértékben az adott gazdasági helyzettől, szocio-ökonomiai körülményektől, politikai döntésektől, az ezek által megfogalmazott céloktól, „elvárásoktól” függ.

Hosszú időn keresztül csak a talaj termőképessége volt – közismerten – fontos. A terméshozam nagysága volt a szinte egyetlen értékmérő, a nagy termés a fő (gyakran erőltetett, gazdaságilag, sőt politikailag presszionált) cél. Később társultak ehhez a minőségi követelmények, a gazdaságosság, majd – jóval később és sokkal halványabban – a környezetvédelmi követelmények. Csapadékszegény években és időszakokban felértékelődött a talaj „vízraktározó” funkciója; az intenzív műtrágyázás időszakában, majd a műtrágyák állami dotációjának megszűnése után „tápanyag-raktározó” funkciója. Sajnos a talajt érő stresszhatások és az ezek hatására bekövetkező káros folyamatok köre egyre szélesebb, azok egyre erősebbek, egyre inkább fenyegetik talajkészleteinket. Emiatt különös jelentőséget kapnak a talajok puffer-szűrő-detoxikáló-gén rezervoár funkciói. Elsősorban a különböző stresszhatásoknak erősen kitett, szennyezett vagy szennyeződés által fenyegetett, illetve különösen érzékeny területeken (ivóvíz-bázisok területe, védett területek és azok puffer-zónái stb.).

Sok esetben egy-egy funkció karaktere (tér- és időbeni variabilitása, változékonysága/stabilitása/kontrollálhatósága, határfeltételei, korlátai) nem – vagy nem megfelelően –

került figyelembe a talajkészletek különböző célú hasznosítása során. Ez pedig sajnos gyakran ésszerűtlen talajhasználathoz, a talaj kiszarolásához, megújuló képességének meghiúsulásához, egy vagy több talajfunkció zavarához, súlyosabb esetben komoly környezet-károsodáshoz vezetett, s – megfelelő ellenintézkedések hiányában – vezethet a jövőben is.

Napjainkban a területhasználati célok is nagyon sokfélék: biomassa termelése élelmiszer, takarmány, nyersanyag vagy energia célra; népesség-foglalkoztatás (munkalehetőség, „eltartóképeség”); nyersanyag kitermelés; építési terület (településfejlesztés, urbanizáció, infrastruktúra); üdülés, sport, rekreáció; esztétikus táj; biodiverzitás megőrzése.

A talaj-környezet kölcsönhatás ténylegesen kétoldalú. A talaj egyrészt „elszenvedi” a környezet, gyakran káros, stresszhatásait, másrészt, elsősorban ésszerűtlen használata esetén, okoz(hat) is ilyeneket, fenyegetést jelentve környezetünk többi elemeire: a felszíni és felszín alatti vízkészletekre, a felszín közeli légkörre, az élővilágra, a tájra is.

Mindez egy sokszempontú, az eddiginél sokkal differenciáltabb, sokszínűbb és árnyaltabb – a környezetvédelmi szempontokat is maximálisan érvényesítő, figyelembe vevő – EU-konform talajértékelést és talajhasználati szemléletet tesz szükségessé (VÁRALLYAY 2000c, VÁRALLYAY és LÁNG 2000, VÁRALLYAY és NÉMETH 1996).

Magyarországon egyedülállóan hosszú idősorú megfigyelések eredményeit összefoglaló, világszínvonalú adatbázis áll rendelkezésre a környezet minden elemére (geológiai, meteorológiai, hidrológiai, talajtani viszonyok, növényzet, talajhasználat, felszíni és felszín alatti vízkészletek) vonatkozóan. Szükséges azonban ezeket aktualizálni, pontosítani, korszerűsíteni, kiegészíteni, korszerű új adatbázisba szervezni, a kor új kihívásainak és társadalmi igényeinek megfelelően újraértékelni, kvantifikálni, célra-orientáltan specifikálni, interpretálni (Magyarország Nemzeti Atlasza 1989, STEFANOVITS 1992, VÁRALLYAY et al. 1994, 1979, 1980).

A talaj környezetvédelmi szempontú értékelésének szükségessége

Magyarország, elsősorban a Magyar Alföld két alapvető természetföldrajzi jellemzője:

- kedvező termőhelyi adottságok (agroökológiai potenciál),
- e kedvező adottságok, különösen nagy „hajlama” szélsőségekre, érzékenysége különböző hatásokkal, beavatkozásokkal szemben.

Következik ebből, hogy egy Talajvédelmi Stratégia csak körültekintő és alapos hatás-elemzések és reális prognózisok rendszerére alapozva lehet a kívánt mértékben céltudatos, eredményes és hatékony. Ebben a rendszerben van különös jelentősége a talaj különböző stresszhatásokkal, különböző beavatkozásokkal szembeni érzékenység vizsgálatainak (VÁRALLYAY 2000b, 2002).

Talajkészleteinket két fő veszély fenyegeti:

- a különböző talajdegradációs folyamatok (OLDEMAN et al. 1990, VÁRALLYAY 1989),
- a talaj szennyeződése (KÁDÁR 1995).

Bár az egyre erősödő és egyre sokoldalúbbá váló kedvezőtlen hatások kivédése, megelőzése egyre nehezebb, mégis ki lehet és kell mondani azt az alaptételt, hogy: talajkészleteink minősége, funkcióképessége, termékenysége megőrizhető, fenntartható. Sem az ésszerű mezőgazdasági és ipari termelés, sem az általános társadalmi fejlődés különböző

civilizációs ártalmai (légszennyezés, hulladékok stb.) nem vezetnek szükségszerűen és kivédhetetlenül talajkészleteink állapotának romlásához (hisz a talaj megújítható természeti erőforrás), hanem többnyire eredményesen megelőzhetőek, kiküszöbölhetőek, de legalábbis bizonyos tűrési határig mérsékelhetőek. Ez azonban állandó és tudatos tevékenységet követel: a talajfolyamatok bizonyos célú, mértékű és irányú szabályozását, ami a korszerű talajtan egyik legfontosabb feladata (VÁRALLYAY 2000a).

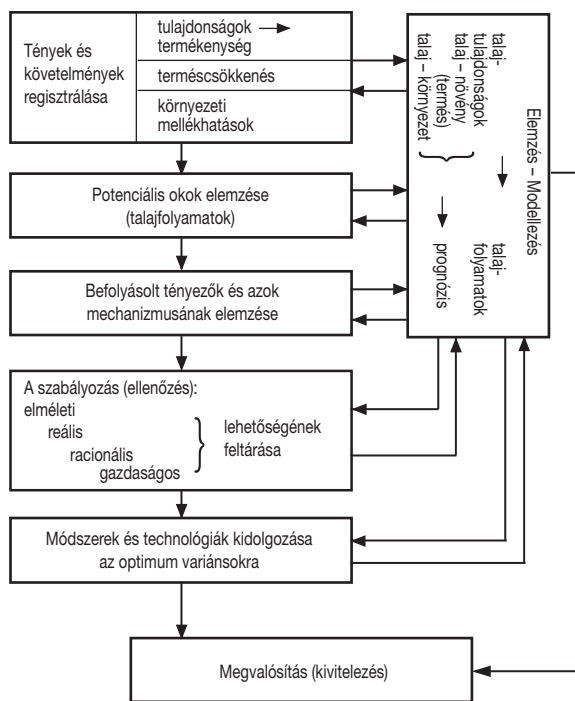
A szabályozás célja lehet a jelenlegi (kedvező) állapot (talajfolyamatok talajtulajdonságok) fenntartása, stabilizálása; a kedvezőtlen, nem kívánatos változások megelőzése, valamely előzetes állapot visszaállítása; vagy a jelenlegi állapot valamely cél szempontjából kedvezőbbé tétele, javítása. A szabályozás (szabályozottság) kívánatos mértéke az időnkénti állapotellenőrzéstől kezdve a teljes szabályozásig igen sokféle lehet, de – egész kivételes esetektől eltekintve – nem nélkülözhető. Téves nézet az, hogy a teljesen magára hagyott környezet „visszatál” eredeti, a környezet egésze szempontjából legkedvezőbb állapotába. A felhagyott művelt területből nem lesz sem „eredeti” gyep, sem „eredeti” erdő, csupán degradált, gyomos parlag. A rövidtávú termelési célok érdekében ármentesített és lecsapolt területek eredeti ökoszisztémái sem alakulnak vissza spontán módon csupán az „eredeti” nedvességviszonyok visszaállításával (ami tulajdonképpen már maga is szabályozás). Még inkább érvényes ez a sós tavak és szikes talajok ökoszisztémáira, hisz ezek rehabilitációjának nemcsak a hajdani vízháztartás, hanem a sóháztartás visszaállítása is előfeltétele, ami csak nehezen és hosszú idő alatt biztosítható, hisz kialakulása is évtizedek/évszázadok alatt ment végbe.

A talajfolyamatok szabályozásának legfontosabb területei az ésszerű talajhasználat, a korszerű és környezetbarát agrotechnika, valamint – szükséges esetekben – a rekultiváció és melioráció.

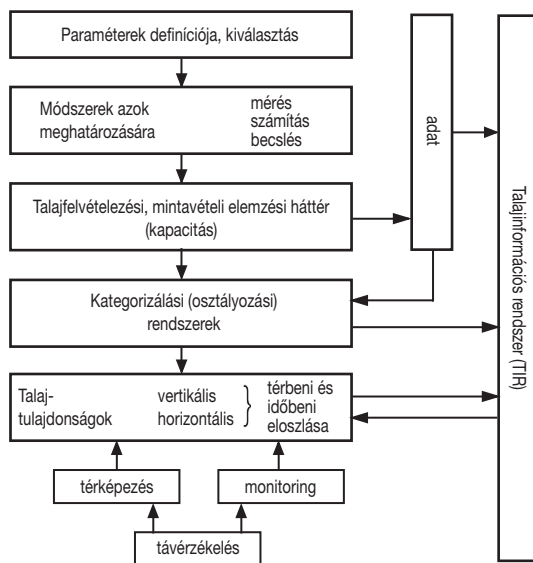
A talajfolyamatok szabályozásának logikusan és szükségszerűen egymásra épülő lépéseit foglaltuk össze az 1. ábrán. Mint az 1. ábrán látható a talajfolyamatok átgondolt, megalapozott, ésszerű, eredményes és hatékony szabályozásához megfelelő információk szükségeseek:

- egzakt, megbízható, megfelelő pontosságú, lehetőség szerint mért és mennyiségi adatok a különböző, jól definiált talajtulajdonságokról, azok térbeli megoszlásáról és időbeni változásairól, mégpedig azok valószínűségi és gyakorisági értékeivel együtt (TIM 1995, VÁRALLYAY 1985, Magyarország Nemzeti Atlasza 1989),
- a talajban végbemenő anyag- és energiaforgalmi folyamatokról, az azokat meghatározó és/vagy befolyásoló tényezőkről és azok hatásmechanizmusáról,
- a talajfolyamatok szabályozásának, a talajtulajdonságok megváltoztatásának lehetőségeiről, feltételeiről, körülményeiről, esetleges korlátairól, valamint a célul kitűzött, illetve bekövetkező változások talajtani és környezeti hatásairól, következményeiről.

A talajok környezetvédelmi szempontú értékelését is ezekre az információkra lehet és kell alapozni.



Tulajdonságok regisztrációja



1. ábra Talajfolyamatok szabályozásának koncepcióvázlata
 Figure 1. Concept scheme for regulation of soil process

A talaj környezeti érzékenysége

A talaj környezeti érzékenysége, sérülékenysége, (stressz)tűrőképessége, terhelhetősége – bár nem pontosan szinonim fogalmak – lényegében azt fejezi ki, hogy a talaj (illetve a talaj–víz–növény–felszín közeli légkör kontinuum) miképp reagál bizonyos természeti okok miatt vagy emberi tevékenység „eredményeképpen” bekövetkező (stressz)hatásokra, meddig és milyen mértékig képes e hatásokat közömbösíteni, kiegyensúlyozni, mérsékelni anélkül, hogy állagában, „minőségében” tartósan és visszafordíthatatlanul következnének be kedvezőtlen változások, s vezetnének ezek káros ökológiai következményekhez. A talaj „hatás-specifikus környezeti érzékenysége” ad választ arra, hogy a talaj (vagy ökoszisztéma) milyen (stressz)hatásokra várhatóan miképpen, milyen változásokkal reagál (hatás-elemzés). Az érzékenység pontos ismeretének birtokában az egyes hatások, illetve beavatkozások következményei – felhasználva a szimulációs modellezés és a számítógép technika nyújtott egyre szélesebb körű lehetőségeket – előrejelezhetőek, s lehetőséget nyújtanak a kívánatos hatások erősítésére, elősegítésére, illetve a nemkívánatos következmények időben történő, eredményes és hatékony megelőzésére, kiküszöbölésére, vagy is bizonyos tűrési határig történő mérséklésére. A tudatos és tudományosan megalapozott Talajvédelmi Stratégiának ezért nélkülözhetetlen előfeltételei a korszerű érzékenység és hatás-elemzések, valamint a megbízható prognózisok.

A talajt az emberiség megjelenése előtt is érték a többi természeti tényezők, a geológiai képződmények, a domborzat, az éghajlat és időjárás (elsősorban a hőmérséklet- és csapadékviszonyok), a felszíni és felszín alatti vizek, a növényzet és az állat-világ különböző hatásai. Ezek a hatások irányukban, erősségükben, kifejezettségükben nagymértékben különböztek, nagy térbeli variabilitást és időbeni változatosságot mutattak. A hatások egy része eleme volt a talajképződésnek és talajfejlődésnek, más része viszont, elsősorban az átlagostól, „megszokottól” eltérő, szélsőséges környezeti tényezők, jelenségek (pl. hőmérsékleti anomáliák, légköri aszály vagy túl bő nedvességviszonyok stb.) stresszhatást jelentettek a talajra.

A talaj természetesen reagált ezekre a hatásokra, mégpedig tulajdonságai által meghatározott környezeti érzékenységétől függően különböző mértékben és különböző sebességgel. Tulajdonképpen ezt a reagálást fejezték ki a különböző talajfolyamatok (anyag- és energiaforgalom, transzport, abiotikus és biotikus transzlokáció és transzformáció), amelyek különböző genetikai talajtípusok és természetes ökoszisztémák kialakulását eredményezték. Ezek tehát hű tükröi az adott talaj vagy ökoszisztéma környezeti érzékenységének.

Az ember megjelenésével a talajt érő hatások nagymértékben felerősödtek. A Föld felszínét és mélyét az ember ősidőktől fogva megváltoztatja. A föld felszínére épít, azon él, közlekedik, állatot tart, többé vagy kevésbé mesterséges környezetet alakít ki. A talajon növényt termeszt, a kőzetek pórusaiból vizet vagy szénhidrogéneket, a föld mélyéből ásványkincseket termel ki, helyükre esetleg hulladékokat helyez el. A talaj termékenységét hasznosítva állítjuk elő élelmiszereink túlnyomó részét, ipari nyersanyagaink, sőt energiaforrásaink jelentős hányadát, használva ehhez pazarlóan vagy takarékosan, ésszerűen vagy ésszerűtlenül, kémélve vagy kizsarolva vízkészleteinket, alakítva s gyakran nagymértékben befolyásolva a tájat, természetes környezetünket. Az ember tevékenysége a történelem során egyre sokoldalúbbá, intenzívebbé vált. Természetes,

hogy ezek hatása is egyre erősödött, különösen az utóbbi évtizedekben. Egyre fenyegetőbbek és súlyosabbak a talajt érő ún. „antropogén stresszhatások”, amelyek köre egyre szélesebb. Ilyen maga az intenzív növénytermesztés (komplex gépsorok és nehéz erőgépek használata, nagyadagú műtrágya- és növényvédőszer-használat stb.); de ilyen a koncentrált állattartó telepek hígtrágyája; az ipar, közlekedés, településfejlesztés és városiasodás szennyező hatásai, elhelyezendő hulladékai, szennyvizei, a „nyíló közmű-olló” (vezetékes vízellátás bevezetése csatornázás egyidejű kiépítése nélkül); valamint a felszíni bányászat is. Az okozott változások néha már olyan mértékűek, hogy nemcsak a talajjal kapcsolatos tevékenységeket korlátozzák, akadályozzák, hanem az ember(iség) életét, létét veszélyeztetik.

A társadalom egyre inkább arra kényszerül, hogy a talaj környezetvédelmi funkcióit (raktározó-, tompító(puffer)-, szűrő-, detoxikáló-képességét stb.) igénybe vegye, kihasználja. Ennek során gyakran feledésbe merül, hogy ezek végesek, s a talaj nem tekinthető egy korlátlan hulladékbefogadónak, vagy szennyvíztisztítónak. Egy bizonyos határon túl képtelen a fokozódó stresszhatások ellen megfelelő védelmet nyújtani a környezetnek, a pórusterében tározott vízkészletnek, a rajta élő növénynek, és az erre alapozott növény állat ember táplálékláncnak. Ezt a veszélyt (amely találhatóan nevezhető „időzített bombának”) az teszi különösen súlyossá, hogy a hulladékok és szennyeződések elásása, talajba rejtése a kideríthetetlenség és felfedezhetetlenség reményével csábítja az elkövetőt a bűnre, s a következmények észlelésekor már késő vagy roppant költséges az eredményes elhárítás, beavatkozás. Egy jó és szervezett észlelő-rendszer is csak csökkentheti a súlyos talajszennyezés veszélyét, de azt igazán csak egy felelősségteljes ösztársadalmi kontroll előzheti meg, küszöbölheti ki, szoríthatja korlátok közé.

Ilyen körülmények között különösen nagy jelentősége van annak, hogy a talaj miépp reagál az őt érő különböző hatásokra.

A talaj környezeti érzékenysége szabatosan nehezen általánosítható, mivel specifikus fogalom, amelynek tisztázásához és kvantifikálásához alapvetően három tényező (csoport) megállapítása szükséges:

- a) a (stressz)hatás jellegének, erősségének, mértékének (mennyiség, koncentráció), tartamának, gyakoriságának és bekövetkezési valószínűségének meghatározása (állapotfelmérés) és változásainak folyamatos nyomon követése (monitoring),
- b) a talaj különböző hatásokkal szembeni érzékenységének, „sérülékenységének” (sensitivity, susceptibility, vulnerability) jellemzése,
- c) a talaj „regenerálódó képességének” (soil resilience) jellemzése.

E három tulajdonság-együttes szabja meg, hogy bizonyos környezeti behatásokra a talaj (a talajban végbemenő folyamatok, illetve a talajtulajdonságok) milyen változásokkal fog reagálni, hogy e változások mennyire maradandóak és visszafordíthatóak (reverzibilisek), illetve, hogy a változásokat kiváltó ok/hatás megszűnését követően a talaj mennyire és milyen gyorsan képes a bekövetkezett változásokat visszafordítani, önmagát regenerálni, „eredeti” állapotába visszaalakulni. Mindezek ismerete a talaj tulajdonságait kialakító folyamatok szabályozásának nélkülözhetetlen előfeltétele, kulcskérdése (VÁRALLYAY 2000a).

A talaj környezeti érzékenységének meghatározása, jellemzése

Mivel a talajt érő hatásokra bekövetkező változások – talajhasználati céljainktól függően – egyaránt lehetnek kedvezőek és kedvezőtlenek, természetesen a talaj érzékenysége vagy regenerálódó-képessége sem minősíthető általában kedvezőnek vagy kedvezőtlennek. A talaj környezeti érzékenysége, sérülékenysége, tűrőképessége, terhelhetősége, illetve regenerálódó-képessége a hatást kiváltó októl és a talajhasználat céljától függő specifikus tulajdonság. Az ezt szem elől tévesztő túlzott és indokolatlan általánosítás súlyos következményekhez vezet(het).

Ebből viszont az következik, hogy a talaj környezetvédelmi szempontú értékelésének módszertana logikai lépéseit tekintve lehet egységes, s célszerű is, hogy az legyen. Mivel azonban a talajok különböző stresszhatásokkal szembeni érzékenységének értékelése specifikus megközelítést (specifikus értékelést) tesz szükségessé, annak módszertana is különböző lesz, legalábbis számos elemében. Ezért ezeket külön is tárgyaljuk, kiemelve azok specifikumait.

Mindez természetesen nem jelenti azt, hogy a talaj különböző hatásokkal szembeni érzékenysége később nem vonható össze, nem aggregálható, nem integrálható egy általános környezetvédelmi szempontú értékelési rendszerbe. Ennek azonban csak a specifikus mozaikok ismeretében (megléte esetén) van racionalitása, ellenkező esetben ugyanis nem ad lehetőséget a specifikus környezeti érzékenységek „kezelésére”, csökkentésére, illetve az ezeket célzó – szükségszerűen szintén specifikus – beavatkozások, intézkedések rendszerének tudományosan megalapozott kidolgozására.

Egy környezetvédelmi szempontú talajértékelés nem nélkülözheti az alábbi információkat:

- a talaj különböző hatásokkal szembeni érzékenységének specifikus, szabatos definíciója,
- az érzékenységet kialakító, meghatározó és befolyásoló tulajdonságok/ tényezők körének számbavétele, hatásának értékelése, hatásmechanizmusának tisztázása (célszerűen verifikált modellekben történő megfogalmazása),
- az érzékenység pontos jellemzése és kvantifikálása,
- az érzékenység (és elemeinek) térbeli megjelenítése (térinformatika, GIS),
- az érzékenység (és elemei) időbeli változásainak nyomon követése (monitoring),
- a ható-tényezőkben prognosztizált változások vagy bizonyos tervezett beavatkozás alternatívák hatására bekövetkező érzékenység-változások előrejelzése.

Ezen ismeretek birtokában lehet a – multifunkcionalitásának megfelelő – sokoldalú, környezetvédelmi szempontú, értékelését megalapozottan végrehajtani, a talajok bizonyos hatásokkal szembeni tűrőképességét is megfogalmazni, jellemezni, kvantifikálni. Ennek figyelembevételével bizonyos cél-állapotokat meghatározni, s végül e célállapotok eléréséhez és/vagy fenntartásához bizonyos terhelhetőségi kritériumokat (mennyiség, minőség, időbeni megosztás, alkalmazási technológia, stb.) hozzárendelni.

A fenntartható fejlődés koncepciója tulajdonképpen ilyen cél-állapotok megfogalmazását és az ezek megvalósítását garantáló erőforrás-hasznosítási alternatívák kidolgozását és bevezetését jelenti. Markánsan fogalmazta ezt meg a Rio de Janeiroi Környezetvédelmi Csúcstalálkozó „AGENDA-21” c. dokumentuma, s az azóta – arra épülve – megszülető nemzetközi határozatok és nemzeti környezetvédelmi programok. Az ilyen

irányú elemzéseknek természetesen megfelelő súlyt kell kapniuk EU-konformitás igényével fellépő hazai programjainkban, így az Agrár-környezetvédelmi és Agrár-környezetgazdálkodási Programban, valamint a Talajvédelmi Stratégia alapelveiben is.

A hazai és nemzetközi talajtani tudomány időben felismerte a talajok stressz-érzékenységi kutatásainak megkülönböztetett elméleti és gyakorlati jelentőségét, azokat prioritásként kezelte, amelynek eredményeképpen a témakörben számos kutatási program indult, s folyik jelenleg is.

Csak példaképpen néhány ezek közül:

A) Nemzetközi programok (magyar közreműködéssel, illetve a közép-kelet európai térség magyar koordinációjával):

- Európa 1:1 M méretarányú talajtani adatbázisa,
- Talajdegradációs folyamatok elemző felmérése (Global Assessment of Soil Degradation, GLASOD, 1:5 M) (OLDEMAN et al. 1990),
- A Föld talajtani és termőhelyi digitális adatbázisa (SOil and TERrain Digital Database, SOTER, 1:1 M) (VÁRALLYAY et al. 1994),
- Európa talajainak környezeti érzékenysége (Soil Vulnerability in EUROpe, SOVEUR, 1:2,5 M) (BATJES és BRIDGES 1997, VÁRALLYAY 1991, VÁRALLYAY et al. 2000).

B) Magyarországi programok

Hazánkban a talajok környezeti érzékenységének – messze a talajtan tudományági keretein túl nyúló – megkülönböztetett jelentőségét felismerve számos munka folyt és folyik a talaj különböző degradációs folyamatokkal és környezeti terhelésekkel szembeni érzékenységének jellemzésére, értékelésére, térképezésére. Néhány legjelentősebb ezek közül a következő:

- Magyarország talajainak érzékenysége, víz és/vagy szél okozta talajerózióval szemben (1:500 000) (STEFANOVITS 1992),
- Magyarország talajainak érzékenysége savanyodással szemben (1:500 000, 1:100 000, 1:25 000) (VÁRALLYAY et al. 1986, 1989),
- Magyarország talajainak érzékenysége szikesedéssel szemben (1:500 000, 1:100 000, 1:25 000) (SZABOLCS et al. 1969),
- Magyarország talajainak érzékenysége fizikai degradációval – tömörödéssel és szerkezet-leromlással – szemben (1:500 000) (VÁRALLYAY 1996, VÁRALLYAY és LESZTÁK 1990),
- Magyarország talajainak (területeinek) érzékenysége szélsőséges vízháztartási helyzetekkel (árvíz; belvíz; túl nedves talajállapot; szárazság, aszály) szemben (VÁRALLYAY 2001),
- Magyarországi területek talajainak érzékenysége különböző „tápanyagterheléssel” szemben (nitrát, foszfor stb.) (FLACHNER et al. 2002),
- Magyarországi talajok szennyező anyagokkal történő terhelhetősége (potenciálisan káros elemre vonatkozó specifikus terhelhetőség határértékek),
- Magyarország talajainak és felszín közeli vízkészleteinek sérülékenysége, illetve terhelhetősége bizonyos szennyező anyagokkal szemben (KÁDÁR 1995).

Magyarország változatos domborzatú geológiai képződményein a változatos éghajlati és hidrológiai viszonyok, természetes növényzet, valamint emberi tevékenység hatá-

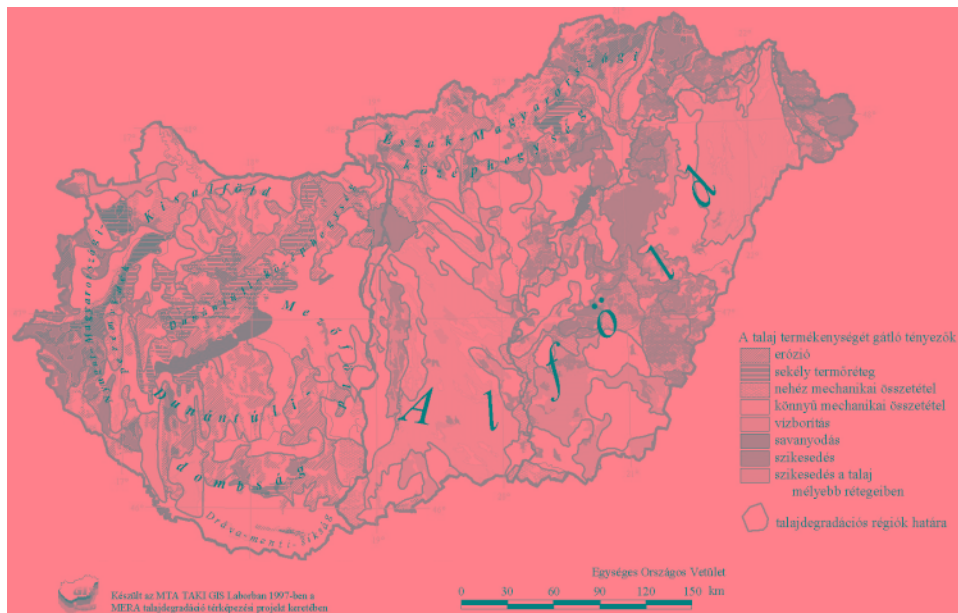
sára igen változatos talajképződési folyamatok indultak meg és eredményezték Magyarországon különösen változatos, gyakran mozaikosan tarka talajtakarójának a kialakulását. A változatosság horizontálisan (foltosság) és vertikálisan (rétegezethez) egyaránt kifejezett és a legtöbb talajtulajdonságra érvényes (LÁNG és CSETE 1992, Magyarország Nemzeti Atlasza 1989, STEFANOVITS 1992).

Magyarország talajainak minősége, termékenysége nemzetközi összehasonlításban egyértelműen kedvező. Ez a következtetés vonható le a FAO/UNESCO 1:5 000 000 méretarányú Világtérképe, a FAO 1:1 000 000 méretarányú Európa térképe, valamint a UNEP/ISRIC 1:5 000 000 méretarányú Talajdegradációs Világtérképe alapján. Ez a kedvező helyzet azonban csak viszonylagos, mert Magyarországon is nagy területen korlátozzák a talaj termékenységét különböző tényezők, károsítanak különböző talajdegradációs folyamatok.

Talajtermékenységet gátló tényezők

A legfontosabb talajtermékenységet korlátozó tényezők Magyarországon a következők (2. ábra, 1. táblázat) (SZABOLCS és VÁRALLYAY 1978):

1. Nagy homoktartalom (kis szerves- és ásványi kolloidtartalom) és kedvezőtlen következményei: gyenge víztartó képesség aszályérzékenység; kis pufferkapacitás nagy szennyeződés- és (nem karbonátos talajok esetében) savanyodás-érzékenység; szélérózió-érzékenység; gyenge tápanyagszolgáltató képesség.
2. Erősen savanyú kémhatás és kedvezőtlen következményei: Al-toxicitás, tápanyag- fixáció és -immobilizáció; gyenge mikrobiális tevékenység.



2. ábra Talajdegradációs régiók Magyarországon 1:500 000-es léptékben
Fig. 2. Regions of the soil degradation in Hungary, scala: 1:500 000

1. táblázat A talaj termékenységét gátló tényezők Magyarországon (1:500 000 méretarányú térkép területi adatai)

Table 1. Limiting factors of soil fertility and soil degradation processes in Hungary

<i>A talaj termékenységét gátló főbb tényezők</i>	<i>Terület, 1000 hektárban</i>	<i>Mező- és erdő-gazdaságilag művelt területek %-ában</i>	<i>Magyarország összterületének %-ában</i>
1. Nagy homoktartalom	746	8,9	8,0
2. Savanyú kémhatás	1200	14,3	12,8
– ebből erodált	348	4,2	3,7
– felszín közeli tömör kőzet	67	0,8	0,7
3. Szikesezés	757	9,0	8,1
4. Szikesezés a mélyebb talajrétegekben	245	2,9	2,6
5. Nagy agyagtartalom	630	7,5	6,8
6. Láposodás, mocsarasodás	161	1,9	1,7
7. Erózió	1455	17,4	15,6
– ebből savanyú kémhatású	348	4,2	3,7
8. Felszín közeli tömör kőzet	217	2,6	2,3
– ebből savanyú kémhatású	67	0,8	0,7
Összesen	4996*	59,5*	53,5*

* A sananyú kémhatás erodált területek, illetve felszín közeli savanyú kémhatású tömör kőzet csak az egyik tényezőnél számításba véve.

3. Szikesezés és kedvezőtlen következményei: erős lúgosság; szélsőséges vízgazdálkodás: belvízveszély és aszályérzékenység; csekély hasznosítható vízkészlet; kedvezőtlen mikroorganizmus tevékenység és tápanyagállapot.
6. Láposodás, mocsarasodás, időszakos felszíni vízborítás.
7. Víz- és szél okozta erózió és következményei: szervesanyag- és tápanyag- veszteségek.
8. Sekély termőréteg és kedvezőtlen következményei.

Fenti tényezők területi kiterjedését foglaltuk össze az 1. táblázatban (SZABOLCS és VÁRALLYAY 1978).

Talajdegradációs folyamatok

Talajdegradációs folyamatok természeti okok miatt, vagy a sokoldalú emberi tevékenység közvetlen vagy közvetett hatásaiként; tudatos vagy nem kívánt (ismert, kiszámítható vagy váratlan) következményeiként egyaránt bekövetkezhetnek. Gyakran a még látszólag természeti okok is emberi hatásokra vezethetők vissza. Például a napjainkban oly sok vitát kiváltó globális felmelegedés a légkör összetételének – emberi tevékenység hatására

bekövetkező – megváltozására, a CO₂ és egyéb „üvegház-hatású gázok” légköri koncentrációjának megnövekedésére.

A talajdegradációs folyamatok a talaj anyagforgalmának számunkra kedvezőtlen irányban történő megváltozását jelentik, amelynek következményei:

- területveszteség és/vagy a terület értékcsökkenése,
- zavarok a talaj funkcióiban,
- a talaj termékenységének csökkenése,
- talajökológiai feltételek romlása (gyengébb növényfejlődés kisebb biomassza-hozam kisebb termés),
- kedvezőtlenebb körülmények az agrotechnikai műveletek időben és megfelelő minőségben történő energiatakarékos elvégzéséhez,
- nagyobb termelési ráfordítások (növekvő energia-, vízellátás- és vízvezetés-, valamint tápanyagigény stb.),
- káros környezeti mellékhatások (például árvíz- és belvízveszély fokozódása; felszíni és felszín alatti vízkészletek szennyezése; táj-rombolás stb.).

A különböző emberi beavatkozások közvetlen vagy közvetett hatásaira bekövetkező talajdegradációs folyamatok általában nem szükségszerű és kivédhetetlen következményei az intenzív mezőgazdasági és ipari termelésnek, valamint az általános társadalmi fejlődésnek, hanem többnyire megelőzhetők, kiküszöbölhetők, de legalább bizonyos tűrési határig mérsékelhetők. A talajok degradációs folyamatokkal szembeni érzékenységének elemzése és értékelése éppen e „tűrési határ” meghatározásához nyújt egzakt tudományos alapokat.

Magyarországon a legfontosabb talajdegradációs folyamatok a következők (VÁRALLYAY 1989):

- (1) Víz- és szél okozta erózió.
- (2) Savanyodás.
- (3) Sófelhalmozódás, szikesedés.
- (4) Talajszerkezet leromlása, tömörödés.
- (5) A talaj vízgazdálkodásának szélsőségesé válása.
- (6) Biológiai degradáció: kedvezőtlen mikrobiológiai folyamatok, szervesanyag-készlet csökkenése.
- (7) A talaj tápanyagforgalmának kedvezőtlen irányú megváltozása.
- (8) A talaj pufferképességének csökkenése, talajmérgezés, toxicitás.

Az utóbbi 10 évben a térinformatika és számítógép-technika fejlődése lehetőséget kínált arra, hogy a talajvizsgálatok és talajtérképek eddig felhalmozódott teljes információanyaga korszerű adatbázisba szerveződjék és a sokirányú talajinformációs igényt célszerűen és gyorsan kielégíteni képes formában, elektronikus adathordozókon (is) tárolásra kerüljön.

Ez adott lehetőséget arra, hogy Magyarország – az MTA TAKI GIS Laboratóriumán keresztül – hatékonyan kapcsolódjon be a PHARE MERA (MARS/Monitoring Agriculture with Remote Sensing/and Environment Related Applications) '92 Projekt Talajdegradációs Szubprojektjének munkálataiba (PÁSZTOR et al. 1997, SZABÓ et al. 1998, 1999, VÁRALLYAY et al. 2000). A szubprojekt célja a talajdegradációs folyamatok regionális léptékű lehatárolása és úrfelvételek alapján az egyes kiválasztott mintaterületek aktuális

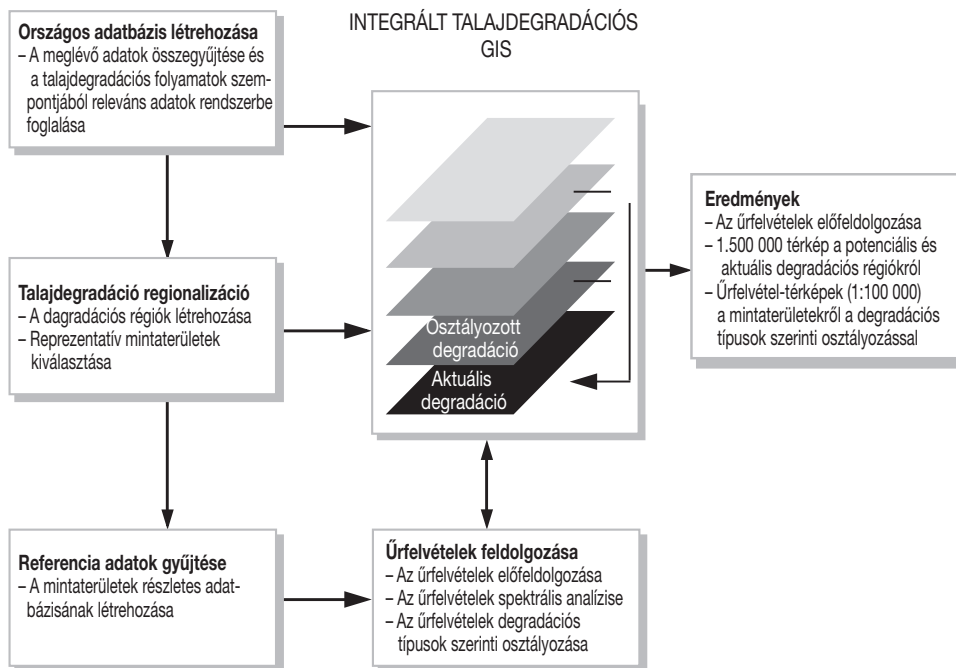
degradációs viszonyainak osztályozása volt. Ezzel párhuzamosan kellett megvalósítani a távérzékelési adatokból szerkesztett digitális térképek és a kiegészítő digitális talajtani (és az azokhoz kapcsolódó egyéb környezeti) adatbázisok integrálását egy, a tájpusztulás és kedvezőtlen természeti adottságok modellezéséhez felhasználható, földrajzi információs rendszerben. A módszertan magában foglalta az ország főbb, degradáció szempontjából veszélyeztetett (azaz potenciális degradációs) területeinek azonosítását és lehatárolását (1:500 000), a lehatárolt régiókon belül reprezentatív mintaterületek kiválasztását, ezek részletes űrfelvétel feldolgozását és az aktuális degradációs veszélyeztetettség meghatározását a potenciális degradáció és az osztályozott űrfelvételek integrációja révén (1:100 000). A módszertan felépítését a 3. ábra szemlélteti.

A talajdegradáció térképezésénél valamennyi fellelhető és hozzáférhető talajtani információt figyelembe vettük, de a munkálatoknál elsősorban két adatbázis információanyaga került közvetlen felhasználásra:

- (a) az 1:100 000 méretarányú AGROTOPO adatbázis (VÁRALLYAY et al. 1979, 1980),
- (b) az 1:500 000 méretarányú HUNSOTER (HUNGarian SOil and TERRain Digital Database) adatbázis (VÁRALLYAY et al. 1994, 2000).

Az alábbi degradációs tényezőket vontuk be a térképezésbe:

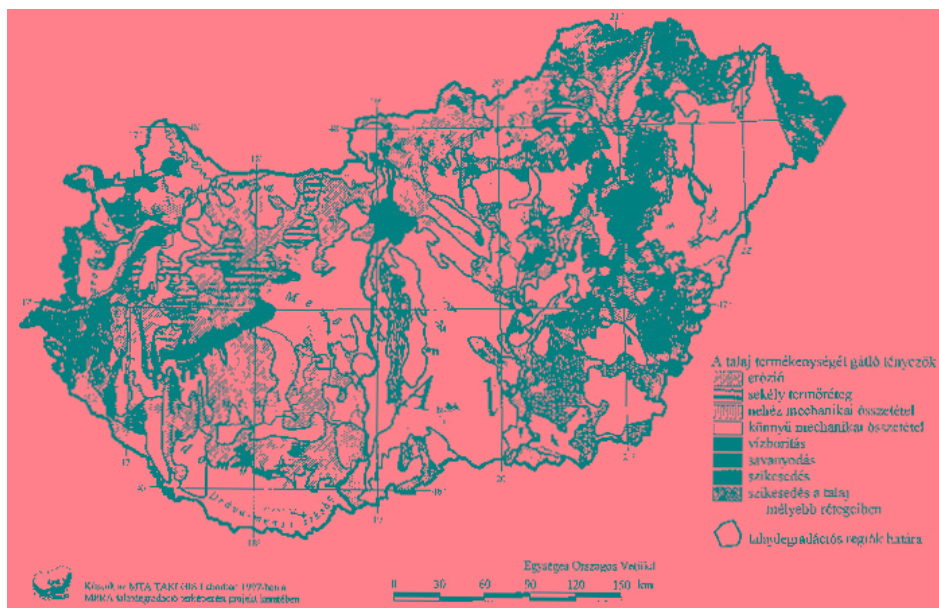
- talajsavanyodás,
- víz- és/vagy szél okozta talajerózió,
- szélsőségesen könnyű mechanikai összetétel,



3. ábra PHARE-MERA talajdegradáció-térképezési projekt módszertana
Figure 3. PHARE-MERA Land Degradation Mapping Methodology.

- szélsőségesen nehéz mechanikai összetétel,
- szikesedés,
- szikesedés a talaj mélyebb rétegeiben,
- sekély termőrétteg,
- időszakos felszíni vízborítás.

A különböző korlátozó tényezők és degradációs folyamatok által érintett területek regionális szintű lehatárolására integrált térbeli adatbázist építettünk. Magyarország tájkatasztere alapján 88 komplex degradációs régiót különítettünk el. Ezek vázlatos térképét mutatjuk be a 4. ábrán.



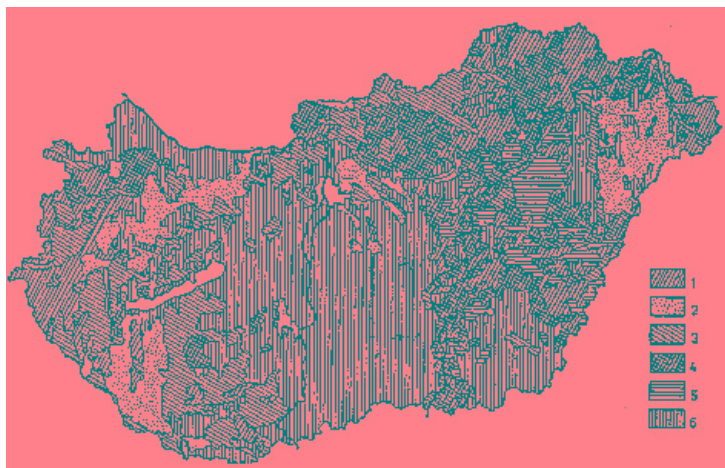
4. ábra Talajok N-kimosódással szembeni érzékenysége Magyarországon. Jelmagyarzat: érzékenységi kategóriák (fentről lefelé): súlyosan, nagyon, mérsékelt, enyhén érzékeny talajok, viszonylag érzékeny talajok

Figure 4. Vulnerability of soils to N-leaching in Hungary.

Legend: Vulnerability categories (from top to bottom): severely; highly; moderately; slightly susceptible soils; relatively susceptible soils.

A különböző talajdegradációs folyamatokkal szembeni érzékenység megállapításánál és értékelésénél az adott folyamatot meghatározó, befolyásoló és módosító tényezőket, valamint azok kölcsönhatásait elemeztük és vettük figyelembe, valamennyi ez irányú hozzáférhető adat felhasználásával. A térképeken feltüntetett érzékenységi kategóriákat igyekeztünk határértékekkel kvantifikálni, bár arra nem minden esetben van lehetőség.

Érzékenységi térképeink közül az 5. ábrán bemutatjuk Magyarország talajaink érzékenységét a savanyodásra (VÁRALLYAY et al. 1986, 1989).



5. ábra Magyarország talajainak érzékenysége savanyodásra.

1. Erősen savanyú talajok (az ország összterületének 13%-a). 2. Kis pufferkapacitásuk következtében savanyodásra erősen érzékeny talajok (14%). 3. Közepes pufferkapacitásuk következtében savanyodásra közepesen érzékeny talajok (5%). 4. Nagy pufferkapacitásuk következtében savanyodásra mérsékelten érzékeny talajok (23%). 5. Savanyodásra kevésbé érzékeny, nem karbonátos szikes talajok (4%). 6. Savanyodásra nem érzékeny, felszíntől karbonátos talajok (41%)

Figure 5. Map of the susceptibility of soils to acidification in Hungary. 1. Strongly acidic soils. 2. Highly susceptible soils due to their low buffer capacity (slightly acidic soils with light texture and low organic matter content). 3. Susceptible soils due to their medium buffer capacity (slightly acidic soils with medium texture and organic matter content). 4. Moderately susceptible soils due to their high buffer capacity (slightly acidic soils with heavy texture and/or high organic matter content). 5. Slightly susceptible soils (salt affected soils non-calcareous from the surface). 6. Non-susceptible soils (calcareous from the surface).

Megjegyzés

- (a) A talajok környezeti értékelése környezeti érzékenységeinek értékelése és környezetvédelmi szempontú értékelése minden esetben 3 különböző fogalom, 3 különböző feladat, ami természetesen 3 különböző metodológiai közelítést és metodikai rendszert tesz szükségessé. S ez a szikes talajokkal kapcsolatban világítható meg leg-szemléletesebben.

A szikes talajok környezeti, természeti értékét többnyire épp azok a szikes tavak, talajok és ökoszisztémák jelentik, amelyek biomaszatermelés, mezőgazdasági hasznosítás szempontjából értéktelenek, vagy kis értékűek. Természetes tehát, hogy természetvédelmi szempontból teljesen más paraméterek teljesen különböző értékelése képezi az értékelési rendszert, mint mezőgazdasági hasznosítás (biomaszatermelés) szempontjából.

A szikes talajok környezeti érzékenysége azt fejezi ki, hogy azok mennyire reagálnak bizonyos környezeti behatásokra. Sajnos a közvélemény (sok esetben még a szakmai közvélemény is) a „környezeti érzékenység” kifejezést – helytelenül és pontatlanul – más értelemben használja. A szikes talajoknak a helyes értelmezés szerint kicsi a környezeti érzékenysége; tulajdonságai csak nehezen és „erős” beavatkozásokkal változtathatók meg, módosíthatók. A szikes talaj – kis környezeti érzékenysége miatt – sajnos meglehetősen stabilan ellenáll ezeknek a beavatkozásoknak.

A szikes talajok környezetvédelmi szempontú értékelése cél-függvény. Attól függ, hogy természeti értéként kívánom azokat megőrizni, „természetes állapotában” fenn tartani, abba visszaállítani; vagy a mezőgazdasági hasznosítás/biomasszatermelés számára kívánom azokat megőrizni, alkalmasabbá tenni. A két különböző célra természetesen két különböző értékelési rendszer szükséges.

Az előbbieken említett rendszerünk a sófelhalmozódási/szikesedési folyamatok megelőzését helyezte fókuszába, s e cél érdekében értékelt, prognosztizált.

(b) Másik fontos kritikai megjegyzésünk valamennyi talajra és területre érvényes. Gyakran – helytelenül és teljesen indokolatlanul – az az elv érvényesül a talajok „környezetvédelmi szempontú” értékelésénél, hogy

- a kis agroökológiai potenciál (termékenység, biomassza-termelésre való alkalmasság) nagy környezeti érzékenységgel,
- a nagy agroökológiai potenciál (termékenység, biomassza-termelésre való alkalmasság) pedig kis környezeti érzékenységgel jelenik meg párban. Pedig a két tulajdonság(csoport) között nincs összefüggés és oksági kapcsolat.

A kis mezőgazdasági értékű homoktalajok, szikes talajok, sekély termőrétegű talajok környezeti érzékenysége nem nagy, hanem kicsi, hisz azok érték meghatározó tulajdonságait (nagyon) nehéz megváltoztatni. Ugyanakkor a nagy mezőgazdasági értékű talajok (termőhelyek) jelentős része – sajnos – környezetileg érzékeny, hisz már kis káros hatásokra is érzékenyen reagál kedvezőtlen tulajdonság-változásokkal. Mindez természetesen nem jelenti azt, hogy a különböző szinten védett területeken (amelyek túlnyomó része mezőgazdaságilag kis értékű szikes, homok, vízzel borított vagy időszakosan vízjárta terület, esetleg sekély termőrétegű talajok természetes vegetációja stb.) nem szükséges a védettséget indokoló jelenlegi állapot fenntartása érdekében szigorú talajhasználati szabályokat megfogalmazni és betarttatni.

Irodalom

- BATJES N. H., BRIDGES E. M. 1997: Implementation of a Soil Degradation and Vulnerability Database for Central and Eastern Europe (SOVEUR Project). FAO–ISRIC. Wageningen.
- FLACHNER Zs., NÉMETH T., TÓTH R. (szerk.) 2002: A légszennyezés környezeti hatásainak elemzése – elméleti háttér. KÖM–MTA. Budapest.
- KÁDÁR I. 1995: A talaj-növény-állat-ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. KTM–MTA TAKI. Budapest.
- LÁNG I., CSETE L. 1992: Alkalmazkodó mezőgazdaság. AGRICOLA. Budapest. Magyarország Nemzeti Atlasza. 1989. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- OLDEMAN L. R., HAKELING R. T. A., SOMBROEK W. G. 1990: World Map of the Status of Human-induced Soil Degradation (GLASOD). ISRIC–UNEP. Wageningen.
- PÁSZTOR L., SZABÓ J., NÉMETH T., VÁRALLYAY GY. 1997. Case study for regional scale soil susceptibility mapping in Hungary. Application of the Hungarian Soil and Terrain Digital Database (HunSOTER). In: FILEP GY. (ed.): Land Use and Soil Management. Agric. Univ. Debrecen. pp. 304–310.
- STEFANOVITS P. 1992: Talajtan. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- SZABÓ J., VÁRALLYAY GY., PÁSZTOR L., SUBA Zs. 1999: Talajdegradációs folyamatok térképezése országos és regionális szinten térinformatikai és távérzékelési módszerek integrálásával. Agrokémia és Talajtan 48: 3–14.
- SZABÓ J., PÁSZTOR L., SUBA Zs., VÁRALLYAY GY. 1998. Integration of remote sensing and GIS techniques in land degradation mapping. Agrokémia és Talajtan 47: 63–75.
- SZABOLCS I., VÁRALLYAY GY. 1978: A talajok termékenységét gátló tényezők Magyarországon. Agrokémia és Talajtan 27: 181–202.
- SZABOLCS I., DARAB K., VÁRALLYAY GY. 1968: A tiszai öntözőrendszerek és a Magyar Alföld talajainak termékenysége. Agrokémia és Talajtan 17: 453–464. 18: 211–220. 18: 221–234.

- SZABOLCS I., DARAB K., VÁRALLYAY GY. 1969: Methods for the prognosis of salinization and alkalization due to irrigation in the Hungarian Plain. *Agrokémia és Talajtan* 18: 351–376.
- TIM. Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer, 1995: I. Módszertan. FM Növényvédelmi és Agrár-környezetgazdálkodási Főosztály, Budapest.
- VÁRALLYAY GY. 1985: Magyarország talajainak vízháztartási és anyagforgalmi típusai. *Agrokémia és Talajtan* 34: 267–298.
- VÁRALLYAY GY. 1989: Soil degradation processes and their control in Hungary. *Land Degradation and Rehabilitation* 1: 171–188.
- VÁRALLYAY GY. 1991: Soil vulnerability mapping in Hungary. Proc. Int. Workshop on „Mapping of soil and terrain vulnerability to specified chemical compounds in Europe at a scale of 1:5 M” (Wageningen, March 20–23, 1991) 83–89.
- VÁRALLYAY GY. 1996: Magyarország talajainak érzékenysége szerkezetleromlásra és tömörödéssre. *Környezet-és Tájgazdálkodási Füzetek* 2: 15–30.
- VÁRALLYAY GY. 1997: A talaj funkciói. *Magyar Tudomány*. 42: 1414–1430.
- VÁRALLYAY GY. 2000a: Talajfolyamatok szabályozásának tudományos megalapozása. In: Székfoglalók, 1995–1998. Magyar Tudományos Akadémia. Budapest. pp. 1–32.
- VÁRALLYAY GY. 2000b: Risk assessment and prevention of soil degradation processes in Hungary. In: COTTAM, HARVEY, PAPE, TAIT (eds.): *Foresight and Precaution*. Balkema, Rotterdam. pp. 563–567.
- VÁRALLYAY G. 2000c: Soil quality in relation to the concepts of multi-functionality and sustainable development. In: WILSON, M. J., MALISZEWSKA-KORDYBACH, B. (eds.): *Soil Quality, Sustainable Agriculture and Environmental Security in Central and Eastern Europe*. NATO Sci. Ser. 2. Env. Security. Kluwer Acad. Publishers 69: 17–33.
- VÁRALLYAY GY. 2001. A talaj vízgazdálkodása és a környezet. *Magyar Tudomány*. 46: 799–815.
- VÁRALLYAY GY. 2002. Magyarország talajainak érzékenysége környezeti hatásokkal szemben. In: FLACHNER Zs., NÉMETH T., TÓTH R. (szerk.): *A légszennyezés környezeti hatásainak elemzése – elméleti háttér*“. KÖM–MTA kiadása. Budapest. pp. 53–63.
- VÁRALLYAY GY., LÁNG I. 2000: A talaj kettős funkciója: természeti erőforrás és termőhely. *Debreceni Egyetem Agrártudományi Közlemények* 5–19.
- VÁRALLYAY GY., LESZTÁK, M. 1990: Susceptibility of soils to physical degradation in Hungary. *Soil Technology* 3: 289–298.
- VÁRALLYAY GY., NÉMETH T. 1996: A fenntartható mezőgazdaság talajtani–agrokémiai alapjai. MTA Agrártud. Oszt. Tájékoztatója, 1995. Akadémiai Kiadó. Budapest. pp. 80–92.
- VÁRALLYAY GY., RÉDLY L-NÉ MURÁNYI A. 1986: A légköri savas ülepedés hatása a talajra Magyarországon. *Időjárás* 90: 169–180.
- VÁRALLYAY GY., RÉDLY M., MURÁNYI A. 1989: Map of the susceptibility of soils to acidification in Hungary. *Ecological Impacts of Acidification*. Proc. Symp. Ecosystems, Oulu, Finland, Nov. 1–4, 1988. Budapest. pp. 79–94.
- VÁRALLYAY GY., SZABÓ J., PÁSZTOR L., MICHÉLI E. 1994: SOTER (Soil and Terrain Digital Database) 1:500 000 and its application in Hungary. *Agrokémia és Talajtan* 43: 87–108.
- VÁRALLYAY GY., SZÜCS L., MURÁNYI A., RAJKAI K., ZILAHY P. 1979: Magyarország termőhelyi adottságait meghatározó talajtani tényezők 1:100 000 méretarányú térképe. I. *Agrokémia és Talajtan* 28: 363–384.
- VÁRALLYAY GY., SZÜCS L., MURÁNYI A., RAJKAI K., ZILAHY P. 1980: Magyarország termőhelyi adottságait meghatározó tényezők 1:100 000 méretarányú térképe. II. *Agrokémia és Talajtan* 29: 35–76.
- VÁRALLYAY GY., PÁSZTOR L., SZABÓ J., BAKACSI Zs., 2000: Soil vulnerability assessments in Hungary. “Soil and Terrain Database. Land Degradation Status and Soil Vulnerability Assessment for Central and Eastern Europe”. *FAO Land and Water Digital Media Series* 10. CD-ROM. FAO. Rome.

ASSESSMENT OF ENVIRONMENTAL SUSCEPTIBILITY/VULNERABILITY OF SOILS

GY. VÁRALLYAY

Research Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry (RISSAC) of the Hungarian Academy of Sciences, H–1022 Budapest, Herman O. út 15. e-mail: g.varallyay@rissac.hu

Keywords: environmental susceptibility/vulnerability, soil functions, control of soil processes, soil stresses, limiting factors of soil fertility

Soils represent a considerable part of the natural resources of Hungary. Consequently, rational land use and proper soil management – to guarantee normal soil functions – are important elements of sustainable (agricultural) development, having special importance both in the national economy and in environment protection.

The main soil functions in the biosphere are as follows: conditionally renewable natural resource; reactor, transformer and integrator of the combined influences of other natural resources (solar radiation, atmosphere, surface and subsurface waters, biological resources), place of „sphere-interactions“; medium for biomass production, primary food-source of the biosphere; storage of heat, water and plant nutrients; natural filter and detoxication system, which may prevent the deeper geological formations and the subsurface waters from various pollutants; high capacity buffer medium, which may prevent or moderate the unfavourable consequences of various environmental stresses; significant gene-reservoir, an important element of biodiversity.

Society utilizes these functions in different ways (rate, method, efficiency) throughout history, depending on the given natural conditions and socio-economic circumstances. In many cases the character of the particular functions was not properly taken into consideration during the utilization of soil resources, and the misguided management resulted in their over-exploitation, decreasing efficiency of one or more soil functions, and – over a certain limit – serious environmental deterioration.

Soil resources are threatened by the following environmental stresses:

- soil degradation processes,
- extreme moisture regime,
- nutrient stresses (deficiency or toxicity),
- environmental pollution.

Environmental stresses caused by natural factors or human activities represent an increasing ecological threat to the biosphere, as well as a socio-economic risk for sustainable development, including rational land use and soil management.

The stresses are caused by the integrated impacts of various soil properties, which are the results of soil processes (mass and energy regimes, abiotic and biotic transport and transformation and their interactions) under the combined influences of soil forming factors. Consequently, the control of soil processes is a great challenge and the main task of soil science and soil management in sustainable development.

The efficient control of these processes necessitates the following consecutive steps:

- registration of facts and consequences (information on land and soil characteristics, land use, cropping pattern, applied agrotechnics, yields, with their spatial and temporal variability),
- evaluation of potential reasons (definition and quantification of soil processes, analysis of influencing factors and their mechanisms),
- assessment of the theoretical, real, rational and economic possibilities for the control of soil processes (including their risk-assessment and impact analysis),
- elaboration of efficient technologies for the „best“ control alternatives (best management practice).

Scientifically based planning and implementation of sustainable land use and rational soil management to ensure desirable soil functions, without any undesirable environmental side-effects, require adequate soil information. In the last years such data were organized into a computer-based GIS soil database in Hungary, giving opportunities for the quantification, analysis, modelling and forecasting of the studied environmental stresses and for the efficient and scientifically based prevention, elimination or reduction of environmental stresses and their unfavourable ecological and economical consequences.

Special attention was paid to the assessment of various soil degradation processes, as: (1) soil erosion by water or wind; (2) soil acidification; (3) salinization and/or alkalization; (4) physical degradation (structure destruction, compaction); (5) extreme moisture regime: drought sensitivity and waterlogging hazard; (6) biological degradation; (7) unfavourable changes in the plant nutrient regime; (8) decrease of natural buffering capacity, (9) soil (and water) pollution.

The actions against undesirable environmental stresses and their unfavourable consequences are important elements of sustainable, efficient, economically viable, socially acceptable and environmentally sound crop production and agricultural development. These are joint tasks of the state, decision makers on various levels, the land owners, the land users and – to a certain extent – of each member of the society.

A TERMÉSZET- ÉS TÁJVÉDELEM VÍZGAZDÁLKODÁSI VONATKOZÁSAIRÓL

BARDÓCZYNÉ SZÉKELY EMŐKE

Szent István Egyetem, Környezetgazdálkodási Intézet, Tájökológiai Tanszék
2103 Gödöllő, Péter K. u. 1. e-mail: szemoke@fau.gau.hu

Kulcsszavak: tájökológiai feladatok, prevenció, konzerváció, tájrehabilitáció, rekonstrukció, kreáció

Összefoglalás: A cikk célja, hogy azokat az új feladattípusokat mutassa be, amelyeket a természetvédelem ma a vízgazdálkodás számára megfogalmaz. A konzervációökológiai fogalmakhoz a gyakorlatban már megvalósult vízgazdálkodási feladatok kapcsolódnak. A prevenció összekapcsolható például egy édesvízi tó esetében az eutrofizáció elleni küzdelem feladataival. A konzerváció nehéz feladatának megoldásához gyakran több ágazat együttműködése szükséges, ahogyan ezt a Csákvári-rét bemutatott példája bizonyítja. A tájrehabilitáció fontos kérdését jelenti, hogy mozaikos élőhelyek időben és térben eltérő vízigényét kell kielégíteni (Bátorliget, Nagykörű példája). A tájrekonstrukció igénye a vízgazdálkodás számára gyakran kiszáradt tavak „újraélesztését” jelenti, az eredeti helyen, és ez sokszor igen nehéz vagy hosszú távon nem jelent megoldható feladatot. A tájkreáció csak akkor tekinthető sikeresnek, ha az élőhely folyamatos „működése” is biztosított, és ez gyakran vízgazdálkodási üzemeltetési feladatok egész sorát jelenti (Hortobágyi Nemzeti Park, Karácsony-foki élőhely).

Bevezetés

A közelmúltban gyakran érintették a „vízgazdálkodási hatások a természet- és tájvédelmi területeken” c. témakört, melyet mindenki ismer, és mintegy sugallja azt a véleményt, hogy az esetek többségében negatív hatásokról van szó. Ennek a tanulmánynak a címe, ha összefonódik is a múlttal, már a jövő felé mutat. A címben benne van a kérdés: hogyan segítheti a vízgazdálkodás a természet- és tájvédelem munkáját, méghozzá úgy, hogy közben saját elsődleges feladatát is ellássa.

A természetvédelem és vízgazdálkodás kapcsolatából kiemelt témakörként a vizes élőhelyek kérdésével foglalkozunk. A problémát a következő módszerrel közelíthetjük meg, egyúttal gyakorlati példákat is bemutatva:

- I. A feladat konzervációökológiai megfogalmazása.
- II. A táj olyan adottságainak tisztázása, amelyek a vízügyi beavatkozás fő irányvonalát meghatározzák.
- III. A vízügyi beavatkozás bemutatása konkrét példán keresztül.
- IV. A megoldás értékelése, javaslatok.

A természetvédelem és a vízgazdálkodás kapcsolódási pontjai

Az élővilág megőrzése

Az élővilág megőrzési lehetőségeivel foglalkozik a természetvédelmi biológia (STANDOVÁR és PRIMACK 2001).

Céljai között szerepel többek között olyan gyakorlati módszerek kidolgozása, ame-

lyek alkalmazásával megakadályozható az eredeti biodiverzitás csökkenése, és a veszélyeztetett fajok jól működő társulásokba való visszaillesztése. A természetvédelmi biológia a tudományos kérdésekre a gyakorlatban is kivitelezhető válaszokat próbál adni, ebben nyújthat segítséget többek között alkalmazott tudományként a vízgazdálkodás is.

A természetvédelem kérdései közül a vízgazdálkodás számára a legtöbb feladat a vizes élőhelyekkel kapcsolatosan jelentkezik (ARADI 1999). Ahhoz, hogy a vízgazdálkodás a vizes élőhelyek természetvédelmi kezelésében aktívan részt vegyen, nagyon fontos, hogy milyen feladatot fogalmaz meg számára a természetvédelem.

Prevenció (megelőzés, megmentés)

A prevenció célja, hogy a természetes szukcessziós folyamatok feltételeit megőrizze, a hozzá tartozó környezeti feltételeket biztosítsa, „rövid” távú beavatkozást jelöl.

Egy édesvízi tó feltöltő szukcessziója természetes folyamat. Az egymást váltó állapotok hosszú távon nem tekinthetők az élőhely degradációjának, a védelem akkor a leghatékonyabb, ha a szukcesszió különböző fázisainak megfelelő arányát sikerül megőrizni az állóvíz életében. A szukcesszió kérdéskörének tanulmányozása a restaurációs ökológia egyik fő feladata (YOUNG 2000).

- Vízgazdálkodási feladatként a prevenció nagyon gyakran a következőképpen fogalmazódik meg: például egy tó esetében meg kell állítani a tó eutrofizációját (amely a leggyakrabban planktonikus eutrofizációként jelentkezik). Az eutrofizáció elleni küzdelemnek rengeteg lehetősége van: vízgyűjtőterületi szabályozás, intézkedések a víztérben műszaki vagy biomanipulációs eljárással, stb.

A prevenció más vízgazdálkodást érintő példával is bemutatható, de a lényeg ugyanaz: nem állít le egy hosszú távú folyamatot (jelen esetben a szukcessziót), de az eutrofizáció megállításával eléri, hogy ne „pörögjön fel” a rendszer, a természetes szukcesszió ne sokkal gyorsabban haladjon előre.

A feladat világos: a vízgazdálkodásnak azt kell elérni, hogy a természeti folyamat sebessége – a tó életéhez képest – „rövid távon” ne változzék.

Konzerváció (állapotrögzítés)

„Hosszú távú” megmentést jelent, lényege egy természetvédelmi szempontból értékes állapot rögzítése és fenntartása. Nehéz feladat, mert a rendszer „túlfuthat”, fel kell tárnai azokat a tényezőket és folyamatokat, amelyek természetes körülmények között is rögzítették a kívánatos állapotot.

Példaként említhetjük a víztérnek nem minősülő vizes élőhelyek közül a lápréteket, amelyek az Általános Nemzeti Élőhely Osztályozási Rendszer kategóriái szerint (FEKETE et al. 1997), vízellátási szempontból speciális esetek.

A lápréteknél vízpótlási szempontból fontos (ha vízpótlás szükséges) a következő:

- a vízborítás csak ritkán meghatározója vízforgalmuknak (elárasztásuktól óvakodni kell),
- vízforgalmuk a talajvíz által meghatározott, így annak befolyásolása a talajvízen keresztül lehetséges.

Sajnos igen gyakori, hogy a lápokon elvégzett vízrendezések, lecsapolások rontottak a terület állapotán, de egyre többen felismerik a pusztítások helyrehozásának sürgető voltát, amely a restaurációs ökológia témakörébe tartozik (CAIRNS 1995, ZEDLER 2000). Az érintett területeken a vízgazdálkodás első feladata a talajvizen keresztül a vízellátottság biztosítása, vagyis a tájrehabilitáció. Ez azonban csak az első lépés, a konzervációt nem oldja meg. Jó példa az összetett feladatokra, ahol nagyon fontos a célok és eredmények pontos definiálása.

A vízgazdálkodás feladata, hogy a bármilyen okból elégtelenné vált vízháztartást a természetvédelem által kívánt módon, mértékben és időben biztosítsa. A nedves rétnak azonban a jelenlegi formáját szeretnénk megőrizni a jövő számára, ezért meg kell állítani az erre az élőhelytípusra jellemző gyors, biotikus szukcessziót is.

Az első lépés, a tájrehabilitáció jó példáját mutatja a Csákvár-Zámolyi medence területén található „Csákvári-rét”, melynek környékén a térképek régi nevei is jelentős vízi világot sejtetnek: Csukástórét, Nagytórét, Csíkvona, Ülőkút. A botanikusok paradicsoma volt már 200 évvel ezelőtt, és szerencsére ma is az. A hajdani meliorációs munkák részére létesített árkok ma a vízpótló rendszer részét képezik.

A „vízszintszabályozó” csatornák, melyek kialakításukkal a talajvízszint megemeléséhez járulnak hozzá, nyílt víztükrüket övező partjukkal ma a mocsári nőszirm (*Iris pseudacorus*) élőhelyei, de több más védett növény is előfordul.

A konzerváció azonban ennél többet kíván. Jelenleg tisztán kell látni, hogy ha a rét mostani állapotát szeretnénk megtartani, a vízügy is, a természetvédelem is a természetes folyamat, a vizek világában gyakran bekövetkező szukcesszió ellen harcol, mert célja egy állapot rögzítése. Megfelelő gondoskodás hiányában a láprétek, zombékosok beerdősödhetnek, euriók fajok terjedhetnek el pl. a tág tűrőképességű nád (*Phragmites australis*) vagy egyéb, agresszív fajok (ISÉPY 2000).

Megoldandó feladat tehát a konzerváció érdekében a természetvédelmi kezelés. A Vértesi Tájvédelmi Körzetben például nemcsak a Császárvíz természetbe illesztett szabályozását, az elvezető csatornák vízpótlóvá alakítását oldották meg, de a terület legeltetését és kaszálását is. Őseinktől ellesett módszerek, hogy a szürkemarha gulya éppen az agresszív, szukcessziót erősítő növényzetet legeli le, a kaszálás, ha időpontját úgy választják meg, hogy az értékes fajok termést érlelhessenek, nagyon hasznos az élőhelyek számára; ez azonban már átvezet a tájgazdálkodás témakörébe.

Az összetett feladat világos: első lépésben a vízügy a természetvédelem irányításával kiépíti azt a lépcsőt, amit az igény esetén működő vízpótló rendszer jelent, de a konzerváció érdekében sok esetben be kell vonni még egy ágazatot, így érhető el az adott állapot megmaradása, sokszor a tájgazdálkodás eszközeivel.

Konzervációra példaként hozható fel a holtágak kotrásának kérdése is. Sokat vitatott téma, első hallásra riasztó, hogy ez egyáltalán szóba jöhet, de a régi térképeken lévő holtágak, amelyek ma már esetenként csak elnevezésükben őrzik a vizes jelleget, mutatják, hogy ha csak a feltöltő szukcesszió működik is, a holtág konzerválásáról gondoskodni kell, amennyiben a mai állapot jelenti az értékeket a természetvédelemnek. A kotrás speciális megoldásai, amelyek az élőhelyet nem károsítják, az iszap elhelyezése, stb. – vízügyi – természetvédelmi közös tervezést igényelnek.

Vizes élőhelyek rehabilitációja

A részlegesen sérült, de az eredeti rendszer vázát őrző élőhelyek helyreállítása. Lényege, hogy csak a hiányzó környezeti tényezőket kell pótolni – vagy módosítani – ez megadja azt a „szikrát”, amellyel az ökológiai rendszer öngyógyító képessége működni kezd, kialakul egy ép migrációs hálózat az eredeti helyen.

A vizes élőhelyek tájrehabilitációja igen gyakori feladattípus. Magyarországon a legtöbb élőhely helyreállítás valamilyen, legalább időszakosan többletvízhatás alá kerülő területet érint (STANDOVÁR és PRIMACK 2001). A természetes mocsarak esetében pl. gyakran jelentkező igény, Budapesten jó példa erre a Merzse mocsár problémája, amely több rehabilitációs terv tárgyaként szerepelt.

A vízgazdálkodás és természetvédelem sokszor komoly szakmai próba előtt áll, mozaikos élőhelyek mozaikfolt szerint változó vízigényét kell időben meghatározott módon biztosítani. Példaként a Bátorligeti őslápot említjük meg (SÜMEGI et al. 2003).

Nyírbártortól K-re, Bátorliget községben található az őslápos, amely hazánk természet-tudományi szempontból egyik legérdekesebb területe. A bátorligeti terület újabb botanikai értékelést, vegetáció térképét STANDOVÁR et al. (1991, 1992), STANDOVÁR és TÓTH (1989, 1990, 1996), TÓTH (1992a, 1992b), TÓTH és MAHUNKA (1992) készítette el.

Az ország történelem előtti élővilágából a Nyírség, és ezen belül is Bátorliget őrzött meg legtöbbet az utókor számára. Többek között jégkorszaki maradvány növények pl. a zsembékok tövén a tőzegeper, jégkorszaki gerinces maradványfajként a hegyi- vagy elevenzüdő gyík és sok egyéb védett faj jellemzi a tájat.

Az ősi növény és állatvilág fennmaradását a kedvező területi elhelyezkedés és a mikroklímikus viszonyok tették lehetővé, de ezek már „diktálják” a vízpótlás eltérő feltételeit is. A vízhiány okait most nem elemezzük, megoldását sem mutatjuk be, a lényeg a feladat megfogalmazása.

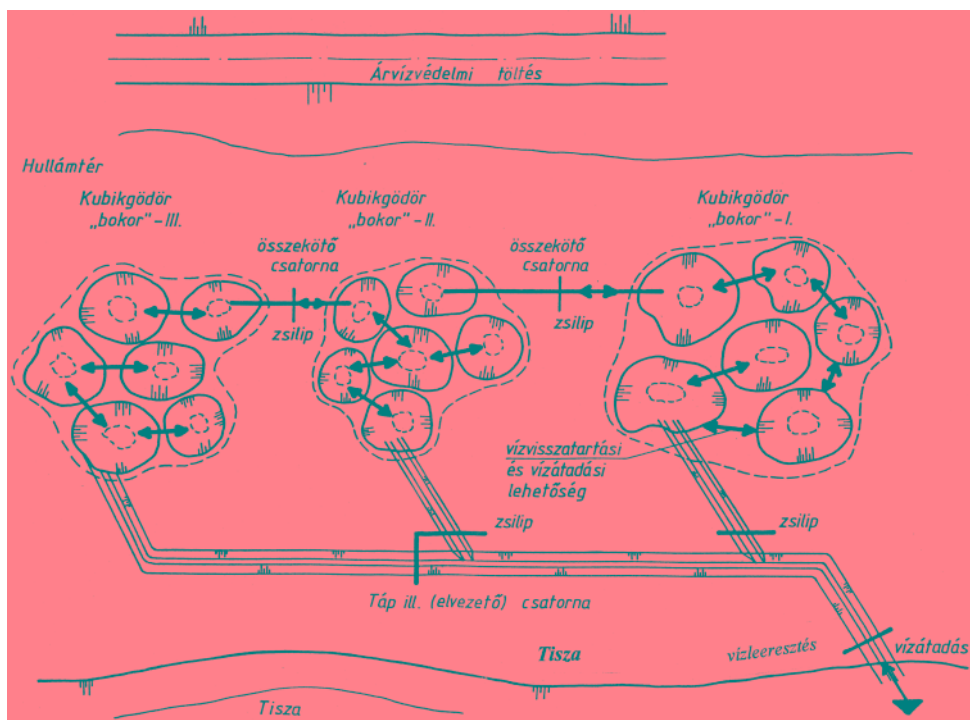
- A lápi területek nagy része a botanikus kert nyugati felében található, a Sós árok nevű csatorna két partján. A széltől védett mélyedésekben a felszínhez közel mozgó talajvíz a talajt nedvesen tartja, ideális esetben vízborítás van. A lápvíz párolgása hűti a levegőt, még nyáron is köd van. A lápot körülvevő ligeterdő és mocsár viszont megakadályozza, hogy a finom párát elvigye a szél.

A vízellátó rendszernek itt lefolyástalanságot, kiszáradás nélküli, állandó, kb. 10 cm vastag vízborítást (vízmenyiségi feltétel), illetve oxigénben szegény vizet kell biztosítani (vízminőségi feltétel).

- A „védő” ligeterdő, illetve mocsár a terület DK-i részén helyezkedik el. Itt időszakos vízborítást kell biztosítani, melynek időpontját a természet, illetve az élővilág igényei határozzák meg (vízmenyiségi igény: időszakos elárasztás, viszont oxigénben gazdag vízpótlás szükséges).

Az előbbi példa bemutatja, hogy tájrehabilitáció esetén az élő rendszer igényein kívül a meglévő természeti adottságok is kijelölik azt az irányt, amelyet a tervezőnek különféle műszaki megoldásokkal követnie kell. Bátorliget esetében az egyik „mozaik-elem” a geodéziailag mélyebb fekvésű lápterület, a másik a magasabb fekvésű mocsár-öv, eltérő mikroklímával és vízigénnyel.

Napjainkban gyakori feladat a folyók hullámterében végzett tájrehabilitáció. Hullámterei tájrehabilitációs lehetőségeire mutat példát az 1. ábra, melyen a Tisza és hullámtere látható a Nagykőrű térségében található kubikgödörrel. A bemutatott megoldás lényege,



1. ábra Tájrehabilitáció Nagykovács térségében (BARDÓCZYNÉ SZÉKELY E. 1999)

Figure 1. Landscape rehabilitation in Nagykovács

hogy az alacsonyabb vízállásoknál is létrehozható Tisza és az értékes élőhelyet jelentő kubikgödörök kapcsolata. A természetvédelem nagy sikerét jelenti a Nagykovácsban megvalósuló kubikgödör rehabilitációs program.

Rekonstrukció (felújítás)

Egy korábbi, de teljesen elpusztult élőhely állapotnak azonos helyen történő létrehozása. Realitása akkor van, ha legalább az abiotikus tényezők nagyjából változatlanok. Az alapot sokszor műszaki beavatkozások sora jelenti, majd az ökológiai rendszer vázfajainak visszatelepítése a következő lépés.

Vízgazdálkodási szempontból nagyon alaposan „körüljárando” feladat. Gyakori eset, hogy a régi térképek tavat mutatnak, de ma csak egy mélyedés jelzi a helyét. Ha a tó hajdani vízméregéről feltételezésünk van, adataink viszont nincsenek, érdemes elgondolkodni, hogy esetleges tápláló fenékforrások hiányában – amelyek mára már elapadtak – a mai meteorológiai viszonyok mellett milyen vízméreg biztosítható stabilan egy élőhely részére. Elképzelhető, hogy ez esetben az inkább célszerű megoldást, a „tájrehabilitáció” jelentheti.

Tájkreáció (létesítés)

Az adott helyen korábban nem létező, de a tágabb környezetben meglévő, lehetőleg őshonos fajokból álló élőhelytípus mesterséges létrehozása.

Célja lehet pl. a kultúrtáj változatosabbá tétele, a „tájsebek” eltüntetése, vagy az ökológiai hálózatban a „stepping stone” (lépőkő) létrehozása.

Vízügyi létesítmények tervezésénél ez esetben is igen fontosak a részletek.

Például, ha A és B élőhely túl messze van egymástól, félő, hogy szigetbiotópok alakulnak ki, a vízügy feladata lehet tájkreációként egy mesterséges vizes élőhely létrehozása a megfelelő helyen, ez lenne a vízhez kötött fajok részére az ökológiai lépőkő, az ökológiai folyosót pedig úgy kell megoldani az összekötő „csatornákkal”, hogy az valóban az ökológiai hálózat része legyen.

Az összetett tájkreációk vízgazdálkodási szempontból nemcsak körültekintő tervezést, de gondos üzemeltetést is igényelnek a vízgazdálkodás részéről.

A Hortobágyi Nemzeti Park területén létrehozott Karácsonyfoki vizes madárélőhely például a felhagyott rizsföldek és csatornarendszereik területén jött létre. A tervezéshez és üzemeltetéshez sok kritérium tartozik, mégis a vízellátás üzemeltetésének időbeliségét jól mutatja a következő kiragadott részlet: „a fészkelési időszakra történő árasztást már ősszel, a vegetációs időszak végén meg kell kezdeni” vagy: „az üzemi vízszintnél magasabb vizet tartunk a tavakban, a káros növényzet visszaszorítása érdekében”.

Hasonló problémákat taglálnak a Hortobágy és a Tisza vidék területéről GÖRI et al. (1998), LAKATOS (1990) munkái is.

A felsorolt példák csak egy-egy részlettel világítanak rá, hogy a természetvédelem megelőző fenntartó, felújító, és kezelő tevékenységét milyen finoman differenciált, igazi mérnöki feladatokkal segítheti a vízgazdálkodás.

Irodalom

- ARADI Cs. 1999: Különböző típusú vizek és vizes élőhelyek természetvédelmi kezelésének gyakorlati követelményei. KSZI Kft. (Alapozó tanulmány) Budapest.
- CAIRNS J. JR. 1995: Restoration ecology protecting our national and global life support systems., In: CAIRNS J. JR (ed.): Rehabilitating Damaged Ecosystems. Lewis Publisher, pp.1-12.
- BARDÓCZYNÉ SZ. E. 1999: A tervezett vizes élőhelyek kialakításának vizsgálata Nagykőrű térségében In: PEKLI J. (szerk.): A korszerűsített fogdálkodás feltételeinek vizsgálata, és modellálása Nagykőrű térségében. GATE, Gödöllő, pp. 34–40.
- FEKETE G., MOLNÁR Zs., HORVÁTH F. (szerk.) 1997: A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, (Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer II).
- GÖRI Sz., LAKATOS Gy., ARADI Cs., KISS M., BITSKEY K. 1990: A megyes-mocsár vegetációja a természetvédelmi rehabilitáció kezdeti fázisában. Kiteibelia 3: 103–104.
- ISÉPY I. 2000: A változatos és változó Csákvári-rét. Természet Világa 131: 429–430.
- LAKATOS Gy. 1998: Észak-klet tiszántúli vizek természetvédelmi kezelését alapozó hidrológiai vizsgálatok. Calandrella 4: 90–109.
- STANDOVÁR T., TÓTH Z. 1989: Vegetation map of the Bátorliget Mire Preserve. Acta. Bot. Sci. Hung. 13: 153–157.
- STANDOVÁR T. TÓTH Z. 1990: Bátorliget botanikai felmérése. Lippay János Tudományos Ülésszak eladásainak és poszttereinek rövid összefoglalói (1990 november 7–8.), Kertészeti Szekció. Kertészeti és Élelmiszeripari Egyetem kiadványai, Budapest, pp. 348.

- STANDOVÁR T., TÓTH Z., SIMON T. 1991: Vegetation of the Bátorliget Mire Reserve. In: MAHUNKA S. (ed.): Bátorliget Nature Reserves -after forty years, 1990. *Studia Naturalia* 1. Scientific Studies from the Hungarian Natural History Museum, Budapest, pp. 57–118.
- STANDOVÁR T., TÓTH Z., SIMON T. 1992. A small nature reserve in an changing landscape. Poster at the 6th European Ecological Congress, Marseille, 7–12. 09.1992. Abstract in the Bulletin du Museum d'Histoire Naturelle de Marseille, Mesogee p. 28.
- STANDOVÁR T., TÓTH Z. 1996. Complex assessment of vegetation in protected areas: possibilities and pitfalls. Symposium on Research, Conservation and Management (1–5. May 1996. Aggtelek – Jósvald, Hungary). Symposium Abstract Volume p. 53. Publication. In: TÓTH E., HORVÁTH R. (eds.): Proceedings of the „Research, Conservation, Management“ Conference, Aggtelek, pp. 159–167.
- STANDOVÁR T., PRIMACK. R. 2001: A természetvédelmi biológia alapjai. Tankönyvkiadó, Budapest.
- SÜMEGI, DANIEL P., KOVÁCS-PÁLFFY-P., JUHÁSZ I., DELI T., SZÁNTÓ ZS. 2003: A bátorligeti láp fejlődéstörténete. *Tájökológiai Lapok* 1: 97–114.
- TÓTH Z. 1992a. Bryophytes and their usefulness in characterization of a nature conservation area (Bátorliget Mire Reserve, NE Hungary). Poster at the Conference „Threat and conservation of lichens and bryophytes in Central Europe“ (4th Bryological and Lichenological Days in Czechoslovakia), Smolenice, Czechoslovakia, 29. 10.–1. 11.1991. Publication in *Bryonora* 9: 45–50.
- TÓTH Z. 1992b. Bátorliget mohafőrlőjének elemzése (Analysis of the bryophyte flora of the Bátorliget Mire Reserve). Lippay János Tudományos Ülésszak előadásai (1992 november 4–5.). *Kertészeti és Élelmiszeripari Egyetem kiadványai*, Budapest, pp. 212–215.
- TÓTH Z., MAHUNKA S. 1992: Ősláp a Nyírség peremén (Mire at the edge of the Nyírség region). *Természet-BÚVÁR* 92: 20–23.
- YOUNG T. P. 2000: Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation* 92: 73–83.
- ZEDLER J. B. 2000: Progress in wetland restoration ecology trends. *Ecology and Evolution* 15: 402–407.

ABOUT THE ASPECTS OF WATER MANAGEMENT IN NATURE AND LANDSCAPE CONSERVATION

E. B. SZÉKELY

Szent István University, Institute of Environmental Management
Department of Landscape Ecology
H–2103 Gödöllő, Péter K. u. 1. e-mail: szemoke@fau.gau.hu

Keywords: landscape ecological problems, ecological water supply, inundation by flood, lowering the bottom sill of natural flood-diversion channel, conservation, landscape rehabilitation

The aim of the article is to show new tasks that are connected with water management and based on the protection of the environment. Some problems of water management which are already solved are linked to the ideas of ecological conservation. For example, prevention is attached to the fight against eutrofication in the case of a freshwater lake. Cooperation of many sections is required, to solve the problems of ecological conservation, as we can see in the case of the meadow of Csákvár in the Central Transdanubian.

One of the most important questions of land rehabilitation is how to handle the different amount of water required by the different mosaic living places. Land reconstruction often means to revitalise a dry lake, which is very difficult and is sometimes infeasible. The creation of land is successful if the cooperation of the living places is ensured. In this case, many operational problems are to be solved by the methods of water management (Hortobágy National Park, living place: Karácsony flood diversion channel).

In this essay, theoretical bases and practical problems are connected to show the method of thinking which is required to solve the problems from theoretical and practical aspects as well.

A TOKAJ-BODROGZUGI HATÁR-ÉR VÍZRENDSZER ÖKOLÓGIAI VÍZPÓTLÁSÁNAK HIDROLÓGIAI ADOTTSÁGAI

NOVÁKY BÉLA

Szent István Egyetem, Környezetgazdálkodási Intézet, Tájökológiai Tanszék
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1. novbela@fau.gau.hu

Kulcsszavak: ökológiai vízpótlás, elöntési állapotok, fokküszöb mélyítése

Összefoglalás: A Bodrogzug déli részén lévő Határ-ér vízrendszer nyílt ártér. A vízrendszerben több kisebb tó és ér található. A vízrendszer ökológiailag legértékesebb része a mélyebb fekvésű Tímári-rét. A vízrendszer tavai és erei, a Tímári-rét az évek egyharmadában nem kapnak vízpótlást a folyók áradásaiból, az évek egynegyedében pedig csak a Bodrog felől. A vízrendszer az évek több mint felében közvetlenül a Tiszából nem kap vízpótlást. A gyakoribb tiszai vízpótlás azért kívánatos, mivel a Tisza vize minden szennyeződése ellenére tisztább, mint a Bodrogé, és élővilága is gazdagabb. A Tiszából kiágazó fokszerű erek mélyítésével a tiszai vízpótlás növelhető. A fokok mintegy 1 m-es mélyítésével a jelenlegi 28%-ról 21%-ra csökken azon évek aránya, amikor a vízrendszer tavai egyáltalán nem kapnak vízpótlást, továbbá 34%-ról 72%-ra növekszik azoknak az éveknek az aránya, amelyekben a vízrendszer áradások idején a Tiszából közvetlenül is kap vízpótlást, nem csupán a Bodrog közvetítésével. Ez jelentősen javítja a vízrendszer ökológiai vízellátottságát.

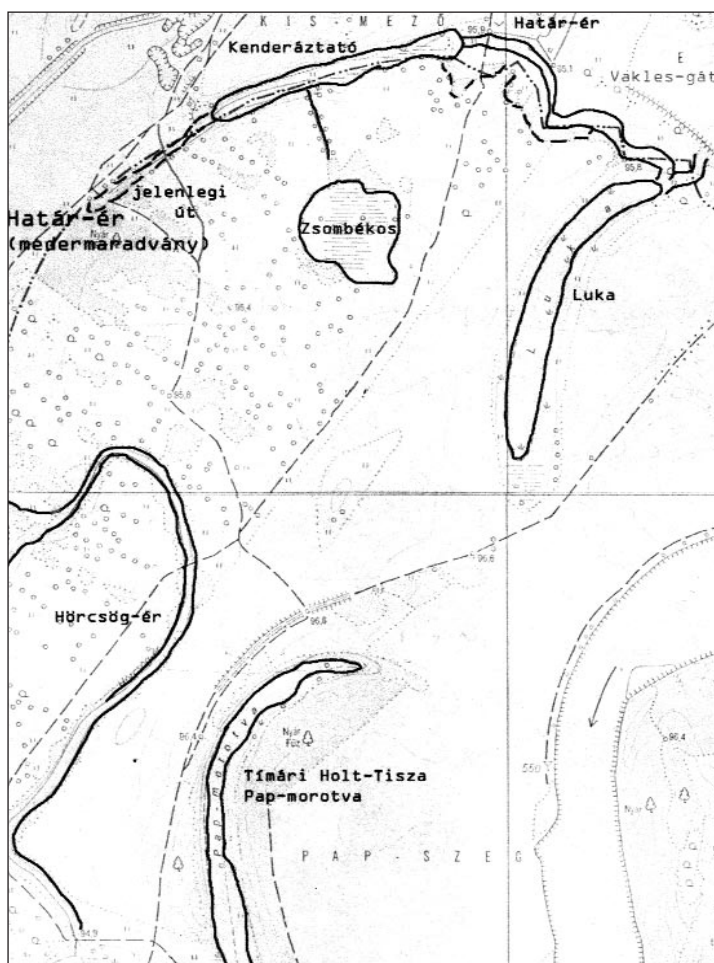
Bevezetés

A síkvidéki folyókhoz kapcsolódó fokgazdálkodás természetes körülmények között a folyó és az ártér szerves kapcsolatára épült. A folyó és az ártér közötti vízmozgást fenntartó fokokban a víz a folyó vízjátéka szerint áramlott áradáskor az ártér mélye, kisvíznél a meder irányába (KÁROLYI és NEMES 1975). Az áradáskor kilépő víz táplálta az ártéri tavakat, laposokat, biztosította azok ökológiai vízpótlását. A síkvidéki folyókon a 19. században végrehajtott ármentesítések után az ártér leszűkült a töltések közötti hullámtérre, és az egykor hatalmas ártérnek csak kis része maradt meg nyílt ártérnek (IHRIG 1973). Az ármentesítések további következménye volt, hogy a folyómeder a szabályozást követő 25–30 év alatt, a 20. század elejére 5–6 cm/év intenzitással 1,5–2,5 m-rel süllyedt. A meder mélyülése a továbbiakban sem állt meg, csak üteme mérséklődött 1–1,5 cm/év értékre (SOMOGYI 2000). A medersüllyedés következtében a kisebb árhullámok nem lépnek ki az ártérre.

A meder és a medret kísérő nyílt ártér vagy hullámtér közötti kapcsolat javításának, az itt található tavak és laposok gyakoribb ökológiai vízpótlásának egyik feltétele a vizet az ártérre vagy hullámtérre áradások idején kivezető fokok küszöbszintjének mélyítése. A tanulmány alapvető célkitűzése azt vizsgálni, hogy a fokküszöb mélyítésével milyen mértékben változhat meg a vízpótlás vízjárási feltétele egy kiválasztott térségben. A vizsgálathoz a Bodrogzug Zalkod alatti térségét választottuk, amely egyike hazánk kevés olyan síkvidéki területeinek, amely mára is megmaradt nyílt ártérnek, és amelyet ezért a Tisza és/vagy a Bodrog nagyobb áradásai jelenleg is elöntenek (SZLÁVIK 1999). A Zalkodtól déli irányba eső, a Bodrogzugi-főcsatorna és a Tisza között fekvő Határ-ér vízrendszer nagyobb beavatkozás nélkül is alkalmas lehet a hajdani fokgazdálkodás valamilyen formában való helyreállítására (1. ábra).

Anyag és módszer

A Bodrog-zug térségén belül vizsgálatunkhoz a Határ-ér vízrendszerét választottuk, amelyet keleten és délen a Tisza, északon Zalkod, nyugaton a Bodrogzugi-főcsatorna (az egykori Dió-ér) határol (1. ábra). A vízrendszert a Tiszától a folyó hordalékával kiépített folyóhát választja el. A folyóhátat két helyen: a Dezső-zugnál és a Tímári-révnél (az egykori levágott Tisza-kanyar visszacsatlakozási helyén), a folyóhát alá 1,5–2,0 m-rel mélyülő fokszerű kivezetés szakítja meg, amelyeken át indul meg a Tisza felől a folyó áradásának kilépése a nyílt ártérre. A Határ-ér vízrendszer felszíne a Tiszától távolodva a Bodrogzugi-főcsatorna felé enyhén lejt. A terep általános lejtését több helyi mélyedés, vonulat, lapos megszakítja, amelyekben a víz összegyűlik és kis eret vagy tavat képez (FRISNYÁK 1977). A vízrendszer két nagyobb ere a Zalkod déli határában eredő Határ-ér és a Bodrogzugi-főcsatorna közelében eredő Hörcsög-ér, két nagyobb tava a Tisza egy-



1. ábra A vizsgált vízrendszer terület.

Figure 1. Investigated area

kori holtágából visszamaradt Tímári-Holt-Tisza (Pap-morotva) és Luka-tó, amelyeket további kisebb tavak, mint a Kender-áztató, Erkece egészítenek ki.

A vízrendszert és tavait a Bodrog és a Tisza áradásai táplálják. A meder és az ártér közötti kapcsolatot, az áradó víz kilépésének és az elárasztás körülményeit részben térképi munkával, részben helyszíni megfigyelésekkel vizsgáltuk (MOLNÁR 2001, NOVÁKY 2002). Megállapítottuk, hogy nagyobb áradások elmaradása esetén a vízpótlás hiánya miatt a tavak vízcseréje lelassul, medrük feliszapolódik. Vízpótlás hiányában a tavak inkább posványok, nyáron büzt árasztanak, ami gazdasági hasznosításukat kizárja, környezet szempontjából is káros (MOLNÁR 2001). Nagyobb áradások elmaradása miatt nem vagy csak kevés frissítő vizet kap a vízrendszer ökológiai szempontból legértékesebb része, a kissé a térszín fölé magasodó Tímári-rét, amely Zalkodtól a Tímári-rév felé vivő út jobb oldalán, az út és a Határ-ér délre forduló szakasza között terül el és őrzi az ártéri ligetek, ligetes sztyeppek képét és élővilágát (MOLNÁR 2001).

A vízrendszer ökológiai vízpótlásának feltétele javítható a vízrendszer Tiszával kapcsolatot tartó fokszerű kiágazás küszöbszintjének mélyítésével. Ennek lehetőségét ugyancsak részben térképi munkával, részben helyszíni szemlékkel vizsgáltuk (NOVÁKY 2002). A Tisza felőli vízpótlás bővítésének egyik lehetséges megoldása a Luka-tó fokszerű összekötése a Tiszával a Dezső-zug alatti kanyartól induló nagyobb vízáteresztésű csatornával, amihez a folyóhát átvágása szükséges. A másik megoldás a Tímári-révnél lévő folyóhát átvágása, amivel a tiszai víz közvetlenül a Hörcsög-érbe, illetve a Pap-morotvába vezethető. Bármelyik megoldás választása esetén a tavak vízpótlása akkor eredményes, ha a víz tiszai kivezetésénél az áradó víz tetőzése magasabb, mint a vízrendszer tavainak és laposainak feltöltést igénylő vízszintjei, és szükségessé akkor válik, amikor ez utóbbiak természetes vízpótlás nélkül az ökológiailag kívánatos vízszintnél alacsonyabban alakulnak ki.

A Határ-ér vízrendszer áradáskori elöntésének vízjárásai feltételeit a nyílt ártérre kilépő áradások évi gyakorisága, az áradások tetőző magassága és adott szintet meghaladó vízszintek időtartamának napokban kifejezett hossza (tartóssága) szabja meg. A vizsgálatunk lényege tehát az ártérre kilépő áradások gyakoriságának számítása jelen állapotban, majd a fokküszöb feltételezett mélyítését követő állapotban. Ökológiai vízpótlás megalapozását célzó vízállás tartóssági vizsgálatok más tiszai szakaszokra is készültek (FODOR 2001, 2002a, 2002b, FODOR és JENEY 2002). Mivel az adott térségben folyamatosan észlelő vízmérce nincs, a vizsgálatához a közeli, folyamatos napi észleléssel rendelkező tokaji vízmérce adatait használtuk, majd az ott nyert értékeket a tokaji és a vizsgált térség vízszintjei között a vízszín-esés felhasználásával szerkesztett kapcsolat segítségével terjesztettük ki a Határ-ér vízrendszerre. A vízmérce kapcsolatok szerkesztése különféle hidrológiai feladatok megoldásában gyakorta alkalmazott eljárás (ZSUFFA 1999). A Határ-ér vízrendszertől 5 km távolságban levő tokaji vízmércén a VITUKI rendszeres vízrajzi észleléseiből rendelkezésünkre áll a napi vízállásoknak az 1901–1998 évek közötti, az 1943–1945 évekkal megszakított 95 éves adatsora.

A Határ-ér vízrendszer térségének vízszintjei és a tokaji vízszintek kapcsolatát a

$$H_H = H_T + I(L_H - L_T) \quad (1)$$

összefüggés írja le, ahol I a két szelvény közötti esés [cm/km], $L_H - L_T$ a Határ-ér vízrendszer és a tokaji vízmérce közötti távolság [km]. Tapasztalatok szerint az esés függ a víz-

szintől: kisvizek idején alacsonyabb vízszínnél az esés kisebb, áradáskor a vízszín növekedésével az esés növekszik, azaz fennáll az

$$I = f(H) \quad (2)$$

kapcsolat. A tapasztalat azt is mutatja, hogy a kapcsolat eltérően alakul az árhullámok áradási és az apadási szakaszában. Mivel a vizsgálatainkban elsősorban a nyílt ártérre való áradáskori kilépés érdekes, a (2) kapcsolatot az árhullámok áradási szakaszára vizsgáltuk a rendelkezésre álló Tokaj és Záhony szelvények észlelései alapján, amelyek főbb eredményét az 1. táblázat foglalja össze.

A (2) kapcsolat alapján a Tiszának a Határ-ér vízrendszere közeli szelvényében és tokaji szelvényében összetartozó vízszintjei számíthatók, amivel lehetővé válik, hogy a Határ-ér vízrendszerének térségében a tiszai vízszintek gyakorisági és tartóssági viselke-

1. táblázat A vízszín esés a tokaji vízszín függvényében
Table 1. The slope of water surface depending on the water-stage

H_T , m B.f	94,0	94,5	95,0	95,5	96,0	96,5	97,0
I, cm/km	3,7	5,6	7,0	8,1	8,7	9,2	9,3

dését a tokaji vízmérce rendelkezésre álló adatai alapján vizsgáljuk. A tiszai áradás nyílt ártérre kilépése jelenleg a Határ-ér vízrendszere térségében 96,5 m B.f. szintnél van. Az összetartozó vízszintek alapján ez a szint a tokaji vízmércén 96,1 m B.f. vízszintnek felel meg.

A tetőző vízszintek ismeretében a különböző tetőző értékekhez kapcsolódóan vizsgáltuk az ártéri elöntések maximálisan lehetséges elöntési területét a jelenlegi állapotban és a fokküszöb mélyítés feltételezett állapotára vonatkozóan. Az áradó víz különböző tetőzésekhez tartozó kilépésének helyét, a nyílt ártér elárasztásakor a víz vonulási útvonalát és a elöntött területek kiterjedését a tiszai tetőző vízszín függvényében a területre rendelkezésre álló 1:10000 léptékű térképekről határoztuk meg a szintvonalak alapján. A későbbiekben elkészültek a vízrendszernek a tiszai vízszintől függően alakuló térinformatikai alapú elöntési térképei is (JANOVSKY 2002). A maximálisan elönthető terület első közelítésben való lehatárolásánál abból a feltételből indultunk ki, hogy az elöntés terepi magassága megegyezik az áradás tetőző magasságával. A vizsgálatokat elvégezve a jelenlegi, majd a fokküszöb mélyítést feltételező modellállapotra, a két állapotra végzett vizsgálatok eredményeinek összehasonlításával értékelhető volt a fokküszöb mélyítésnek az elöntések gyakoriságára, következésképpen az ökológiai vízpótlás javítására gyakorolt hatása.

Eredmények

A vízállások és a térképi adatok együttes elemzése szerint a Határ-ér vízrendszer elöntése a vízállás függvényében a jelenlegi adottságok mellett a következőképpen alakul. A Határ-ér vízrendszer elöntése jellemzően a Bodrog felől indul meg, az elárasztásba a Tisza csak utóbb kapcsolódik be. Ennek oka, hogy amíg a Tiszahát magassága e térség-

ben 97–99 m B.f. körüli, addig a Bodrog menti övzátonyok alacsonyabbak. A vízrendszerbe a víz részben a Dió-éren, részben a Hörcsög-éren keresztül jut be a vízszint növekedésével egyre nagyobb térségbe (2. táblázat). A Tisza a vízrendszer felső részein a Tímári Holt-Tisza (Pap-morotva) és a Luka-tó között fekvő, a Dezső-zugra néző laposokon keresztül tör be először a területre, majd fentebb Zalkod felett az egykori Erkecse vonalában.

2. táblázat A Határ-ér vízrendszer különböző elöntési állapotának gyakorisága
 Table 2. The frequency of various inundation condition in water system of Határ-ér

A tiszai áradás tetőzése, m B.f.		Az elöntések		
Határ-ér	Tokaj	állapota	száma	gyakorisága, %
<95,1	<95,1	1. állapot	27	28,4
95,1–95,5	95,1–95,5	2. állapot	11	11,6
95,5–96,5	95,5–96,1	3. állapot	13	13,7
96,5–97,0	96,1–96,5	4. állapot	12	12,6
>97,0	>96,5	5. állapot	32	33,7
			95	100,0

A tiszai áradások kilépésének és az elöntött területek alakulásának függvényében 5 jellemző helyi szintet (és a szintekhez tartozó elöntési állapotot) határoztunk meg a következők szerint.

1. elöntési állapot: 95,1 m B.f. alatti szintig a Dió-éren át alulról érkező víz csupán a Határ-ér vízrendszert délről határoló Hörcsög-eret és annak közvetlen környezetét tölti fel, a Tímári-rét és a magasabban fekvő területek szárazon maradnak.
2. elöntési állapot: 95,1–95,5 m B.f. szintek közötti tetőző áradásoknál a még mindig a Dió-ér közvetítésével alulról érkező víz bejut a Kender-áztatóba, az egykori Határ-ér közvetítésével tovább a Luka-tóba, elönti a Tímári-rét laposabb részeit (Zsombékos), de a Tímári-rét jórészt még szárazon marad.
3. elöntési állapot: A vízszint további, 96,5 m B.f. szintig történő emelkedésével az áradás egyre nagyobb mértékben elönti a Tímári-rétet és a víz eljut a Tímári Holt-Tiszába (Pap-morotva). Az elöntés változatlanul alulról, a Dió-ér közvetítésével történik.
4. elöntési állapot: 96,5 m B.f. szint felett tetőző áradásoknál a vízrendszer elöntésében a Tiszának a partélen kilépő áradásai válnak meghatározóvá. Amikor a tetőzés meghaladja ezt a szintet, de alatta marad a 97,0 m B.f. szintnek, a víz a Dezső-zugnál és a Tímári-révnél lévő fokokon át egyre szélesedő sávban áramlik a tavak és a korábban már alulról, a Dió-ér felől elöntött Tímári-rét felé, miközben szárazon hagyják a Luka-tavat és a Pap-morotvát felfűző értől a Tisza felé eső folyóhátat.
5. elöntési állapot: A 97,0 m B.f. felett tetőző áradások lényegében a Zalkod határa alatt fekvő teljes védetlen árteret elöntik, magát a települést a 2000. év folyamán teljessé tett árvédelmi töltés védi meg az elöntéstől.

A Határ-ér vízrendszer elöntésének a térképi és vízállás adatokból levonható megállapításait a 2001. és 2002. évi terepszemlék egyértelműen igazolták. A 2001. évi áradás első szakaszában a Dió-ér mellékén lévő laposok felől érkezett a víz a Kender-áztató és a Luka-tó medrébe. Ugyancsak a Dió-ér felől telt meg a Hörcsög-ér felső része is.

Az áradás második szakaszában az erőteljesen növekvő tiszai árhullám betört a Tímári Holt-Tisza és a Hörcsög-ér medrébe, amelyet követően az ér folyása megfordult. A harmadik szakaszban egyértelműen a Tisza felől áramlott a víz, eleinte a Dezső-zug felől a Lukán keresztül, át a Határ-éren, majd egyre szélesedő sávban az Erkecsén, Palocsán át, míg végül a magaspártot meghágvá szinte az egész vonalon ömlött a Bodrog-zug rétjei felé (1. ábra). A három szakasz közül az elsőben a Tímári-rét és a Tímári-Tiszahát jelentős része szárazon volt, víz csak a mélyebb területeken jelent meg, elsősorban a Határ-ér menti laposokban, a Zombékos nevű mélyedésben, továbbá a Luka-tó és a Hörcsög-ér medrében és környezetük laposáiban. A második szakaszban már a rétet jelentős része vízben állt, amiből csak a folyóhát emelkedett ki, jobbra a Luka-tó és a Tisza között húzódnó területek. A harmadik szakaszban a száraz területek eltűntek és összefüggő víz borította a területet (MOLNÁR 2001).

Tetőző vízszintjeik alapján az évenkénti tiszai áradások besorolhatók az 5 elöntési állapot valamelyikébe, a besorolás alapján adott elöntési állapot múltbeli előfordulási gyakorisága számítható (2. táblázat). Az első 3 elöntési állapot gyakoriságának meghatározásánál – mivel ezek az elöntési állapotok alulról a Dió-ér közvetítésével alakulnak ki – a helyi vízszintek és a tokaji vízszintek a közlekedő edény törvényeinek megfelelően azonosnak vehetők, míg a két magasabb szintű tetőzés esetén a helyi és a tokaji vízszintek között a korábban szerkesztett mércekapcsolatot használjuk. Ez a megközelítés a tokaji vízmérce szerinti 96,1–96,5 m B.f tartományban kettős besorolást jelentene, ezért ebben az esetben a tiszai hatást tekintjük meghatározónak és a 96,1–96,5 m B.f. szintek között tetőző tokaji áradásokat minden esetben a 4. elöntési állapotba soroltuk be.

A 2. táblázatból kiolvasható, hogy a Határ-ér vízrendszer, a Hörcsög-ér közvetlen környezete kivételével, az évek közel egyharmadában, nem kap vízpótlást, mintegy egynegyedében több-kevesebb vízpótlást kap a Bodrog felől a Dió-ér közvetítésével, az évek egyharmadában a nyílt ártérre kilépő áradások a teljes vízrendszert elöntik. A Tímári-rét az évek 40%-ában lényegében nem kap vízpótlást. Az áradás elmaradása esetén a tavak csupán a csapadékból és a helyi keletkezésű hozzáfolyásból kap vízpótlást, amely a terület éghajlati adottságai miatt nem elegendő a párolgás pótlására. Amennyiben az áradás csoportban jelentkező több éven át elmarad, úgy a tavak vízszintje, felülete és víztere jelentősen lecsökken, vízcseréjük lelassul. A tavak vize posványosodni kezd. A 2002. árvizes évben végzett vízminőségi vizsgálat azt mutatta, hogy amennyiben a tavakba korai áradással frissítő víz érkezik, úgy a vízminőség hosszabb időre is megőrződik (JANOVSZKY 2002).

A fokküszöb mélyítése következtében a vízrendszer áradáskori elöntése megváltozik, mivel az alacsonyabb tetőzésű árhullámok is kiléphetnek a területre, növekszik azoknak az éveknek a száma, amikor a vízrendszer és tavai frissítő vízpótlást kapnak a Tiszából. Az elöntések gyakoriságában várhatóan bekövetkező változások természetesen függenek a fokküszöb kialakításától, helyének és méretének megválasztásától. Részletes vizsgálataink azt mutatták, hogy a tavak vízpótlása a fokküszöb legfeljebb 1–1,2 m-es mélyítése lehet eredményes, ennél nagyobb arányú mélyítés esetén a tavakban magasabban álló vízszintek miatt a víz a tavakba nem juthat el (NOVÁKY 2002). A Tisza menti folyóhátan át vezető fok küszöbszintjének 1,0–1,2 m-es, nagyjából a 95,1–95,3 m B.f. szintig történő mélyítése esetén a tiszai áradások kilépésének és az elöntött területek alakulásának szerint a tokaji vízszint függvényében 5 jellemző modell-állapotot határoztunk meg a következők szerint.

1. modellállapot: A tokaji 94,7 m B.f. szint alatti áradásoknál a Dió-éren át alulról érkező víz a Hörcsög-érig jut el, a vízszint emelkedésével egyre szélesebb sávban önti el annak közvetlen térségét.
2. modellállapot: A 94,7–95,1 m B.f. tokaji szintek közötti áradás esetén a lemélyített fokküszből át a Tisza vize közvetlenül bejut a Luka-tóba és azon keresztül eljut a Határ-érig.
3. modellállapot: A 95,1–95,5 m B.f. tokaji szintek közötti áradásoknál a Tisza vize bejut a Luka-tóba, majd a Határ-ér és Kender-áztató közvetítésével tovább egész a Hörcsög-érig. A Tímári- rét jórészt még szárazon van.
4. modellállapot: A 95,5–96,5 m B.f. tokaji szintek között tetőző áradásoknál a Tisza felől érkező víz keveredve a Dió-ér által közvetített vízzel előnti a Tímári-rétet. Alacsonyabb tetőzéseknél az elárasztásban még a Dió-érről érkező víz játssza a fő szerepet, magasabb tetőzéseknél a Tiszából kilépő víz. A tokaji vízszint ilyen értékeinél a víz a Pap-morotvába is eljut.
5. modellállapot: A 96,5 m B.f. felett tetőző áradásoknál a Tisza felől kilépő víz a Határ-ér vízrendszerének teljes területét előnti.

A fokküszből mélyítését figyelembe véve a múltbeli évenkénti tiszai áradások is besorolhatók az öt modellállapot valamelyikébe, majd a besorolás alapján az adott előntési modellállapot előfordulási gyakorisága számítható (3. táblázat).

3. táblázat A Határ-ér vízrendszer különböző előntési modellállapotának gyakorisága a fokküszből feltételezett mélyítése esetén

Table 3. The frequency of various modeled inundation condition in water system of Határ-ér after supposed deeping of fok

Az áradás tetőzése, m B. f.		állapota	Az előntések	
Határ-ér	Tokaj		száma	gyakorisága, %
<94,7	<94,7	1. modellállapot	20	21,0
94,7–95,5	94,7–95,1	1. modellállapot	7	7,4
95,5–96,0	95,1–95,5	1. modellállapot	11	11,6
96,0–97,0	95,5–96,5	1. modellállapot	25	26,3
>97,0	>96,5	1. modellállapot	32	33,7
			95	100,0

A Határ-ér vízrendszer jelenlegi és modellezett előntési állapotait, és az adott előntési állapothoz tartozó, a Tisza tokaji tetőzése szerinti gyakoriságait összehasonlítva levonható a következtetés, hogy a fokküszből 1,0–1,2 m-es mélyítése két lényeges változást eredményez a Határ-ér vízrendszer ökológiai vízpótlásában.

- A jelenlegi 28%-ról 21%-ra csökken azon évek aránya, amikor a Határ-ér és vízrendszerének több tava (Kender-áztató, Luka-tó) egyáltalán nem kap vízpótlást. Ez azt jelenti, hogy amíg jelenleg átlagosan minden harmadik évben várható a tavakban komoly vízhiány, addig a fokküszből mélyítés követően csak minden ötödik évben.
- A jelenlegi 34%-ról 72%-ra növekszik, azaz megkétszereződik azon évek aránya, amikor a Határ-ér vízrendszer áradások idején a Tiszából közvetlenül is kap vízpótlást, nem csupán a Bodrog és a Dió-ér közvetítésével.

Ez a két változás elég ahhoz, hogy a Határ-ér vízrendszer ökológiai vízellátása lényegesen javuljon, tavainak vize gyakrabban és a főként a Tisza felől gyakrabban felfrissüljön, ami jótékony hatással van a vízrendszer élővilágára. A gyakoribb tiszai vízpótlás azért kívánatos, mivel a Tisza vize minden szennyeződése ellenére tisztább, mint a Bodrogé, és élővilága is gazdagabb. A fokküzöb hasonló mélyítésével jelentősen javítható a Remete-zugi holtág-tó vízpótlása.

Megvitatás

Vizsgálatunkban több alapvető bizonytalansággal kell számolni. Az egyik bizonytalanság a vizsgált Határ-ér vízrendszer közeli tiszai szelvény és a tokaji szelvény vízszintje között felépített kapcsolat egyszerűsített jellegéből fakad, amelyben a vízszín-esés és a vízállás többváltozós kapcsolatát kétváltozóként fogadtuk el. A kapcsolat javítására a tanulmányban felhasznált Tokaj és Záhony vízállás adatok ismeretében is lehetőség van, mindenekelőtt a kapcsolat a vízjárás szakaszainak függvényében pontosítható. Másik bizonytalanság, hogy a terület elöntésének magasságát azonosnak tekintjük az áradás tetőző magasságával. Ez valójában nincs így, hiszen a víz kilépésével a tározóhatás és a víz mozgása során jelentkező hidraulikai ellenállás miatt az elöntés magassága kisebb, mint a mederben tetőző áradásé. Az ártérre töltésszakadás esetén kilépő árvíz elöntésének modellezésére vannak példák (BAKONYI et al. 1999). További bizonytalanság van abból, hogy a vízpótlással táplálni kívánt tavak vízháztartásának alakulásában átlagos meteorológiai helyzettel számoltunk, azaz a tavaknak az áradás során történő feltöltését követően a vízszint évi csökkenését azonosnak tekintettük az átlagos évi párolgás és csapadék különbségével. Adott évben azonban a tavak vízszíneinek csökkenése eltér az átlagostól, a tó mindenkori vízszíneinek és az áradás tetőző vízszíneinek egymáshoz való viszonya viszont befolyásolja a vízpótlás lehetőségét és sokszor szükségességét.

A vízpótlás lehetőségének és fokküzöb mélyítés eredményességének vizsgálatát össze kell kötni tehát a tó-vízháztartás évenkénti alakulásának vizsgálatával. Minden bizonytalanság ellenére egyértelműnek tekinthető, hogy a tiszai fokküzöb 1,0–1,2 m mélyítésével lényegesen javul a Határ-ér vízrendszer ökológiai vízellátása, amely felhasználható eleme lehet a térség esetleges fokgazdálkodás-szerű haszonvételei tervezésének.

Irodalom

- BAKONYI P., KRÁMER T., JÓZSA J. 1999: Ártéri öblözetek töltésszakadást követő elöntési folyamatainak modellezése. 2. Az ártéri modell. *Hidrológiai Közlöny* 4: 234–240.
- FRISNYÁK S. (szerk.) 1977: Magyarország földrajza. Tankönyvkiadó, Budapest.
- FODOR Z. 2001: Az ártéri gazdálkodást tárgyaló elméletek és alkalmazhatóságuk a magyarországi Tiszaszakasz kéziratos térképein szereplő fokok alapján. *Agrártörténeti Szemle* 43: 87–149.
- FODOR Z. 2002a: A Tisza menti fokok tájhasznosítási szerepe az újkori folyószabályozások előtt. *Falu Város Régió* 2002/4: 14–17.
- FODOR Z. 2002b: The channels named “fok” and fok-husbanding along the bank of the Hungarian section of the Tisza River. In: *Hungarian Electronic Journal of Sciences*, p. 11. <http://www.heja.szif.hu/ENV/ENV-020905-A/env020905a.pdf>
- FODOR Z., JENEY ZS. 2002: A rendszeres árvízi elöntésre alapozott mezőgazdasági területhasználat elvi lehetősége három Tisza-völgyi mintaterületen. *Hidrológiai Közlöny* 6: 348–353.

- IHRIG D. (szerk.) 1973: A magyar vízszabályozás története. Országis Vízügyi Hivatal kiadványa.
- JANOVSKY ZS. 2002: A fokgazdálkodás visszaállításának jelentősége a Bodrog-zugban (diplomadolgozat), Gödöllő.
- KÁROLYI Z., NEMES G. 1975: Szolnok és a Közép-Tiszavidék vízügyi múltja. II. A rendszeres vízszabályozások kora (1846–1944). Vízügyi Történeti Füzetek 9. VIZDOK, Budapest.
- MOLNÁR G. 2001: Beszámoló a Tokaj-Bodrogzugi ártér és a Remetezug fokgazdálkodásszerű hasznosítása c. pályázat során végzett tevékenységről. Palocsa Egyesület, Zalkod.
- NOVÁKY B. 2002: A fokgazdálkodás lehetőségei a Tokaj-Bodrogzugban (KAC 97/2000 kutatási jelentés), Gödöllő.
- SOMOGYI S. (szerk.) 2000: Az egykori árterek vízrajzi átalakulásának hatása a domborzat fejlődésére, In: A XIX. századi folyószabályozások és ármentesítések földrajzi és ökológiai hatásai. MTA Földrajz-tudományi Kutatóintézete, Budapest, pp. 165–170.
- SZLÁVIK L. 1999: Gondolatok az árvízvédelem időszerű kérdéseiről. Hidrológiai Közöny 4: 241–261.
- ZUFFA I. 1999: Műszaki hidrológia II. Műgyetem Kiadó, Budapest.

HYDROLOGICAL BASES OF ECOLOGICAL WATER SUPPLY IN THE WATER SYSTEM
HATÁR ÉR OF BODROGZUG

B. NOVÁKY

Szent István University, Institute of Environmental Management, Department of Landscape Ecology
H–2103 Gödöllő, Péter K. u. 1. novbela@fau.gau.hu

Keywords: ecological water supply, inundation by flood, lowering the bottom sill of natural flood-diversion channel

The Határ-ér water system is situated in the unprotected flood plain of the youth part of Bodrogzug (North-East Hungary). There are some small lakes and rills in this water system. The ecologically most valuable part of the water system is the low-lying Tímár meadow. Lakes and rills of the water system do not get any water supply by floods in one third of the year, and get floods only from the Bodrog River in one quarter of the year. Through more than half of the year, the water system does not get any water supply from the Tisza River. It would be desirable to get a more frequent water supply from the Tisza River into the water system, because, despite the facts that Tisza River is also polluted, its water quality and biodiversity are higher than those of Bodrog River. Duration of water supply of lakes and rills may be increased by lowering the bottom sill of the natural flood-diversion channel. In case of lowering the bottom sill by about 1.0-1.2 m, rate of the years without any water supply would decrease from 28% to 21%, while the rate of the years in which the water system gets any water supply in flood period directly from the Tisza would increase from 34% to 72%. More frequent water supply of floods from Tisza River would gradually improve ecological conditions of the water system.

A TALAJKÉPZŐDÉS ÉS AZ ERÓZIÓ ÁLTAL KIVÁLTOTT TALAJ- PUSZTULÁS KAPCSOLATA A TIHANYI-FÉLSZIGET PÉLDÁJÁN

CENTERI CSABA, CSÁSZÁR ALEXANDRA

Szent István Egyetem Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar
KGI Természetvédelem Tanszék
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: ccs@fau.gau.hu

Kulcsszavak: erózió, erodálhatóság, talajképződés, modellezés

Összefoglalás: A mezőgazdasági művelés alatt álló dombvidéki területek drasztikus változáson estek át az elmúlt évszázad során. Az emberi hatások által érintett táj alakulásának egyik látványos megnyilvánulása a talaj változása. A talaj pusztulásának üteme egyes területeken olyan gyors lehet, amely messze meghaladja a talajképződés ütemét. A talajvédelem egyik alappillére a talajvesztés ütemének ismerete. A talaj pusztulásának mértéke, a megengedhető talajvesztés értékének meghatározása erőteljesen befolyásolhatja a talaj vastagságának, a talajfelszín színének, a szedimentációs területek kiterjedésének és számos, ebből eredeztethető tulajdonság alakulását. Az eróziós mérések pontossága, a tényezők mértékegységének pontos feltüntetése, a kimeneti adatok és a talajvesztés-kategóriák tudományos megalapozottsága jelentősen befolyásolja a táj alakulását a mezőgazdasági művelés alatt álló területeken.

Bevezetés

A talaj nemcsak hazánk, hanem az egész emberiség egyik legfontosabb természeti erőforrása, a táplálék termelésének egyik alapvető közege. A természetes élőhelyek világ-szintű beszűkülése, a természeti erőforrások minőségének drasztikus romlása felértékelte a jó minőségű termőtalajok értékét. Éppen ezért általában a termőtalaj, és ezen belül különös tekintettel a jó minőségű termőtalaj védelme, a talajvesztés becslése elengedhetetlen fontosságot kell, hogy élvezzen a mezőgazdasági termelés fenntarthatóságának biztosításához.

A jelenlegi mezőgazdasági gyakorlat, a kedvezőtlen birtokszerkezet, a talajvédelmi tervek hiánya, és központi támogatásának átgondolatlan volta rányomja bélyegét a mai magyar, mezőgazdasági területek képére. A hosszútávú emberi behatások tanulmányozása, és tájalakító hatása kiválóan tanulmányozható a Tihanyi-félsziget területén, ahol már a Római Birodalom előtt is találkozhatunk emberi tevékenység nyomaival.

A tájelemzés elsődleges feladata a kiválasztott terület természeti adottságainak felmérése, majd javaslatétel a táj védelmére, ápolására. Az értékelés során minden ökológiai, ökonómiai és területrendezési szempontot figyelembe kell venni, és azt szembe kell állítani a tájpotenciált használó társadalmi igényekkel. A komplexitás szem előtt tartása tehát fontos feladat, de a talajok hangsúlyos szerepet kaphatnak (HARRACH 1973). VÁRALLYAY (1994a, 1994b) szerint a fenntartható tájhasználat egyik legfontosabb alappillére a talajokról szóló adatok jelentik.

Anyag és módszer

A talajerózió becsléséhez leggyakrabban használt modell a WISCHMEIER és SMITH (1965, 1978) által megjelentetett egytetemes talajvesztési egyenlet (USLE = Universal Soil Loss Equation). A modell erodálhatósági tényezőjét a Tihanyi-félsziget területén esőztető berendezéssel vizsgáltuk (CSEPINSZKY et al. 1999). A modell segítségével készített talajvesztés becslés részletes leírása megtalálható CENTERI (2002) munkájában. Ebben a cikkben olyan értékhatárokat találunk, amely nem követi az eddigi kategóriarendszereket. A talajvesztés ábrázoló térképeken különböző színezéssel jelölik a különböző mértékben erodált területeket. A Tihanyi-félszigetre elkészült térkép esetében a javasolt értékhatárok a tolerálható talajvesztés alapján lettek meghatározva. A talajképződés potenciálisan elérhető, becsült, maximális üteme képezte a tolerálhatóság felső, míg a szántó művelés alatt reálisan elérhető talajképződés üteme az alsó határát. Ennek megfelelően a talajerózió által nem érintett területek a $0-2 \text{ t*ha}^{-1}\text{*év}^{-1}$, a közepesen erodált területek a $2-12,5 \text{ t*ha}^{-1}\text{*év}^{-1}$, az erősen erodált területek pedig a $>12,5 \text{ t*ha}^{-1}\text{*év}^{-1}$ értékhatárokhoz kerültek besorolásra.

A hazai szakirodalomban ettől lényegesen eltérő értékeket olvashatunk. A $\text{t*ha}^{-1}\text{*év}^{-1}$ -ben kifejezett, barázdás erózióra vonatkozó talajvesztéshez tartozó kategóriákat az 1. táblázat ismerteti (STEFANOVITS 1992).

1. táblázat A barázdás erózió fokozatai és a talajvesztés értékei

Table 1. Categories and soil loss values of rill erosion

Eróziós fokozat	Talajvesztés $[\text{t*ha}^{-1}\text{*év}^{-1}]$
Gyenge	0–40
Közepes	40–100
Erős	100<

Bár az USLE egyenlete nem alkalmas a vonalas erózióból származó talajvesztés becslésére, az egyenlet megalkotásához végzett kísérletek során az évi átlagos talajvesztés érték számításakor a barázdás erózióból adódó veszteségek is megjelentek a mért lehordásban, így az egyenlet kidolgozásánál is.

A Tihanyi-félsziget az egyik legjobban kutatott hazai célterület. A talajvesztés 1:10000-es méretarányban történő becsléshez szükséges adatok közül a legtöbb itt áll rendelkezésre. A digitális talajtérkép elkészítése során BARCZI (1996, 2000), BARCZI és GYIMÓTHY (1987), BARCZI et al. (1998) figyelembe vette az addig rendelkezésre álló térképeket, és részletes terepi- és laboratóriumi méréseket végzett. ZSEMBERY (1999) ugyanilyen részletességgel végzett vegetáció térképezést a félszigeten, míg PATAKI (2000) elkészítette a digitális domborzat modellt.

Eredmények

A részletes alapadatokkal elkészült talajvesztés-becslő térképen $\text{t*ha}^{-1}\text{*év}^{-1}$ -ben leolvasható a talajvesztés-érték. A térkép elkészítése további feladatokat ró a készítőre. A nemzetközi és a hazai szakirodalom elemzése alapján osztályokat kell készíteni, amelyek leírják, hogy melyik terület milyen mértékben erodált. Az egyetlen, $\text{t*ha}^{-1}\text{*év}^{-1}$ -ben

mérhető kategorizálás az 1. táblázatban olvasható hazai viszonyokra. A táblázat szerint a 0 és $40 \text{ t*ha}^{-1}\text{*év}^{-1}$ talajvesztés a gyenge kategóriába tartozik. Ezzel párhuzamosan a talajképződés átlagos évi ütemét az egyes szerzők (NEIL 1982, HAYES és CLARK 1987, HALL et al. 1985, STEFANOVITS 1966) átlagosan $2 \text{ t*ha}^{-1}\text{*év}^{-1}$ -ben határozzák meg. Az USA-ban a tolerálható talajvesztés ütemét a potenciálisan elérhető talajképződési ütemhez igazítják, amelyet $11 \text{ t*ha}^{-1}\text{*év}^{-1}$ -ben határozták meg.

A különböző országokban készített talajvesztés-becslő térképek gyenge eróziós kategóriáinak $\text{t*ha}^{-1}\text{*év}^{-1}$ -ben kifejezett értékeit a 2. táblázatban találjuk.

2. táblázat Talajvesztés kategóriák különböző szerzők szerint
Table 2. Soil loss categories according to various authors

Szerző(k)	Kategória	Talajvesztés [$\text{t*ha}^{-1}\text{*év}^{-1}$]
MOTOC et al. (1992)	Nincs	0–1
JAMBOR et al. (1998)	Erózió nélkül	0–4
DE LA ROSA (1998)	Nagyon alacsony	0–5
SPAROVEK et al. és WEILL et al. (1998)	Nagyon alacsony	0–5
FAO-UNEP-UNESCO (1979)	Nincs vagy gyenge	0–10
STEFANOVITS	Gyenge	0–40

A kategóriák kialakítására vonatkozóan a szerzők nem adnak útmutatót. A talajvesztés-becslő térkép azonban elsősorban a gyakorlat számára készül, így különösen fontos az alacsony kategória határértékeinek meghatározása. Láthatóan országtól függően az egyes szerzők más-más értékeket tartanak mérvadónak. Attól függően, hogy melyik értéket tartjuk mérvadónak, akaratlanul is befolyásoljuk az adott terület talajviszonyainak jövőbeli képét.

Az alacsony eróziós fokozatú területeken a gazdák talajvédelmi eljárások bevezetése nélkül gazdálkodhatnak. A talajképződés becsült üteme és a megengedett minimális talajvesztés között lényeges különbségek vannak. Az elkészített Tihanyi eróziós térkép elemzése szerint a szőlő és szántó területek többsége a $2\text{–}11$ és a $11 < \text{t*ha}^{-1}\text{*év}^{-1}$ kategóriákba esik. Nézzünk egy egyszerű elemzést egy Tihanyi-félszigeten található, nyirok-talajon telepített szőlő esetében a 3. táblázatban. Arra vonatkozóan találunk adatokat, hogy az egyes szerzők által meghatározott alacsony kategória milyen következményekkel jár a talajvastagság csökkenésére, ha:

1. az itteni nyirok-talajok átlagos vastagsága 40 cm ,
2. a talajképződés átlagos üteme $2 \text{ t*ha}^{-1}\text{*év}^{-1}$,
3. a felső talajvesztés határértékkal számolunk,
4. 15 tonna talajvesztés 1 mm talajvastagság csökkenést eredményez,
5. 500 évig szántó vagy szőlő művelés történik a területen.

A 3. táblázatból kitűnik, hogy egyetlen szerző becslése esetén várható, hogy a talaj művelése fenntartható módon történik, sőt a talajvastagság növekedésére számíthatunk. Az összes többi esetben csekély, illetve jelentős talajvastagság változás történik, amely a tájkép jelentős változását, a bazalttufa felszínre kerülését vonhatja maga után. Ez a jelenség a nem nyirokkal borított alapkőzeten már megfigyelhető a Levendulás aljában fekvő friss szőlőtelepítéseknél.

3. táblázat A talajvastagság 500 év alatti becstült változásai alacsony eróziós fokozat mellett
 Table 3. Estimated change of soil thickness during the next 500 years under low erosion category

Szerző(k)	Talajvesztesség [t*ha ⁻¹ *év ⁻¹]	Talajvastagság változás (cm)
MOTOC et al. (1992)	0–1	+3,3
JAMBOR et al. (1998)	0–4	–6,6
DE LA ROSA (1998)	0–5	–10,0
SPAROVEK et al. és WEILL et al. (1998)	0–5	–10,0
FAO-UNEP-UNESCO (1979)	0–10	–26,6
STEFANOVITS (1992)*	0–40	–126,6

* barázdás erózióra vonatkozik

Értékelés

A jelenlegi gazdasági helyzetben nincs működő rendszer a gazdák ellenőrzésére, a talajvédő beavatkozások kötelezése ellehetetlenítené helyzetüket. Ugyanakkor a döntéshozók felelősséggel kellene, hogy tartozzanak a talajpusztulási határértékek kijelölésénél. A talajvédelmi eljárások bevezetésére kötelezni kell a gazdálkodókat, már ma több olyan terület van a Tihanyi-félsziget területén is, ahol az alapkőzetet folytatnak gazdálkodást, a termőréteg már régen a múlté.

Irodalom

- BARCZI A. 1996: A Tihanyi-félsziget talajai és azok jelentősége az alkalmazkodó mezőgazdasági tájhasználatban. Ph.D értekezés, Gödöllő.
- BARCZI A. 2000: A Tihanyi-félsziget talajai. A Bakony Természettudományi Kutatásának Eredményei 24: 1–125.
- BARCZI A., GYIMÓTHY G. 1997: A Balatoni-riviéra kistáj és a Tihanyi-félsziget talajképződése. Földrajzi Értesítő 46: 249–262.
- BARCZI A., FÜLEKY GY., GENTISCHER P., NÉRÁTH M. 1998: Soils and agricultural use in Tihany. Acta Agronomica Hungarica 46: 225–235.
- CENTERI, CS. 2002: The role of vegetation cover in soil erosion on the Tihany Peninsula. Acta Bot. Sci. Hung. 44: 285–295.
- CSEPIINSZKY B., JAKAB G., JÓZSA S. 1999. Szimulált csapadék, beszivárgás és talajvesztesség. XLI. Georgikon Napok Keszthely. Agrárjövők Alapja a Minőség. 1999. szeptember 23–24. Keszthely. PATE GEORGIKON, pp. 424–429.
- DE LA ROSA, D., MAYOL, F., BONSON, T., ROUNSEVELL, M. 1998: The IMPEL project, an integrated model to predict. European land use. Part 3: soil erosion and its effect on the productivity of soils. Proceedings of the World Congress of Soil Science. CD. Symposium no: 31. Scientific registration No.:481 Montpellier, France.
- HALL, G. F., LOGAN, T. J., YOUNG, K. K. 1985: Criteria for determining tolerable erosion rates. In: FOLLETT, R. F., STEWART, B. A. (eds.): Soil Erosion and Crop Productivity. Am. Soc. Agron., Madison, Wisconsin, pp. 368
- NEIL D. T. 1982: Soil Formation. Alaska Science Forum, Article #531
- PATAKI R. 2000: Talajerózió modellezése térinformatikai módszerekkel. Diploma Dolgozat, Gödöllő.
- SPAROVEK G., WEILL M. DE A. M., DA SILVA E. F., SCHNUG E. 1998: The life-time concept as a tool for erosion tolerance definition. Proceedings of the World Congress of Soil Science. CD. Symposium no: 31, Scientific registration No. 1280. Montpellier, France.
- STEFANOVITS P. 1966: Mezőgazdasági Mérnök-továbbképző Intézet talajvédelmi tanfolyama. Egyetemi Jegyzet. 15–35 pp.
- STEFANOVITS P. 1992: Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 380

- VÁRALLYAY GY. 1994a: Soil Data-Base for Long-term Field Experiments and Sustainable Land Use. *Agrokémia és Talajtan* 43: 269–290.
- VÁRALLYAY GY. 1994b: Soil data-bases, soil mapping, soil information- and soil monitoring system in Hungary. *FAO/ECE Intern. Workshop on Harmonisation of Soil Conservation Monitoring Systems* (Budapest, 14–17. Sept. 1993). RISSAC, Budapest, pp. 17–124.
- WEILL M. DE A. M., FIORIO P. R., DA SILVA E. F., RANIERI S. B. L., SPAROVEK G., SCHNUG E. 1998: Erosion and land degradation in the Ceveiro Watershed, Brazil. *Proceedings of the World Congress of Soil Science*. CD. Symposium no: 31. Scientific registration no: 1272. Montpellier, France.
- WISCHMEIER W. H., SMITH D. D. 1965: Predicting rainfall erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains. *USDA Agr. Handbook* 282.
- WISCHMEIER W. H., SMITH D. D. 1978: Predicting rainfall erosion losses. *USDA Agriculture Handbook* 537, Washington, D. C.
- ZSEMBERY Z. 1999: Összefüggés vizsgálatok Tihany talajviszonyai és növénytakarója között. Diploma Dolgozat. GATE-KTI.

THE CONNECTION OF SOIL FORMATION AND EROSION INDUCED SOIL
LOSS ON THE TIHANY PENINSULA

CS. CENTERI, A. CSÁSZÁR

Szent István University, Institute of Environmental Management
Institute of Environmental Management, Dept. of Nature Conservation
H–2100 Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: ccs@fau.gau.hu

Keywords: erosion, erodibility, soil formation, modelling

Arable hilly areas has undergone dramatic changes during the last century. One of the spectacular manifestation of the landscape affected by humans is the change of soil. Soil degradation can be so fast in some areas that goes far beyond the rate of soil formation. One of the foundation of soil protection is the knowledge of soil loss rate. The rate of soil loss, the definition of tolerable soil loss might essentially influence the soil thickness, the colour of soil surface, the expansion of sediment area and numerous related properties. The accuracy of erosion measurements, the precise indication of dimensions, the outputs and the scientific basis of soil loss categories have a significant affect on agricultural landscapes.

KUNHALOMKUTATÁSOK (A CSÍPŐ-HALOM VEGETÁCIÓJA)

JOÓ KATALIN

Szent István Egyetem Környezetgazdálkodási Intézet, Tájökológiai Tanszék
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: jook@fau.gau.hu**Kulcsszavak:** Hortobágy, *Festuca javorkae*, kunhalom, löszvegetáció, sziki növényzet

Összefoglalás: A Csípő-halmon a talajtani vizsgálatok mellett az aktuális flóra és vegetáció is felmérésre került. Az eddigi feljegyzések alapján 72 hajtásos növényfajt jegyeztünk fel. A fajok jelentős része gyom vagy a zavarást is jól tűrő, viszont emellett számos, a természetes gyepekben állományalkotó növény is megtalálható, sőt új florisztikai adatok is adódtak. A domináns fajok közül is a *Festuca rupicola* Heuff., a *Festuca valesiaca* Schleich. és az *Agropyron pectiniforme* R. et Sch. fajoknak a Hortobágy területére korábban publikált adata csak egy élőhelyről volt. A *Festuca javorkae* Majovský, az *Erodium ciconium* (Jusl.) L'Hérit fajok pedig a Hortobágy területére új adatok. A halmon kis területe ellenére változatos vegetáció alakul ki. A csúcs közelében az *Agropyron-Kochietum prostratae* Zólyomi 1958 társulás jelenik meg. A halomtest nagy részén a löszgyepek erősen átalakított típusa jellemző, melynek domináns faja a karcsú perje (*Poa angustifolia* L.). Ebbe a gypbe ékelődve a löszpusztagyep vékonylevelű csenkeszes (*Festuca valesiaca* Schleich.) szubasszociációja is előfordul. A lejtő alsó zónájában a löszpusztagyep, (*Salvia-Festucetum rupicolae* /Zólyomi 1958/ Soó 1964) összefüggő állománya is megjelenik, amelyben a domináns *Festuca rupicola* Heuff. mellett a *Festuca javorkae* Majovský is megtalálható. A halom északkeleti oldalán a halom környezetére jellemző szikes legelő, (*Artemisio-Festucetum pseudovinae* /Magyar 1928/ Soó 1963) kisebb foltjai is megjelennek. A domináns fajok és a vegetáció fizionómiai eltérései alapján övszerűen rendeződnek el az egyes vegetáció sávok. A vegetáció-típusok fajösszetétele alapján viszont a fajok „keveredése” nagyobb, pl. a csúcsközeli pionír löszsávban is előfordul a szikes legelők domináns faja a *Festuca pseudovina* Hack. ex Wiesb.

Bevezetés

Letűnt korok, kultúrák és múltunk őrzői a kunhalmok. 1996 óta törvény által oltalmat élveznek, de valódi védelmük – rendszerezésükhöz és meghatározásukhoz hasonlóan – nehéz. Emiatt is különösen fontos jelen értékeiknek a megismerése és állapotuk fenntartása.

A kunhalom gyűjtőfogalom, amely eredettől, betöltött szereptől, származási kortól függetlenül magába foglal minden mesterségesen létrehozott halmot. E definíció szerint a kunhalmok közé soroljuk a sírdombokat, a lakódombokat, a határhalmokat és az őrhalmokat is (TÓTH 1999, JOÓ és BARCZI 2001).

A sírdombok (kurgán) a fémkorszakoktól kezdve a honfoglalás koráig a temetkezési szokásoknak megfelelően alakultak ki (POROSZLAI 1996). Az előkészített sírgödörbe félig ülő, a fejet feltámasztott pozícióba helyezték el a holttestet. Mellé szinte minden esetben okker-rögöt tettek, ami – feltehetően színe miatt – az életet szimbolizálta (JUHÁSZ 1999). Néhány esetben a régészek szegényes mellékleteket, kisebb használati vagy dísz tárgyat is találtak (GAZDAPUSZTAI 1965, NEPPER 1978). A halmot a sírgödör fölé csak mindezek után hordták fel a halmot övező terület talajából (JOÓ és BARCZI 2001).

A lakódombok (tell-telep) – a sírdombok szabályos kúp alakjától eltérően – nagyobb kiterjedésű, szabálytalan alapú halmok. Már eleve természetes kiemelkedések voltak, amelyek évezredekken keresztül biztosítottak lakóhelyet és – az alföldi területek vizes

környezetében – szárazulatot a különböző kultúrák számára. A halom mai formáját, méretét az egymásra épülő lakóházak szintjei formálták (KOVÁCS 1977, KALICZ 1970).

Határhalmokat két vagy több szomszédos település, illetve járások, megyék határán emeltek. Számon tartották hollétüket, megőrizték épségüket, hogy évszázadokon keresztül bizonyítani tudják egy-egy falu kiterjedését, és eldöntői legyenek a határpereknek (TÓTH 1999).

Az őrhalmoknak leginkább a védelemben volt szerepük. Láncsrzerűen felfűzve építették őket, hogy csúcsukról szemmel tarthassák a környező vidéket és a szomszédos halmokat. Innét továbbították a híreket hang, füst és fényjelekkel.

Mint már utaltunk rá, a halmok nagy részét egyszerre, a környezetükből kitermelt földből hordták fel (GENNADIJEV 1978, GENNADIJEV és IVANOV 1989). Így a halmot körülvevő területen az alapkőzet került a felszínre, ahol az elmúlt több ezer év alatt új talajképződés indulhatott meg (BARCZI és JOÓ 2000). A talajtani vizsgálatok tárgyaként a halom alatt lévő több ezer éves, eltemetett (helyben képződött), valamint a halom távolabbi környezetében lévő talajt jelölték meg. Az eltemetett talaj őrizheti a halom keletkezésekor már meglévő talajképződési jegyeket, a tágabb környezet talaja viszont az azóta zajló folyamatok bélyegeit viseli magán (ALEXANDROVSKIY 1996).

A terület talajtani vizsgálatai (BARCZI et al. 2001) kiterjednek a talajtani folyamatokkal szoros összefüggésben álló növényzet vizsgálatára is, különösen azért is, mert a különböző társulások és a talajtani paraméterek között szoros összefüggés mutatható ki, mint ezt a kesztölci Fehér-szirt (PENKSZA et al. 1995) és az Olaszfalu melletti Eperjes-hegy (BARCZI et al. 2002) példáján is láthatjuk. A talaj fizikai és kémiai tulajdonságai és a rajta kialakult vegetáció között több szoros korreláció adódhat. A mért talajtani paraméterek közül BARCZI et al. (1996–1997.) vizsgálatai szerint a N és a víztartalom áll szoros kapcsolatban a fajok relatív ökológiai mutatóival.

A Tiszántúl flóráját, beleértve a környék florisztikai adatait is Soó és MÁTHÉ (1938) foglalta össze. A Hortobágy vegetációjával is Soó (1933, 1947) foglalkozott részletesen, több sziki vegetációt erről a tájegységről közölt elsőként. A löszvegetáció jelentőségére ZÓLYOMI (1936, 1958) hívta fel a figyelmet, és folytatott is jelentős kutatásokat (ZÓLYOMI és FEKETE 1996). Hortobágyi löszgyepekről TÓTH (2001), TÓTH és TÖRÖK (1996/1997) publikált adatokat.

A terepi felvételezés során a *Festuca* fajok jelenthetnek problémát. Jelen vizsgálat során a területen átmeneti levél keresztmetszeti formát mutató taxonok is jelen voltak, melyet köteges szklerenchimájú fajok is mutathatnak (PENKSZA 2000b, NYAKAS 1999). A *Festuca rupicola* Heuff. fajhoz közel álló *Festuca javorkae* Majovský is problematikus lehet, melyet PENKSZA (2000a, 2000b) tisztázott és faji elkülönülését molekuláris vizsgálatokkal GALLI et al. (2001), és BAUER et al. (2001) igazolt.

Anyag és módszer

A kutatás legelső és legfontosabb lépése a mintaterület kiválasztása volt. A lejátszó talajképződési folyamatok rekonstruálására olyan területet kerestünk, amelynek alapkőzete lösz vagy löszös üledék; minél kevésbé bolygatott (szántás, fásítás, építkezés, stb.); és lehetőleg nyugodt talajképződési körülmények jellemzik (árvízmentes terület, kis emberi behatás, védettség). A botanikai és esetlegesen a talaj-növény kapcsolatok vizsgálata

pedig közel természetes vegetáció borította halmot kívánt meg. Több mint ötven halom helyszíni bejárása és megvizsgálása után választottuk ki azt a vizsgálandó néhányat, amelyek közül jelen dolgozatban a Csípő-halom növényteni feldolgozásának eredményeit mutatjuk be.

A kunhalom a Derzsi-tavak közelében, a 33-as utat és Ohatot összekötő út mentén található. Ennek megfelelően északi oldalát 200–300 méteren belül út határolja, míg keleti oldalán a Nyugati-főcsatorna, a délin pedig egy kisebb csatorna vize folyik. A halom alapterülete kb. 50 x 50 m. Környezetéből a 95,15 m-es csúcs 5 m-rel emelkedik ki.

A halom környezetében a lösz alapközvet uralkodik. A magas talajvízállás, a környező csatornák miatt vízhatás is tapasztalható, ami a mélyebb területek mocsarasodását, a talajvíz nagy sótartalmával együtt pedig szikesedését okozza, de nagyrészt réti csernozjom és mészlepedékes csernozjom talajok találhatók a területen. A különbségek a talajvízállásnak, illetve a mikromorfológiának megfelelően alakulnak. Ahol magasabb halomokba rendezve maradt meg a lösz, ott szárazabb talajképződmények alakultak ki. A vízfolyások, padkák, mélyebb területek jellegzetes talaja a réti szolonyec, amelynek A-szintje gyakran erodálódott. A halomtest feltalaja egyöntetűen sötétbarna, morzsás szerkezetű, színe alapján egységes, ugyanakkor szerkezetessége és mésztartalma szerint A és B szintekre osztható, jellegzetes mészlepedékes csernozjom. A halmon a száraz füves pusztákra jellemző mezősegi talajképződési folyamatok dominálnak a szikesedő környezet dacára is (BARCZI et al. 2000).

A botanikai vizsgálatok során elkészítettük a halom fajlistáját. Ezen túl a tipikus állományokban BRAUN-BLANQUET (1951) módszerét követve felvételeket készítettünk, de a fajok borítási értékét százalékban adtuk meg. A mintavételi kvadrátok (11 db) 2 x 2 m-esek voltak. A fajnevek SIMON (2000) nomenklatúráját, a társulásnevek BORHIDI (1996) cönoszisztematikai rendszerét követik.

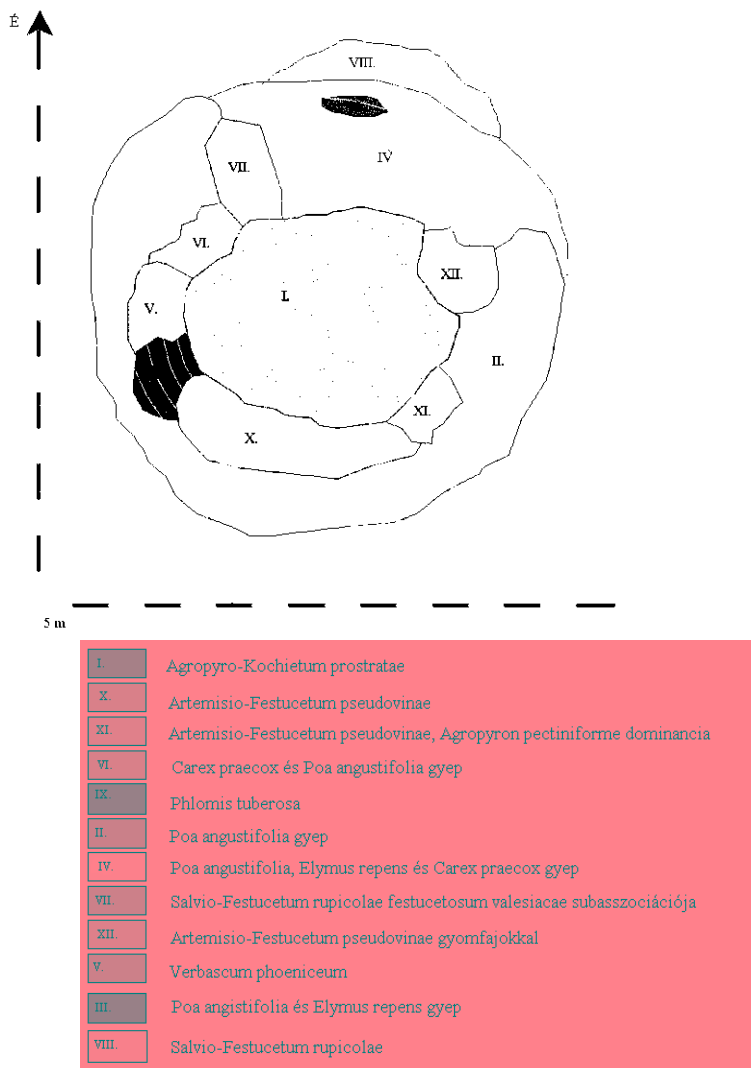
Eredmények és megvitatásuk

A terület kis kiterjedése ellenére számos különböző vegetációtípusnak ad otthont, ebből fakadóan a fajszám is viszonylag nagy. Vizsgálataink során a Csípő-halmon és közvetlen előterében 72 fajt jegyeztünk fel (1. táblázat). Ezen fajok között számos gyomként nyilvántartott vagy az erős degradáltságot is jól tűrő növény volt, de a természetes állományalkotó fajok, ritka és védett fajok is előfordultak.

A társulások jellemző és meghatározó domináns fajainak is, mint a *Festuca rupicola* Heuff., a *Festuca valesiaca* Schleich. és az *Agropyron pectiniforme* R. et Sch. taxonnak, korábbi adata a Hortobágy területéről csak Hajdúnánásról volt (SOÓ és MÁTHÉ 1938). A gerelyes géomornak (*Erodium ciconium* (Jusl.) L'Hérit), mely ritka gyomnak tekinthető, nem volt korábbi publikált adata a területről, SIMON (2000) a Tiszántúl megjelöléssel jelzi a flóraművében. A *Festuca javorkae* Majovský fajnak viszont, melynek szintén társulásalkotó szerepe van, a Hortobágy területéről adatát korábban még nem publikálták. PENKSZA (2000a, 2000b) még csak a Dél-Tiszántúl területéről közölte.

A vizsgált területen alapvetően két vegetációcsoportba tartozó növényzet jelenik meg. A halomtest uralkodó részén löszvegetáció jellemző, de kisebb arányban, elsősorban az alsóbb régióban sziki vegetációfoltok is megjelennek.

A csúcsi régióban (1. ábra, I.) a nyílt löszterületek pionír növényzete alakul ki, melyet leginkább az *Agropyro-Kochietum prostratae* Zólyomi 1958 társuláshoz (2. táblázat) lehet sorolni. Figyelembe kell azonban venni, hogy a társulás másik névadó faja, a heverő seprőfű (*Bassia prostrata* [L.] A. J. Scott) hiányzik. A taréjos búzafű (*Agropyron pectiniforme* R. et Sch.) nagy borítási értéket mutat, és szinte összefüggő állományt alkot. Emellett az áljuh csenkesz (*Festuca pseudovina* Hack. ex Wiesb.) is felhúzódik, mint a környezetben a szikes legelőkre jellemző fűfaj, és minden mintanégyzetben előfordul. A gyeptömeget meghatározó fűfajok közül a *Festuca valesiaca* Schleich. és a terület szinte minden vegetációs foltjában előforduló *Poa angustifolia* L. is jelen van. Ebben a sávban található meg az *Erodium ciconium* (Jusl.) L' Hérít is.



1. ábra Csípő-halom vegetációtérképe
Figure 1. Vegetation map of Csípő-halom

2. táblázat Az *Agropyro-Kochietum prostratae* Zólyomi 1958 társulás
cönológiai felvételei (2001. május 25.)Table 2. The phytosociological table of *Agropyro-Kochietum prostratae*
Zólyomi 1958 association (May 25, 2001.)

Mintavételi területek	1	2	3	4	A–D	K
<i>Agropyron pectiniforme</i>	70	70	60	65	60–70	4/4
<i>Capsella bursa-pastoris</i>		2			2	1/4
<i>Carduus acanthoides</i>	3				3	1/4
<i>Koeleria cristata</i>			6	3	3–6	2/4
<i>Euphorbia cyparissias</i>			2		2	1/4
<i>Festuca pseudovina</i>	2	5	3	1	1–5	4/4
<i>Festuca valesiaca</i>	2			3	2–3	2/4
<i>Holosteum umbellatum</i>		1			1	1/4
<i>Medicago lupulina</i>	1	2	3	2	1–3	4/4
<i>Poa angustifolia</i>	2	2	2		2	3/4
<i>Trifolium arvense</i>			1		1	1/4
<i>Trifolium striatum</i>				1	1	1/4
<i>Veronica arvensis</i>			1	1	1	2/4

A csúcsi régióval érintkező, helyenként a halom aljáig is lehúzódó gyepek uralkodó faja a karcsú perje (*Poa angustifolia* L.) (1. ábra, II–IV.). Ez a vegetációtípus hasonló a Soó (1933) által említett gyepekhez, mint az egykori löszgyepek helyén megtalálható erősen degradált növényzet, bár a vizsgált területen a Soó (1933) szerinti fajok közül sok hiányzik (pl. *Cynodon dactylon*, *Lolium perenne*, *Festuca pseudovina*). Az eredmény párhuzamban van ZÓLYOI és FEKETE (1994) megállapításával, miszerint a másodlagosan kialakult *Poa angustifolia* L. uralta gyepek fajszáma jelentősen lecsökken. A jelenleg vizsgált vegetációtípus fajszegény, mindössze 10–15 faj építi fel. Jellemző még emellett, hogy egy-egy faj foltonként nagy borítási értéket is elérhet. Ez alapján elkülöníthető az *Elymus repens* (L.) Gould (1. ábra, III.), az *Elymus repens* (L.) Gould és a *Carex praecox* Schreb. (1. ábra, IV.), a *Verbascum phoeniceum* L. (1. ábra, V.), illetve a *Carex praecox* Schreb. (1. ábra, 6.) fajjal alkotott állománya is. Az *Elymus repens* (L.) Gould típusú folt cönológia felvétele a következő: *Elymus repens* 20, *Agrimonia eupatoria* 1, *Euphorbia cyparissias* 5, *Galium aparine* 2, *Galium mollugo* 3, *Lamium purpureum* 2, *Lepidium draba* 2, *Myosotis stricta* 1, *Poa angustifolia* 20, *Veronica arvensis* 3.

A halomtest ÉNY-i lejtőjén is megjelenik löszpusztagyep (*Salvio-Festucetum rupicolae* /Zólyomi 1958/ Soó 1964) állomány, de uralkodó faja a vékonylevelű csenkesz (*Festuca valesiaca* Schleich.), melyet így a társulás szubasszociációjaként (*Salvio-Festucetum rupicolae* /Zólyomi 1958/ Soó 1964 *festucetosum valesiaca*) különíthetjük el (1. ábra, VII.). A *Festuca valesiaca* Schleich. mellett néhány tő *Festuca javorkae* Majovský is előfordult, ami csak megerősíti a tipikus társulástól való elkülönítését. A felvétel a következő: *Agropyron pectiniforme* 15, *Carduus acanthoides* 3, *Koeleria cristata* 3–5, *Euphorbia cyparissias* 2, *Festuca javorkae* 5, *Festuca valesiaca* 25, *Galium verum* 5, *Lepidium draba* 1, *Medicago falcata* 3, *Medicago lupulina* 2, *Ornithogalum umbellatum* 3, *Picris hieracioides* 1, *Poa angustifolia* 10, *Potentilla argentea* 2, *Sonchus asper* 1, *Trifolium arvense* 2, *Veronica arvensis* 3, *Vicia tetrasperma* 1.

A lejtő alsó zónájában jellemzővé válik a löszpusztagyep, (*Salvio-Festucetum rupicolae* /Zólyomi 1958/ Soó 1964) (3. táblázat; 1. ábra, VIII–IX.). Ebben a növényzetben a halom északkeleti oldalán (1. ábra, IX.), valamint a halom környezetében több

3. táblázat A *Salvio-Festucetum rupicolae* (Zólyomi 1958) Soó 1964 társulás
 öcnológiai felvételei (2001. május 25.) 1.

Table 3. The phytosociological table of *Salvio-Festucetum rupicolae*
 (Zólyomi 1958) Soó 1964 association (May 25, 2001.)

<i>Mintavételi területek</i>	<i>I</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>A–D</i>	<i>K</i>
<i>Achillea collina</i>		1		3	1–3	2/4
<i>Agrimonia eupatoria</i>		3	3	2	2–3	3/4
<i>Ajuga genevensis</i>			4	3	3–4	2/4
<i>Alopecurus pratensis</i>			3	2	2–3	2/4
<i>Arrhenatherum elatius</i>		3			3	1/4
<i>Carduus acanthoides</i>		2			2	1/4
<i>Carex praecox</i>	10	5	4	3	3–10	4/4
<i>Convolvulus arvensis</i>		3	2	5	2–5	3/4
<i>Daucus carota</i>		2		1	1–2	2/4
<i>Elymus repens</i>	10	2	8	3	2–10	4/4
<i>Eryngium campestre</i>		2			2	1/4
<i>Euphorbia cyparissias</i>	3				3	1/4
<i>Festuca javorkae</i>		2	5		2–5	2/4
<i>Festuca rupicola</i>	20	40	10	20	10–40	4/4
<i>Galium verum</i>	15		15		15	2/4
<i>Hypericum perforatum</i>		2			2	1/4
<i>Knautia arvensis</i>		2			2	1/4
<i>Lathyrus tuberosus</i>		2			2	1/4
<i>Lepidium draba</i>	1				1	1/4
<i>Lotus corniculatus</i>		2			2	1/4
<i>Medicago lupulina</i>				1	1	1/4
<i>Myosotis sticta</i>	2		1		1–2	2/4
<i>Ornithogalum umbellatum</i>	3				3	1/4
<i>Phlomis tuberosa</i>			5	25	5–25	2/4
<i>Picris hieracioides</i>		2	2		2	2/4
<i>Pimpinella saxifraga</i>		2			2	1/4
<i>Poa angustifolia</i>	10	3	2	10	2–10	4/4
<i>Potentilla argentea</i>		3			3	1/4
<i>Ranunculus pedatus</i>	1				1	1/4
<i>Stachys germanica</i>			2		2	1/4
<i>Trifolium arvense</i>	1				1	1/4
<i>Verbena officinalis</i>				2	2	1/4
<i>Veronica prostrata</i>		3			3	1/4
<i>Vicia angustifolia</i>		3			3	1/4
<i>Vicia hirsuta</i>				8	8	1/4
<i>Vicia tetrasperma</i>	4	15	15		4–15	3/4

állományfoltban a macskahere (*Phlomis tuberosa* L.) nagy összefüggő foltokat képez. Az előforduló vegetációtípusok közül a legnagyobb fajszám itt volt. A társulás névadó nemzetség fajai közül (*Salvia*) a felvételen egy sem fordult elő. *Salvia* fajok csak a halomtól távolodva, a szikes környezetbe ékelődő löszgyepfoltokban jellemzők. A területen itt is megfigyelhető az a jelenség, amre ISÉPY és CSONTOS (1997) is felhívta a figyelmet. A vegetációtípus eredeti fajösszetételét is megőrzi, miközben a környék gyomfajait is tartalmazhatja, ezzel relatívan nagy fajszám jellemezheti.

A halom lábi zónáját a környéken gyakori szikes legelő (*Artemisio-Festucetum pseudovinae* /Magyar 1928/ Soó 1963) kisebb foltjai is tarkítják (4. táblázat). A minta-

4. táblázat Az *Artemisio-Festucetum pseudovinae* (Magyar 1928) Soó 1963 társulás
cönológiai felvételei (2001. május 25.)Table 4. The phytosociological table of *Artemisio-Festucetum pseudovinae*
(Magyar 1928) Soó 1963 association (May 25, 2001.)

<i>A mintaterületek</i>	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>A-D</i>	<i>K</i>
<i>Achillea setacea</i>	5	2	5	2-5	3/3
<i>Agropyron pectiniforme</i>		3	3	3	2/3
<i>Alopecurus pratensis</i>			2	2	1/3
<i>Arabidopsis thalina</i>	1			1	1/3
<i>Artemisia absinthium</i>	3		2	2-3	2/3
<i>Artemisia santonicum</i>	30	30	30	30	3/3
<i>Bromus mollis</i>	2	3	3	2-3	3/3
<i>Carex stenophylla</i>	2	1	2	1-2	3/3
<i>Cerastium semidecandrum</i>		1	2	1-2	2/3
<i>Convolvulus arvensis</i>		1		1	1/3
<i>Elymus repens</i>	2			2	1/3
<i>Erodium cicutarium</i>			1	1	1/3
<i>Erophila verna</i>	1	1	1	1	3/3
<i>Eryngium campestre</i>	2	1	2	1-2	3/3
<i>Festuca pseudovina</i>	15	15	15	15	3/3
<i>Galium verum</i>	2	2		2	2/3
<i>Koeleria cristata</i>	3	2	3	2-3	3/3
<i>Lamium amplexicaule</i>	1			1	1/3
<i>Lepidium draba</i>	3	3	4	3-4	3/3
<i>Lepidium perfoliatum</i>		1		1	1/3
<i>Medicago lupulina</i>	1			1	1/3
<i>Myosotis stricta</i>	2	1	2	1-2	3/3
<i>Pedosperrum canum</i>		2		2	1/3
<i>Plantago lanceolata</i>	2	2	2	2	3/3
<i>Poa angustifolia</i>	1	2		1-2	2/3
<i>Potentilla argentea</i>	4			4	1/3
<i>Silene viscosa</i>		1	3	1-3	2/3
<i>Trifolium angulatum</i>	3	2	3	2-3	3/3
<i>Veronica arvensis</i>	10	15	10	10-15	3/3

területen három foltot ábrázoltunk. Az 1. ábra X-es foltjának jelzett terület (4. táblázat 1.) növényzete alapvetően sziki fajokat, és erősen zavarást tűrő fajokat tartalmaz. Különválasztottuk azt a gyepfoltot (1. ábra XI., 4. táblázat 2-3.), melyben a sziki legelő jellemző fajai mellett a különben löszgyepi fajként nyilvántartott *Agropyron pectiniforme* R. et Sch. (SIMON 2000) is előfordult a *Artemisia santonicum* L. meglehetősen nagy (30%) borítási érték mellett. A halom alsó régiójában erősen degradált, és gyomokkal jelentősen átszőtt szikes foltot is külön ábrázoltuk (1. ábra XII.).

A halom növényzete folyamatosan olvad bele a környező sziki vegetáció társulásaiba. A szikes növényzet azonban nem egységes: a halomtól távolodva kis löszpúpok jelenlétét mutatja a szárazabb löszgyep foltok jellemző macskahere és zsálya fajok jelenléte.

Irodalom

- ALEXANDROVSKIY A. L. 1996: Natural environment as seen in soil. *Eurasian Soil Sci.* 29: 277–287.
- 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.
- BARCZI A., CZINKOTA I., GENTISCHER P. 1995: Talajtani és eróziós hatások kimutatása a természetes növénytakaró változása kapcsán, a kesztölci Fehér-szirt példáján. *Agrokémia és Talajtan* 44: 515–520.
- BARCZI A., JOÓ K. 2000: Kurgans: Historical and ecological heritage of the Hungarian Plane. *Multifunctional Landscapes* pp. 199–200.
- BARCZI A., PENKSZA K., JOÓ K., CZINKOTA I., GRÓNÁS V. 2000: Dél-tiszántúli gyepek talajtani és növénytani összefüggéseinek vizsgálata. *Acta Biol. Debrecenica* 11: 188.
- BARCZI A., VONA M., BAUER N. 2002: Talaj és növény kapcsolatok vizsgálata Olaszfalu melletti Eperjes-hegyen. *Bot. Közlem.* (in press)
- BAUER L., GALLI Z., PENKSZA K., ENGLONER A., SZERDAHELYI T., KISS E., HESZKY L. 2001: Morfológiai és molekuláris taxonómiai vizsgálatok kárpát-medencei *Festuca* fajokon. II. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium. pp. 33–37.
- BORHIDI A. 1996: An annotated checklist of the Hungarian plant communities, I. The non-forest vegetation In: BORHIDI A. (ed.): Critical revision of the Hungarian plant communities Janus Pannonius University, Pécs, pp. 43–94.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1951: *Pflanzensoziologie* II. Wien.
- GALLI ZS., PENKSZA K., KISS E., BUCHERNA N., HESZKY L. 2001: *Festuca* fajok molekuláris taxonómiai elővizsgálata. *Növénytermelés* 50: 375–384.
- GAZDAPUSZTAI GY. 1965: Jelentés a Hortobágy-Árkus Kettőshalom feltárásáról. *Régészeti füzetek* 1: 18.
- GENNADIEV A. N. 1978: A talajképződés tanulmányozása kronoszekvenenciákkal. *Pocsvovedenije* 12: 33–43.
- GENNADIEV A. N., IVANOV I. V. 1989: Talajképződés és paleotalajtan: problémák, koncepciók és módszertan. *Pocsvovedenije* 10: 34–43.
- ISÉPY I., CSONTOS P. 1997: Comparison of 24 grassland communities in the Carpathian Basin with emphasis on their role in nature conservation. In: TÓTH E., HORVÁTH R. (eds.): Proc. of the „Research, Conservation, Management” conference, Aggtelek, Hungary, May 1–5, 1996, pp. 309–317.
- JOÓ K., BARCZI A. 2001: Halomsírok, határhalmok, lakódombok: a kunhalmok. *Földgömb* 19: 22–30.
- JUHÁSZ I. 1999: Kurgánokról. In: SZELEKOVSKY L. (szerk.): Békés Megye kunhalmjai. Békéscsaba, pp. 12–14.
- KALICZ N. 1970: Agyagistenek. A neolitikum és a rézkor emlékei Magyarországon. *Corvina Kiadó, Budapest.*
- KOVÁCS T. 1977: A bronzkor Magyarországon. *Corvina Kiadó, Budapest.* pp. 51–56.
- NEPPER I. 1978: Ásatási jelentés, Kaba-cukorgyár. *Régészeti füzetek* 1: 31.
- NYAKAS A. 1999: Magyarország C4-es pázsitfűvei: struktúra és működés összefüggései. X. Magyar Növényanatómiai Szimpózium poszttereinek és előadásainak összefoglalói. pp. 40–41.
- PENKSZA K. 2000a: Die Koerrektur der histologischen Beschreibung von *Festuca javorkae* von Májovszky im Jahre 1962, und Angaben zum Vorkommnis der Art in Ungarn. *Ber. Inst. Landschafts-Pflanzenökologie Univ. Hohenheim* 10: 49–54.
- PENKSZA K. 2000b: A *Festuca javorkae* Májovszky és a *Festuca wagneri* Degen, Thaisz et Flatt jellemzése és a *Festuca ovina*-csoport határozókulcsa. *Kitaibelia* 5: 275–278.
- PENKSZA K., BARCZI A., BENYOVSZKY B. M., MÖSELER B. M., BIRKENHEUER V., SZABÓ T. 1995: Relationship between vegetation and soil on the eastern slope of the Fehér-szirt (White cliff) of Kesztölc. *Tiscia* 29: 3–10.
- POROSZLAI I. (szerk.) 1996: Ásatások Százhalombattán 1989–1995. *Matrica Múzeum kiadványa, Százhalombatta.*
- SIMON T. 2000: A magyarországi edényes flóra határozója. *Tankönyvkiadó, Budapest.*
- SOÓ R. 1933: A Hortobágy növénytakarója (A szikespuszta növényzövetkezeteinek ökológiai és szociológiai jellemzése). (Die Vegetation der Alkalisteppe Hortobágy, Ökologie und Soziologie der Pflanzen-gesellschaften). *Debreceni Szemle. Városi Nyomda Debrecen.* pp. 1–26.
- SOÓ R. 1947: Conspectus des groupements végétaux dans les Bassins Carpathiques. I. Les associations halophiles. *Ins. Bot. Univ., Debrecen.*
- SOÓ R., MÁTHÉ I. 1938: A Tiszántúl flórája. (Flora Planitiei Hungariae Transbiscensis). *Magyar Flóraművek. II. (Florae regionum Hungariae criticae. II.). Inst. Bot. Univ., Debrecen.*
- TÓTH A. 1997: Degradálódó hortobágyi löszpusztagyeppek reliktum foltjainak synökológiai viszonyai. *Kandidátusi értekezés tézisei. Kisújszállás.*

- TÓTH A. (szerk.) 1999: Kunhalmok. Alföldkutatásért Alapítvány Kiadványa, Kistújszállás.
- TÓTH A. 1997: Egy sajtószerű alföldi löszpusztagyep (*Salvio-Festucetum rupicolae hortobágyense*) degradációja. TSF Tud. Közlem. 1: 155–164.
- TÓTH A., TÖRÖK K. 1996/1997: Survival changes of loess grassland fragments in the Hortobágy, Hungary. A case study on the community transformation effect of a collapsed wayside inn. Acta Bot. Sci. Hung. 40: 225–238.
- ZÓLYOMI B. 1936: Übersicht der Felsenvegetation in der Pannonischen Florenprovinz und dem Nordwestlich Angrenzenden Gegiete Ann. Hist.-Nat. Mus. Nat. Hung. 32: 136–174.
- ZÓLYOMI B. 1958: Fitocönológiai analízis az alföldi löszhátak eredeti növénytakarójának maradványain- A II. Biol. Vándorgy. ea-inak ism. Szeged, 1958. V. pp. 19–21.
- ZÓLYOMI B., FEKETE G. 1994: The Pannonia loess steppe: differentiation in space and time. Abstracta Botanica 18: 37–39.

RESEARCHES ON KURGANS (THE VEGETATION OF CSÍPŐ-MOUND)

K. JOÓ

Szent István University, Institute of Environmental Management
Department of Landscape Ecology
H–2103 Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: jook@fau.gau.hu

Key words: Hortobágy, *Festuca javorkae*, kurgans, loess vegetation,

Besides investigations on soils, current flora and vegetation were also examined on a mound called Csípő-halom (Hortobágy, East Hungary). According to data registered so far, we have recorded 71 sprouting plant species. A significant part of the species are weeds or tolerate disturbance well, however, several plants are present in great numbers on natural grasslands too. Moreover, new floristical data could also be recorded. Among dominant species, previously published data on taxa *Festuca rupicola* Heuff., *Festuca valesiaca* Schleich. and *Agropyron pectiniforme* R. et Sch. for the area of Hortobágy was only from one habitat. *Festuca javorkae* Majovský and *Erodium ciconium* (Jusl.) L'Hérit are new data registered in the area of Hortobágy. In spite of the small extension of this mound, a rather variable vegetation could develop. *Agropyron-Kochietum prostratae* Zólyomi 1958 can be found near the top. On most parts of the mound, a significantly changed type of natron steppe vegetations is general, with *Poa angustifolia* L. as its dominant species. Also a subassociation – with *Festuca valesiaca* Schleich. – of the natron steppe occurs wedged into the grasslands mentioned before. In the lower zones of the slope a continuous stand of natron steppe (*Salvio-Festucetum rupicolae* /Zólyomi 1958/ Soó 1964) can also be found in which also *Festuca javorkae* Majovský is present besides the dominant *Festuca rupicola* Heuff. On the Northeastern side of the hill smaller spots of saliferous pastures (*Artemisio-Festucetum pseudovinae* /Rapaics 1916/ Soó 1963) occur, which are general in the neighbourhoods of the mound. Based on the dominant species and the physiognomical differences of the vegetation, the certain vegetation zones are situated as belts. Although considering the constituting species of the vegetation types, mixture of species is more significant e. g. *Festuca pseudovina* Hack. ex Wiesb. – dominant species in saliferous pastures – can be also found in the pioneer silty zone close to the top.

1. táblázat A Csípő-halom fajlistája
Table 1. Floristic list of „Csípő-halom” kurgan

<i>Achillea collina</i>	<i>Knautia arvensis</i>
<i>Achillea setacea</i>	<i>Koeleria cristata</i>
<i>Agrimonia eupatoria</i>	<i>Lamium amplexicaule</i>
<i>Agropyron pectiniforme</i>	<i>Lamium purpureum</i>
<i>Ajuga genevensis</i>	<i>Lathyrus tuberosus</i>
<i>Alopecurus pratensis</i>	<i>Lepidium draba</i>
<i>Arabidopsis thaliana</i>	<i>Lepidium perfoliatum</i>
<i>Arrhenatherum elatius</i>	<i>Lotus corniculatus</i>
<i>Artemisia absinthium</i>	<i>Medicago falcata</i>
<i>Artemisia santonicum</i>	<i>Medicago lupulina</i>
<i>Bromus mollis</i>	<i>Myosotis stricta</i>
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	<i>Ornithogalum umbellatum</i>
<i>Carduus acanthoides</i>	<i>Phlomis tuberosa</i>
<i>Carex praecox</i>	<i>Picris hieracioides</i>
<i>Carex stenophylla</i>	<i>Pimpinella saxifraga</i>
<i>Centaurea pannonica</i>	<i>Plantago lanceolata</i>
<i>Cerastium semidecandrum</i>	<i>Poa angustifolia</i>
<i>Convolvulus arvensis</i>	<i>Podospermum canum</i>
<i>Cruciata pedemontana</i>	<i>Potentilla argentea</i>
<i>Daucus carota</i>	<i>Ranunculus pedatus</i>
<i>Elymus repens</i>	<i>Silene viscosa</i>
<i>Erodium ciconium</i>	<i>Sonchus asper</i>
<i>Erodium cicutarium</i>	<i>Stachys germanica</i>
<i>Erophila verna</i>	<i>Trifolium angulatum</i>
<i>Eryngium campestre</i>	<i>Trifolium arvense</i>
<i>Euphorbia cyparissias</i>	<i>Trifolium pratense</i>
<i>Festuca javorkae</i>	<i>Trifolium striatum</i>
<i>Festuca pseudovina</i>	<i>Valerianella locusta</i>
<i>Festuca rupicola</i>	<i>Verbena officinalis</i>
<i>Festuca valesiaca</i>	<i>Verbascum phlomoides</i>
<i>Galium aparine</i>	<i>Veronica arvensis</i>
<i>Galium mollugo</i>	<i>Veronica prostrata</i>
<i>Galium verum</i>	<i>Veronica triphyllos</i>
<i>Geranium pusillum</i>	<i>Vicia angustifolia</i>
<i>Holosteum umbellatum</i>	<i>Vicia hirsuta</i>
<i>Hypericum perforatum</i>	<i>Vicia tetrasperma</i>

A BÁTORLIGETI LÁP FEJLŐDÉSTÖRTÉNETE

SÜMEGI PÁL^{1,4}, DANIEL PÉTER², KOVÁCS-PÁLFFY PÉTER³,
JUHÁSZ IMOLA⁴, DELI TAMÁS⁵, SZÁNTÓ ZSUZSA⁶

¹SZTE Földtani és Őslénytani Tanszék, 6722 Szeged Egyetem u. 2–6.,

²BIOGÁL, 4032 Debrecen Pallagi u.12., ³Magyar Állami Földtani Intézet, 1043 Budapest Stefánia u. 14.,

⁴MTA Régészeti Intézet, 1014 Budapest Úri u. 49., ⁵DTE, Állattani Tanszék, 4025 Debrecen, Bem tér 18/C.,

⁶MTA Atommag Kutató Intézet, 4001 Debrecen Pf. 51.

Kulcsszavak: környezetrekonstrukció, holocén, *Mollusca*, palinológia, szedimentológia, refugium

Összefoglalás: A felső würm végén a bátorligeti üledékgyűjtő medencében kialakult mintegy 2 méter mély oligotróf tavat homokos, szerves anyagban és agyagban szegény talajon kialakult, termomezofil mérsékletövi fákat is tartalmazó, tajgás sztyepp vette körül, majd a ciklikus éghajlati változások hatására egy tajgaerdő. A tajgás sztyepp/tajga erdő fázisok váltakozása 2 000–3 000 évente következett be. Krisztus előtti 14 000 évtől kezdődően folyamatos hőmérsékletemelkedés és csapadéknövekedés vette kezdetét, és a pleisztocén végén vegyeslombú zárt tajga fejlődött ki az oligotróf tó körül, a podzoltalajjal borított homokbuckán. Majd a hőmérséklet emelkedése a Krisztus előtti 10 600 évnél egy olyan mértéket ért el, hogy a tajgaelemek versenyképtelenné váltak a lombos erdei fajokkal szemben, így a fenyőfélék visszaszorultak és a korábban maradványfajként jelenlévő lombosfák terjedtek szét a vizsgált üledékgyűjtő környékén. Ezzel párhuzamosan megváltozott a talaj- és üledékképződés is és egy barna erdei talaj fejlődése indult meg a futóhomokbuckán, valamint mésziszap felhalmozódás vette kezdetét a tavi rendszerben (5. ábra). Ekkor a korábbi glaciális környezetet felváltotta a holocén interglaciális környezet. A holocén környezet kialakulásával egy időben a glaciális elemek visszaszorultak, de szelektíven fennmaradtak a területen. Tehát a területen a hideg időszakban termomezofil lombos erdei fajokkal jellemezhető erdőrefugium, a felmeledés során hidegtűrő fajok reliktumai alakult ki (kettős refugium hatás). A holocén interglaciális környezet Krisztus előtti 8 400 évben stabilizálódott, amikor a területen a kora-holocén hárserdőket felváltotta a zárt tölgyerdő és ebben az erdőtípusban a balkáni és a közép-európai tölgyesekre jellemző *Mollusca* fajok terjedtek szét. Ez az erdőtípus a Krisztus előtti 6 000 évben változott meg, amikor a kora-neolitikum közösségek telepedtek meg a vizsgált terület környékén és egy nyitottabb erdőtípus alakult ki. A változás csak az erdei elemek arányát változtatta meg, de a fauna összetételét nem érintette egészen Krisztus előtti 1 300 évig, a bronzkor végéig. Adataink egyrészt azt bizonyítják, hogy az éghajlati optimum, magas hőmérséklet és jelentős csapadékbevétel a kora holocéntól a késő holocénig, Krisztus előtt 8 400 és 1 300 évek között folyamatosan fennállt, másrészt azt mutatják, hogy az emberi megtelepedések és gazdálkodás szempontjából a bátorligeti láp és környéke csak háttér területnek számított a neolitikum, rézkor és bronzkor során. A késő-vaskori kelta közösségek megtelepedésével, környezet átalakításával párhuzamosan antropogén hatásra terjedő fajok jelentek meg a bátorligeti láp területén. A népvándorláskor végén, a magyar honfoglalást követően a bátorligeti láp centrumát kitisztították, az üledéket kimenték és egy mesterséges tavat alakítottak ki. A mesterséges tó egészen a törökkor kezdetéig fennállt. Jelenleg a honfoglalás-kori tó mélyedésében maradtak fenn a bátorligeti láp glaciális reliktumai.

Bevezetés

Csinády Gerő a Debreceni Egyetem Természeti Földrajzi Tanszékének egykori munkatársa publikálta az első, pollenanalitikai alapú őskörnyezeti adatokat a bátorligeti láp területéről (CSINÁDY 1953). Csinády a pollenösszetétel alapján rekonstruálta az egykori vegetáció összetételét, annak változását és a virágporszem arányok változásai nyomán a láp korát a holocén kezdetétől, a fenyő-nyír (preboreális) kortól, mintegy 9–10 ezer évtől vezette le, elsősorban FIRBAS (1949) és ZÓLYOMI (1952) rétegtani eredményeit és besorolását felhasználva. Ez a Közép-Európára, köztük Magyarországra kidolgozott – egészen pontosan ÉNY-Európából átvett – rétegtani rendszer a XIX. második felétől kezdő-

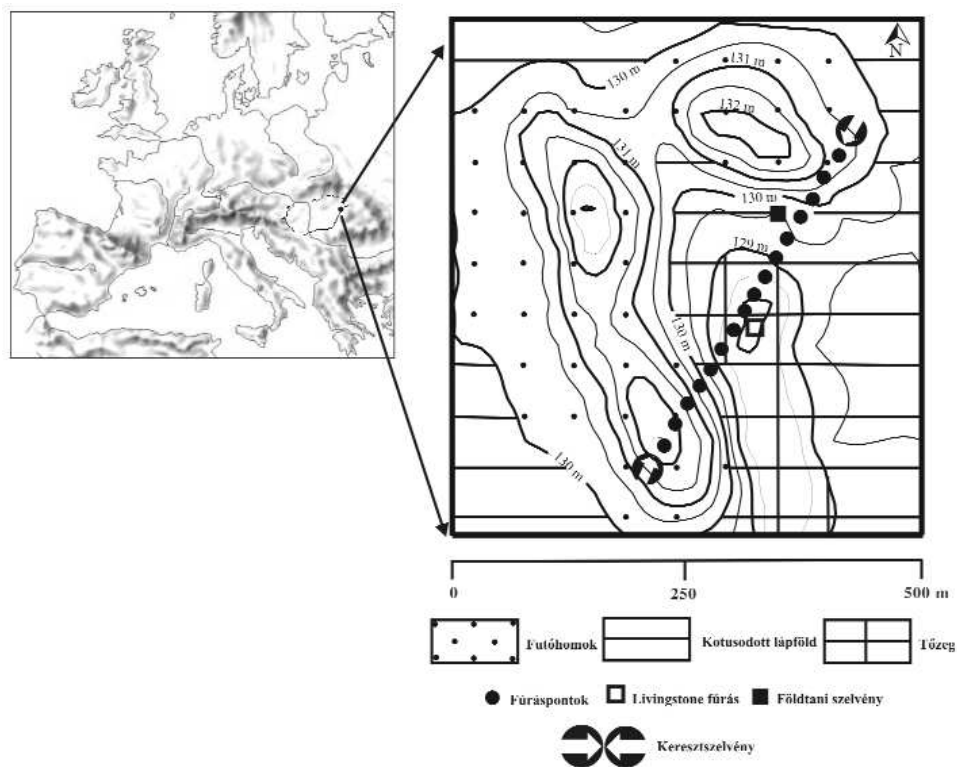
dően a Skandináv-félsziget déli részén dolgozó palinológusok (BLYTT 1876, SERNANDER 1908, VAN POST 1916) munkájának eredményeire alapozódott (SÜMEGI 2001).

A skandináv pollenanalitikai iskola eredményeinek hatására ugyanis előbb Németországban (FIRBAS 1949), majd Magyarországon (ZÓLYOMI 1952) a pollenszelvényeken megfigyelt növényzeti összetétel változások, ún. „vegetációs fázisok” (pl.: nyír-fenyő, mogyoró, stb.) fokozatosan kronozónákká, rétegtani egységekké (preboreális, boreális, stb.) merevedtek úgy, hogy megtartották az eredeti kutatási területen, a Skandináv-félsziget déli részén megfigyelt vegetációs képet visszatükröző pollenösszetétel változásokat (CUSHING 1967). Vagyis úgy alakították a paleovegetációs fázisokat kronozónákká, hogy azok megőrizték eredeti paleovegetációs tartalmukat (CUSHING 1967). Ez azt jelentené, hogy Európának a würm során jéggel borított északi és nyugati részein, illetve a würm során jégmentes déli és középső területeken ugyanabban az időben, ugyanazon növényzeti összetételbeli változások játszódtak le a pleisztocén végén és a holocén során. Ez a nyilvánvalóan tarthatatlan, toposzá merevedett tudományos elképzelés következtében Csinády Gerő téves kronológiai besorolást és fejlődéstörténeti rekonstrukciót készített az új környezettörténeti vizsgálatok eredményeinek tükrében (SÜMEGI 1996a, 1996b, WILLIS et al. 1995, SÜMEGI 2003).

Jelen publikációnk célja az volt, hogy a legújabb üledékföldtani, izotópgeokémiai, geokémiai, pollenanalitikai, karpológiai, quartermalakológiai vizsgálatok segítségével rekonstruáljuk a batorligeti védett láp fejlődéstörténetét. Adataink és eredményeink arra is rámutattak, hogy a korrekt radiokarbon adatokkal korolt környezettörténeti feldolgozások segítségével milyen pontosan nyomon lehet követni az egyes területek talajtani, növényzeti és faunisztikai állapotainak fejlődését és a kialakult emberi hatásokat a pleisztocén végén és a holocén kezdetén. Munkánk jól példázza, hogy a megfelelő őslénytani és geológiai módszerek felhasználásával milyen pontosan feltárható az elmúlt 10–20 ezer év fejlődéstörténeti eseményei és ezeknek az eredményeknek és feldolgozásoknak a korrelatív összehasonlításával milyen – az eddigi adatoknál és kutatásoknál pontosabb – paleoökológiai és paleobiogeográfiai rekonstrukciókat készíthetünk Magyarországon is.

Anyag és módszerek

A batorligeti láp Magyarország északkeleti részén, a magyar-román államhatártól mintegy két kilométerre nyugatra, a nyírségi hordalékkúp futóhomokkal fedett részén. két maradványgerinc által határolt mélyedésben, egy szélbarázdában fejlődött ki (1. ábra). A területről az első tudományos közleményt Tuzson János botanikus jelentette meg, aki a batorligeti lápot szubarktikus reliktumnak tartotta (TUZSON 1914a, 1914b). Dudich Endre zoológus elemezte elsőként a batorliget láp recens *Mollusca*-faunáját (DUDICH 1926) és a faunát pleisztocén reliktumként írta le. Majd Soós Lajos határozott meg 36 csigafajt a láp területén és véleménye szerint a XIX. század előtt, a batorligetihez hasonló *Mollusca*-fauna lehetett elterjedt az Alföldön (SOÓS 1928). A mintegy 50 hektáros lápterület, illetve a lápterületet övező 200 hektáros batorligeti legelő védetté nyilvánítását követően több természetvédelmi célú botanikai, zoológiai felmérés és két átfogó monográfia készült a vizsgált területről (SZÉKESSY 1953, MAHUNKA 1991). 1914-től 804 edényes növény, 82 mohafajt (a magyar flóra mintegy harmadát), és 5400 állat-



1. ábra A bátorligeti láp elhelyezkedése a Kárpát-medencében, és a fúrások, földtani szelvény helyzete a lápon

Figure 1. Location of Bátorliget-marsh in the Carpathian-basin and the position of cores and the geological profile on the marsh

fajt (a magyar fauna több mint negyedét) írták le a lápról és a lápot övező mintegy 300 hektáros területről. Ez a flóra- és faunaösszetétel egyedülálló az Alföldön, ezért feltételezhető, hogy a napjainkban megfigyelhető rendkívüli és egyedülálló biodiverzitásnak a terület fejlődésével, a fejlődéstörténetével összefüggő okai vannak (NYILAS és SÜMEGI 1991).

A Nyírség regionális éghajlatában szubkárpáti hatás figyelhető meg napjainkban (BACSÓ 1959, KAKAS 1960), amely alföldi viszonylatban jelentős, 600 mm-t is meghaladó éves csapadékmennyiségben, hűvösebb nyarakban (19–20 °C) és hidegebb telekben (–3 °C) nyilvánul meg. A terület mikroklímatis adottságai a futóhomok képződmény morfológiai kifejlődése következtében mozaikosak, illetve a bucka mögötti mélyedéstől a bucka tetőszintjéig egy hőmérsékleti, páratartalmi, párolgási, hőingadozási gradiens figyelhető meg (Soó 1954a, 1954b). A homokbucka belső és külső oldalán, a legmélyebb az év legnagyobb részében nedves felszínű vagy sekély vízzel borított, náddal, gyékénnyel kevert, zsombékos és magassásos lápréti társulás (*Caricetum acutiformis-ripariae*), illetve nyíresek (*Salici pentandrae-Betuletum pubescentis*) helyezkednek el. Ezeket a társulásokat és a bucka oldalait szil-kőris-tölgy keményfás ligeterdők (*Fraxino pannonicae-Ulmetum pannonicum*) övezik, míg a homokbucka tetején ezüsthárs és

tölgyfák jelentős arányával jellemezhető erdők (*Festuco-Quercetum roboris*) terjedtek (Soó 1954a, 1954b). A védett láp-futóhomok képződménytől távolabb, a bátorligeti vizsgált terület peremén található futóhomok buckákat pedig már homoki gyöngyvirágos tölgyes (*Convallario-Quercetum tibiscense*) erdők borítják. A bátorligeti terület újabb botanikai értékelést, vegetáció térképét STANDOVÁR et al. (1991, 1992), STANDOVÁR és TÓTH (1989, 1990, 1996), TÓTH (1992a, 1992b), TÓTH és MAHUNKA (1992) készítette el.

A bátorligeti talajviszonyok követik a morfológiától függő mikroklimatikus és növényzeti változásokat. Talajsorozatok alakultak ki a legjelentősebb szerves anyag tartalmú, semleges pH viszonyokkal jellemezhető, vasas kiválásokat tartalmazó, nagyon kötött fűz- és nyírláp talajoktól a homoki erdők enyhén savas, laza homokos talajáig (Soó 1954a, 1954b). A bátorligeti láp legmélyebb pontjain kialakult nádas vízhatású, mocsári talajszintje, jelentős karbonát tartalma (18–45%), lúgos kémhatása révén elkülönül a többi, gyakorlatilag karbonáttól mentes bátorligeti talajszinttől. Ezek a talajgenetikai különbségek jelentős fejlődéstörténeti elkülönülést, eltérő és speciális geokémiai folyamatok kialakulását valószínűsítik a bátorligeti láp területén.

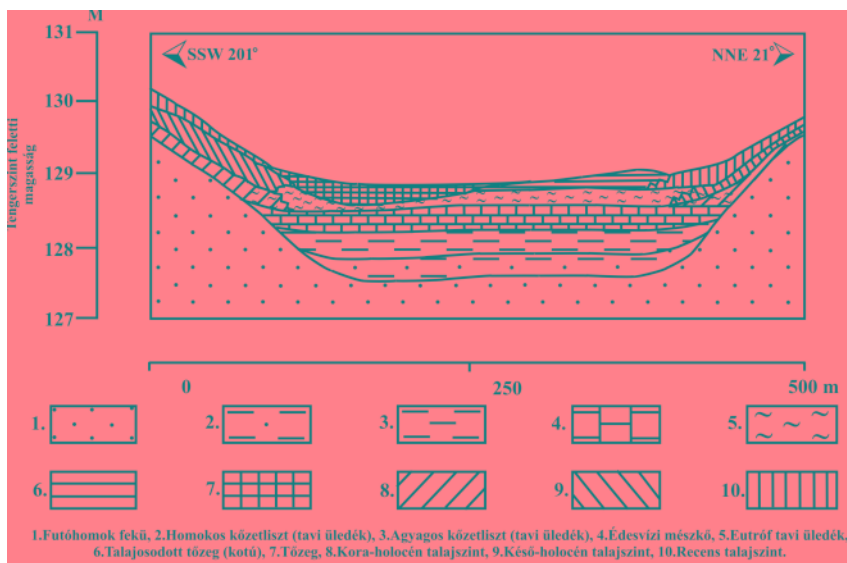
A területen található futóhomok képződmények geomorfológiai változatosságát követő mikroklimatikus, vegetációs grádiens, az alapkőzetbeli és a növényzeti változatosságot visszatükröző mozaikos kifejlődésű talajadottságok mellett a *Mollusca*-fauna összetételbeli változása, a malakocönózisok mozaikos elkülönülése is megfigyelhető a területen (NYILAS és SÜMEGI 1991, VÁGVÖLGYI 1954). Vízi *Mollusca* fajok csak a zombékos és sással, náddal, gyékénnyel fedett síklápi részről kerültek elő (NYILAS és SÜMEGI, 1991). A vízi *Mollusca*-faunában dominálnak az eutróf vizeket kedvelő, időszakos vízborítást is elviselő elemek (*Anisus spirorbis*, *Lymnaea truncatula*, *Sphaerium lacustre*, *Pisidium obtusale*). Az amfibikus életmód, illetve az erősen higrofil, hidegtűrő szárazföldi fajok (*Carychium minimum*, *Succinea putris*, *S. oblonga*, *Oxyloma elegans*, *Zonitoides nitidus*, *Perforatella bidentata*, *P. vicina*) is elsősorban a nedves bátorligeti lápréteken terjedtek el. A döntően eurosibériai elterjedésű malakofauna elemek mellett meglepő a dél-európai, balkáni géncentrumú *Vertigo moulinsiana*, *Monacha cartusiana* jelenléte a hidegtűrő maradványelemekkel, köztük a szőrös nyírekkel (*Betula pubescens*) tagolt síklápon.

A bátorligeti láprétek kiemelkedő jelentősége, hogy a kárpáti endemikus *Perforatella vicina*, a kárpáti-podolikus *Helix lutescens* az Alföldön elsősorban ezeken a területeken jelenik meg. A láprétek mellett a legértékesebb, közép-európai hegyvidéki területen elterjedt, alföldi területen – bátorligeti lápon kívül – csak a folyók menti ligeterdőkben található *Mollusca* fajok (*Vertigo pusilla*, *Oxychilus glaber*, *Discus perspectivus*, *Cochlodina laminata*, *Clausilia pumila*, *Laciniaria plicata*, *Perforatella dibothrion*) elsősorban a bátorligeti keményfás ligeterdőkben élnek (NYILAS és SÜMEGI 1991). A buckatetőn található ezüsthársas erdőkben a közép-európai hegyvidéken elterjedt *Mollusca* fajok mellett olyan erdei elemek (*Pomatias rivulare*, *Aegopinella minor*, *Lehmannia nyctelia*) is előkerültek, amelyeknek elterjedési centruma a Balkán-félsziget és Erdély erdősültebb régióiban található. Az egyes vegetációs egységekhez köthető puhatestű közösségek összetétele alapján feltételeztük, hogy eltérő elterjedési területtel és környezeti igénnyel jellemezhető *Mollusca* fajok eltérő éghajlati és ökoszisztémás szakszokban, eltérő éghajlati feltételek között jelenhettek meg a bátorligeti területen és a vizsgált láp mikrokörnyezeti mozaikosságának hatására maradhattak fenn egymás mellett.

Ugyanakkor feltételezhető, hogy néhány *Mollusca* taxon (pl.: *Monacha cartusiana*) az emberi hatások kialakulását (pl.: erdőirtást) követően terjedt el a bátorligeti lápon és

környezetében. Így a recens malakofauna valószínűleg a holocén különböző szakaszaiban létrejött antropogén, éghajlati és környezeti hatásokra alakult ki. A jól fosszilizálódó héjanyaggal rendelkező, bátorligeti, recens *Mollusca*-fauna vizsgálata kiemelkedő jelentőségű a környezettörténeti, régészeti vizsgálatok szempontjából, mert a területen élő puhatestű fosszilis maradványai segítenek megérteni a területen a negyedidőszak végén végbement, az éghajlati változások, az antropogén hatások során bekövetkezett, a recens fauna kialakulása szempontjából alapvető faunatorténeti eseményeket.

A futóhomok képződmények közé zárt Kelet-Nyugat irányban mintegy 220 méter széles, É-D irányban 490 m hosszú szélbarázda ideális üledékgyűjtő mélyedést alkot az őskörnyezeti vizsgálatokhoz. A földtani térképező fúrásokat motoros spirálfúróval, illetve a hazai térképezéseknél használatos Földvári fejjel készítettük. Így földtani térképező fúrások alapján a parabolaszárak között keresztmetszvényt alakítottunk ki, amelynek segítségével az üledékgyűjtő medencében kifejlődött rétegek kiterjedését rajzoltuk meg (2. ábra). Az őskörnyezeti, környezetrégészeti, régészeti geológiai vizsgálatokhoz zavaratlan magkihozatalú sekélyfúrásokat a nemzetközi paleoökológiai vizsgálatok során elfogadott és használatos módosított Livingstone-, illetve Orosz-fejjel és az ún. „átlapoló“ módszerrel mélyítettük le (LIVINGSTONE 1955, WRIGHT 1967). A pollenanalitikai fúrás helyének a futóhomok buckák mögötti kifúvásos mélyedés legmélyebb pontját választottuk ki, ahol a legvastagabb, legteljesebb üledékrétegek fejlődtek ki. A fúrások mellett a parti zónában egy földtani szelvényt ástunk ki (1. ábra). Ennek oka az volt, hogy csak a part menti övezetben, a jelentősebb parti üledék beosodása következtében nyílt lehetőség szárazföldi környezetben élt *Mollusca* fajok jelentős mennyiségű héjainak begyűjtésére, mert a szélbarázda központi részén kialakult tavi rétegekben ezek a fajok már nem jelentek meg. A réteghatárok kijelölése után az üledékes rétegeket a finomrétegtani szabályoknak megfelelően szisztematikus (BIRKS és BIRKS 1980) részmintákra bontottuk. A fúrások esetében 4 cm-ként végeztük a szedimentológiai, geo-



2. ábra A bátorligeti láp geológiai keresztmetszéne (SÜMEGI 1996)

Figure 2. The geological cross-section of the Bátorliget-marsh (SÜMEGI 1996)

kémiai, malakológiai és 2 cm-ként pollenanalitikai vizsgálatokat (WILLIS et al. 1995), míg a földtani szelvény üledékföldtani és őslénytani feldolgozása a finomrétegtani eljárásoknak megfelelően (KROLOPP 1983), 5 cm-ként történt (SÜMEGI 1996b). A mintákat hazaszállítás után hosszában elvágtuk, és az üledékföldtani, pollenanalitikai, antrakológiai, karpológiai, malakológiai vizsgálatra, geokémiai elemzésre szánt részeket, a nemzetközi vizsgálat kívánalmai szerint, 4 °C -on tároltuk.

A paleoökológiai és rétegtani vizsgálatok az 1950-es években megindul és az 1980-as évek kezdetére kiforrott negyedidőszaki finomrétegtani mintavételi eljárásokon és feldolgozási modelleken alapulnak (BERGLUND 1986). A finomrétegtani mintavételen és a standardizált feldolgozáson túl az adatok korrelatív összevetését és értelmezését, a Birks-féle (BIRKS és BIRKS 1980) nemzetközi, negyedidőszaki, őslénytani és geológiai módszereken alapuló paleoökológiai elemzési rendszer következetes használatát tartottuk alapvetőnek. A bátorligeti láp fejlődéstörténetének feltáráshoz meg kell értenünk a kis méretű üledékgyűjtő medencékben az üledék felhalmozódásának, a különböző ősmaradvány típusok beágyazódásának mechanizmusát, mert a negyedidőszaki paleoökológiai, régészeti geológiai, környezettörténeti kutatásokban jelentős szerepet tölt be a lokális felhalmozódási környezet, a kis területű üledékgyűjtő medencék rekonstrukciója (MACKERETH 1966). Az egyik legpontosabb negyedidőszaki öskörnyezeti rekonstrukciós modellt az egykori környezet változásairól az üledékgyűjtő medence és vízgyűjtő rendszerének kapcsolatánál dolgozták ki. A modell lényege az, hogy egy tó, láp vagy mocsár medrét és vízgyűjtő területét lehatárolják a vízgyűjtő geomorfológiai, illetve geológiai adottságai, a természetes vízválasztó vonala, határai. A vízgyűjtő területéről származó anyagok, a lejtők alapkőzetéből, talajából lepusztult anyagok mosódhatnak, szél által szállított por és virágporok hordódhatnak és rakódhatnak le távoli területekről az üledékgyűjtőbe, illetve a tóban élt szervezetekből is jelentős mennyiségű üledék képződhet és halmozódhat fel. Az eltérő származású anyagok egy helyen történő felhalmozódása azt jelenti, hogy az üledékgyűjtő térben is reprezentálja a vízgyűjtő, valamint a befogási területén végbement változásokat. Ugyanakkor a tavi, lápi vagy mocsári rendszerben található üledékrétegek felhalmozódása időfüggő esemény, ezért az üledékgyűjtő nemcsak a vízgyűjtő területen történt eseményeket gyűjti össze, hanem időben is rögzíti a felhalmozódott üledékek és rétegek helyzetét. Amennyiben a mikroléptékű (néhány hektáros) skálán történő környezeti változásokat akarjuk megvizsgálni, akkor olyan kisebb felületű, zártabb üledékgyűjtő rendszereket kell kiválasztani, amelyek csak lokális jelenségekről hordoznak információkat (DEL COURT és DEL COURT 1991). Ilyen kis méretű, lokális üledékgyűjtőként fogható fel a mintegy 2 ha kiterjedésű szélfújta mélyedésben kialakult bátorligeti láp is (WILLIS et al. 1995).

Mind a láp centrumában lemélyített fúrás szelvényen, mind a part mentén kialakított földtani szelvényen részletes üledékföldtani, mikrominológiai, mikromorfológiai, pásztázó elektronmikroszkópos, radiokarbon, szén és oxigénizotópos, röntgendiffrakciós vizsgálatokat, fő- és nyomelemzést, valamint pollenanalitikai, antrakológiai, karpológiai és malakológiai elemzéseket végeztünk (WILLIS et al. 1995, SÜMEGI et al. 1996, DÁNIEL et al. 1996, SÜMEGI 2003). Mivel a módszerek részletes bemutatása már több helyen is megtörtént itt elsősorban az elemzések eredményeinek és a környezettörténeti változások bemutatására törekszünk.

Eredményei és értékelésük

A láp centrumában Livingstone fúróval mélyített szelvényből és a láp peremén kialakított földtani szelvényből 17 radiokarbonmerest végeztettünk az MTA debreceni Atommag Kutató Intézet Konnyuizotop Laboratóriumában (3. és 4. ábra). Az őslénytani és radiokarbon adatok és párhuzamok alapján (SÜMEGI 1996b) feltételezzük, hogy a batorligeti szélfújta mélyedésben a tavi üledékképződés mintegy Krisztus előtti 19-20 ezer évvel ezelőtt kezdődhetett el. Így a batorligeti láp fekjutet alkotó szelbarazdanak, a fekjut alkotó futóhomok képződésének idejét ezt megelőző korra, a würm végén kialakult egyik rövidebb idejű hideg és száraz szakaszra, a Krisztus előtti 20–21 ezer évre tehetjük. A fekjut alkotó karbonátmentes homokból a mikromineralógiai elemzés elsősorban jelentős mennyiségű kvarcot, földpátot, muszkovitot mutatott ki.

A fekjure egy a felszín felé fokozatosan csökkenő homoktartalmú, jól osztályozott, sárgásszürke színű, karbonát- és *Mollusca* hejmentes, finomkozetlisztes durvakőzetliszt rétege, egy hideg vizu oligotrof tóban felhalmozódott uledekretege települt. Ez az uledekretege a szélbarázda peremén kiékelődik, mindössze néhány centiméteres réteget alkot, de az üledékgyűjtő centrumában meghaladta a félméteres kifejlődést is. A szemcseosszetel alapján feltételezhető, hogy a tavi rendszerben jelentős mennyiségű hulló por halmozódott fel és minerorganikus üledékréteget alkotott. Az üledék C/N aránya 10-es

CM	Üledék	Geokémia	Mollusca	Pollen	Kor CAL BC/AD
10	Feketésbarna, agyagos tőzeg Th4				CAL AD 1951
20	Feketésbarna, faszenes agyagos kozetlisztes Ld2Th1Dg1	Szerves anyagtartalom 50-60%-ra emelkedik.	Palearktikus, euroszibériai vizi, vizparti, mocsári fauna eloterese, hidegturo elemek ismételt megjelenése.	Ruderalls, eroteles emberi hatást tükröző pollenkép	CAL AD 1414
30		Karbonáttartalom maximuma, szerves anyag tartalom 20-25% kozotti, Na, Ca tartalom a szelvényen belül a legjelentősebb, fedő felé novekvo Mn és Cu tartalom.	Thermofil DDK-Europi fajok csökkenő aránya.	Fafajok eroteles visszaesése, antropogén hatást tükröző gyomok (<i>Plantago</i> , <i>Rumex</i> és gabonafelek) megjelenése	CAL AD 984
40			Thermofil, DDK-Europi fajok dominanciamaximuma, holocén klimaoptimum kialakulása, vizboritasi maximum	<i>Tilia</i> visszaszorul, <i>Quercus</i> es a tolgyes erdo jellemzo fafajok eloterenek, <i>Fagus</i> (bukk) es <i>Abies</i> (jegenyefenyo) alacsony, de folyamatos jelenete	CAL BC 6008
50	Lc1Ld1Th1 Dg1 tavi kreta Lc4		Thermofil es hidegturo fajok egyuttes jelenete, palearktikus elterjedesi taxonok maximuma.	Lombos fak eloterese, <i>Tilia</i> (hárs) kiemelkedő dominanciája	CAL BC 8483
60	Fehereszurke színű, karbonátos, novekvo kőzetliszt és csökkenő homoktartalmú, goethit follos, edesvizi maszu Mollusca héjakkal fekseben zárt, varos színű vasas rétege Lc2As2	Szerves anyag 10%-ra, karbonáttartalom 30%-ra emelkedik, Si tartalom csökkent, Fe, Mn, P koncentracio maximumon.	Hidegturo, euroszibériai fajok és vizi fauna dominanciája.	<i>Pinus</i> , <i>Picea</i> , <i>Betula</i> dominancia vegyeslombú zárt tagja állapot, mersekelotevi lombos fák alacsony, de folyamatos jelenete <i>Corylus</i> novekvo jelenete, nyílt teret kedvelők visszaszorulnak.	CAL BC 8607
70		Jelentős szilikattartalom (90-95%), szerves anyag tartalom 1-2% kozotti, Allogén elemek, mint a K, Mg, Zn, Cr, Mg koncentracioja kiemelkedoen jelentos.		Lagyszaruak expanszioja, vegyeslombú tagjas sztyepp stadialis állapot (<i>Gramineae</i> , <i>Pinus</i> , <i>Picea</i> , <i>Betula</i> , <i>Salix</i> , <i>Cyperaceae</i> <i>Quercus</i> , <i>Corylus</i> , <i>Carpinus</i>).	CAL BC 10.643
80	Sargaszold színu karbonatmentes, novekvo durvakozetliszt es csokkeno agyagtartalmu, oligotrof tavi iszap Mollusca hejakkal As3Ag1			Fak eloterese, vegyeslombú sztyeppes tagja, interstadialis állapot (<i>Pinus</i> , <i>Picea</i> , <i>Betula</i>).	?
90	Szarkeszold színu karbonatmentes, hej-, agyagmentes, kozetlisztben dus, "minerorganikus" tavi üledék As2Ag2				CAL BC 14.000
100					?
110					CAL BC 16.000
120					?
130					CAL BC 19.000
140	Jol osztalyozott fekso futóhomok Ga3As1	Szilikattartalom 95% feletti szerves anyagmentes			?
150					
160					
170					

3. ábra Livingston fúrás-szelvény paleoekologiai feldolgozásának eredményei (WILLIS et al. 1995 nyomán, modositva)
 Figure 3. Results of the palaeoecological investigation of the Livingston core profile (after WILLIS et al. 1995, modified)

Carpinus orientalis jelenlétét, mert egyértelműen csak a *Carpinus betulus* fajhoz sorolható magok kerültek elő (SÜMEGI et al. 1996). Ugyanakkor Willis *Carpinus orientalis* pollenre vonatkozó meghatározását több palinológus (JÁRAINÉ-KOMLÓDI 2001, MAGYARI 2002) is bírálta, jelezve, hogy a *C. betulus/C. orientalis* fajok elkülönítése a korábban leírt és WILLIS et al. (1995) által felhasznált pollen határozási bélyegek alapján nem egyértelmű. Ugyanakkor a faszenek alapján a térségben már korábban is bizonyítani lehetett a *Carpinus betulus* faj egyértelmű, felső-würm korú jelenlétét (RUDNER és SÜMEGI 2001), ezért feltételezzük, hogy a bátorligeti, felső-würm kor végén kialakult vegyes lombosított sztyeppés tajgában nem a napjainkban a Mediterránban, Pontikumban elterjedt, illetve a csákvári Kerek-hegyen is megtalálható *Carpinus orientalis*, hanem a közép-európai területeken elterjedt *Carpinus betulus* faj jelenhetett meg. A frissen kialakult tóban *Myriophyllum verticillatum* (gyűrűs süllőhínár) és *Potamogeton* (békaszőlő) fajok alkották a hínárvegetációt (WILLIS et al. 1995), míg a vízparti vegetációt *Sphagnum* (tőzegmoha) és bokorfüzes (*Salix*) képezte. A hínárvegetáció vízborítási igénye alapján a felső-würm tó mélysége mintegy 1,5–2 m mély lehetett.

A következő üledékes rétegben a homokfrakció aránya lecsökken és egyre jelentősebb arányban jelentkezik az agyagfrakció és egy kékeszöld színű agyagos kőzetliszt horizont alakult ki. Feltételezhető, hogy ez az agyagtartalom a parti régió talajainak bemosódásából származott. Az agyagtartalom talajerózióból származó növekedését az is alátámasztja, hogy a lúp peremén található szelvényben az agyagtartalom (2–30%) végig jelentősebb volt, mint a lúp centrumában kialakított fúrásszelvényben (1–7%), jelezve a parti bemosódás kialakulását. Az agyagtartalom legjelentősebb aránya (20–30%) a parti szelvényben és ebben a horizontban a durvakőzetliszt aránya ugrásszerűen, 60%-ról 30% alá csökkent, ugyanakkor a szerves anyagtartalom jelentősen megemelkedett. Ezek a változások jól párhuzamosíthatók a pleisztocén végi üledékképződési környezet megváltozásával, a levegőben lévő egykori eolikus poranyag csökkenésével, a növényzettel borított térszínek növekedésével és a mállás intenzívebbé válásával (SÜMEGI 1996a, 1996b). Hasonló a globális hőmérséklet-növekedés hatására lejátszódott üledékes környezeti változást már korábban is sikerült kimutatni a magyarországi üledékgyűjtő medencékben (WILLIS et al. 1997, SÜMEGI 1996a, 1996b 2001). A bátorligeti üledékképződési környezet megváltozását Krisztus utáni 14 ezer évre tehetjük a radiokarbon eredmények és a különböző üledékgyűjtő medencék ülepedési rátájának figyelembevételével. Ez a késő-glaciális kor kezdetén kialakult agyagtartalom növekedés és kőzetliszt-tartalom csökkenés jó egyezést mutat a levegőben lévő globális szintű poranyag fokozatos csökkenésével, a löszképződés lezárulásával (PÉCSI 1993), a Kárpát-medencében a késő-glaciális vegyeslombú, zártabb tajga állapot kialakulásával és a podzoltalaj képződés intenzívebbé válásával (SÜMEGI 1996a, 2003). Ezt támasztja alá az elem- és ásványösszetétel változása is, mert a vízben oldható, savas pH körülmények között képződő podzol talaj esetében a szilikátokból felszabaduló és mobilis, vízdoldható formába kerülő Fe, Mn, Al aránya a szelvényen belül a legjelentősebbnek, ugyanakkor a vízben oldható Ca, Mg, Si aránya a legkisebbnek bizonyult. Az üledékes szuszpenzióban mért pH alapján is egyedül ebben a szintben lehetett savas viszonyokat kimutatni a vizsgált rétegsorokban. Az agyag jelentős része szmektit, kisebb része szmektit/illit típusúnak bizonyult (KOVÁCS-PÁLFFY et al. 1996). A C/N arány fokozatosan 10 fölé emelkedett, de a 15-ös értéket nem haladta meg, vagyis a tavi rendszer fokozatosan disztróf rendszerré válhatott. Ennek az üledékes horizontnak a legjellemzőbb ásványai a Fe-montmorillonit

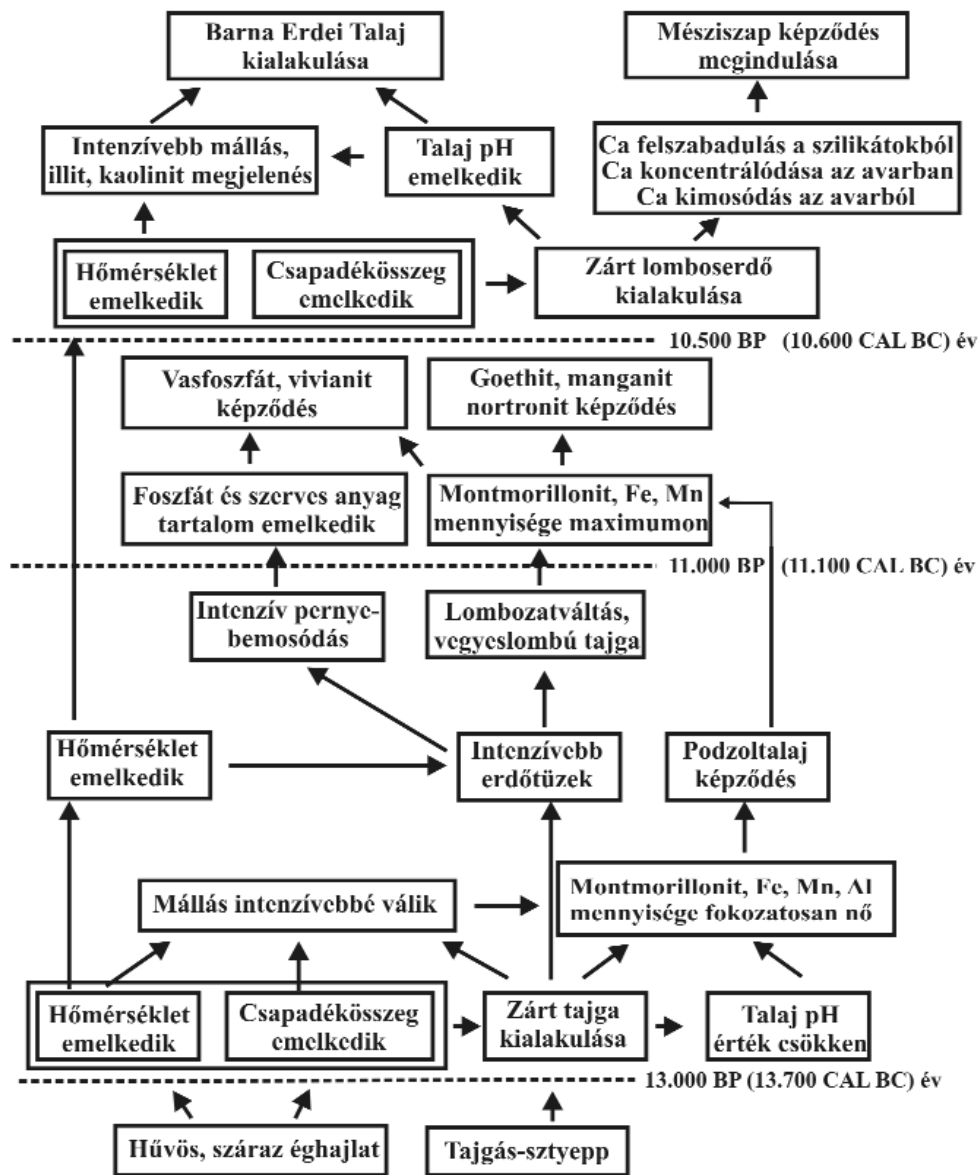
(nontronit), goethit, gipsz, barit és a vivianit voltak (KOVÁCS-PÁLFFY et al. 1996). A pásztázó mikroszkópos és mikroszondás elemzések alapján a vivianit, manganit, nontronit ásványok mellett elnyúló, lapos táblás kifejlődésű illetve helyenként rostos, szálas megjelenésű Ca-, Ba-, és S -tartalmú ásványok, gipsz és barit mutatható ki.

Az üledék és ásványösszetétel mellett az egykori vegetáció is jelentősen átalakult. A pollenkoncentráció az előző szintekhez képest ugrásszerűen megemelkedett. Ez a változás az egyre jelentősebb növényzeti borítás pollenkibocsátó képességének növekedését, az üledék pollenmegőrző képességének javulását jelzi. A sásfélék (*Cyperaceae*), fűfélék (*Gramineae/Poaceae*) aránya erőteljesen lecsökkent, a homoktövis (*Hippophaë rhamnoides*) teljes mértékben visszaszorult, ugyanakkor az ürömfélék (*Artemisia*) aránya jelentősen megemelkedett ebben a szintben, és az erdefenyő (*Pinus*), a lucfenyő (*Picea*), a nyír (*Betula*), a boróka (*Juniperus*) aránya a szelvényen belül a legjelentősebbé vált. A mérsékeltövi, melegkedvelő, széles-levelű fák (*Quercus*, *Carpinus*, *Ulmus*, *Corylus*) aránya emelkedett és egyes mintákban elérte az 5%-ot is. A *Salix* (fűz) aránya ugyancsak emelkedett. A tűlevelű elemek és lombosfa fajok tehát egyaránt terjedtek ebben a kronológiai horizontban.

Az üledékföldtani, geokémiai és paleobotanikai adatok egyaránt azt bizonyítják, hogy zárt tajga alakult ki a vizsgált területen. A zárt tajga kialakulását követően a talaj, egészen pontosan a savas pH-n történő podzolképződés felerősödött és ennek hatására az üledékgyűjtő medence és a környező területek elemforgalma megváltozott.

Ebben az üledékes horizontban sikerült *Mollusca* faunát is feltárnunk, amelyben a palearktikus, eurosibériai, hidegtűrő, nagy tűrőképességű és állandó vízborítást igénylő vízi fajok (*Valvata pulchella*, *Lymnaea palustris*, *Planorbis planorbis*, *Bithynia leachi*, *Gyraulus riparius*) aránya volt a jelentős. A szárazföldi faunaelemek közül csak a vízparti sávban elterjedt, víz feletti növények szárain, levelein, vagy mohákon élő *Carychium minimum*, *Succinea putris* fajok kerültek elő ebből a szintből. A fauna összetétele alapján a késő-glaciális korban a tavi állapot legjelentősebb vízborítottsága mintegy 1,5 m mély lehetett.

A viviantos üledékrétegre egy vörösbarna színű, agyagos kőzetliszt réteg települt, majd helyenként vörösbarna vasas foltokat tartalmazó édesvízi mészkőréteg fejlődött ki. A geokémiai elemzések arra utalnak, hogy ebben az üledékes szintben, a kalcitban, az egyértelműen domináns Ca^{2+} kation (94%) mellett elsősorban Mg^{2+} (4%) kation mutatható ki, míg a Fe^{2+} (2%) tartalom alárendelt. A vörösbarna színű rétegben a kalcitot a következő formában írhatjuk le pontosan: $(\text{Ca}_{0,94}\text{Mg}_{0,04}\text{Fe}_{0,02})\text{CO}_3$ és ezt a karbonátos ásványi összetételt *Mg(Fe)-tartalmú kalcitnak* nevezhetjük. Az édesvízi mészkőrétegben karbonát tartalom ugrásszerűen megemelkedett (5. ábra) és több mintában is meghaladta az 50, sőt a 70%-ot is. A vizes extrakció Fe tartalma hirtelen lecsökkent, míg a Ca, Mg, Al, Si tartalom erőteljesen megemelkedett. A szerves anyag tartalom is jelentős ebben a horizontban, ugyanakkor az üledékben mért C/N arány meghaladta az eutróf tavakra jellemző 15-ös értéket. Ezek az adatok jelentősebb szerves anyag terheltség kialakulását, a bátorligeti üledékgyűjtő medencében kifejlődött tavi rendszer egykori, fokozatos eutrófizációját tükrözi. A röntgendiffrakciós elemzések alapján (KOVÁCS-PÁLFFY et al. 1996) jelentős mennyiségű (22-64%) kalcit alakult ki a szelvénynek ebben a szakaszában, míg a szilikátok mennyisége fokozatosan lecsökkent és megjelent a pirit (FeS_2) ásvány a szelvényben. Az előző szinthez képest a Mg^{2+} kation (2%) beépülése a kalcit rácsába lecsökkent és alacsony Mg-tartalmú kalcit ($\text{Ca}_{0,98}\text{Mg}_{0,02}\text{CO}_3$), illetve az



5. ábra A bátorligeti táj elemeinek változása a pleisztocén/holocén határán (SÜMEGI 1996)

Figure 5. Changes of the elements of the landscape of the Bátorliget-marsh at the Pleistocene/Holocene transition (SÜMEGI 1996)

mikroszonda vizsgálatok alapján tiszta *calcit* egyaránt képződött az üledékben. A karbonát-tartalom legjelentősebb aránya (78%) a karbonátos szint felszín közeli részén alakult ki. Ugyanitt a szerves anyag tartalom is jelentősen megemelkedett és meghaladta az 5%-ot. Az üledékgyűjtőbe bemosódott agyagásványok alapján a környező területeken a mállás jellege mintegy 9 000 évvel ezelőtt megváltozott, mert az autochton származású muszkovit szemcsék eltűnésével egy időben a szmektit, illetve szmektit-illit típusú agyásványok mellett jelentős arányban megjelentek az illit és kaolinit agyagásványok is, míg a nontronit agyagásvány eltűnt az üledékes összletből. Ezek a változások a podzol talajképződés lezárulását, a barna erdei talaj kialakulásának megindulását valószínűsítik. Hasonló talajfejlődési folyamatváltozást lehetett rekonstruálni a Kárpát-medence más területein is a pleisztocén-holocén határán (WILLIS et al. 1997).

A bátorligeti szélfújta mélyedést övező homokbucka anyaga, eltérően a kiskunsági homokterület alapkőzetétől nem tartalmaz sem kalcitot, sem dolomitot, teljesen karbonát-mentesnek bizonyult, így a tavi karbonátos rendszerbe allochton módon nem kerülhetett be törmelékes karbonát, kalcit vagy dolomit. Ezért feltételezzük, hogy a vízben oldódó Ca-, Mg-tartalom valószínűleg a szilikátok (a nehézasvány vizsgálat alapján a terület futóhomok alapkőzetét felépítő piroxén, földpát és muszkovit ásványok) mállásából származott. Tehát az üledékgyűjtő medence vízgyűjtő területén kialakult mállásnak, talajképződésnek kiemelkedő jelentősége van a tó elemforgalma szempontjából, nem véletlen, hogy a vízben oldódó Ca-, Mg-tartalom a pleisztocén végén, a holocén kezdetén, a globális hőmérséklet okozta vegetáció- és talajváltással, a mállás intenzitásának növekedésével egy időben emelkedett meg ugrásszerűen. Ezt a Ca felszabadulást erőteljesen segíthette a holocén kezdetén a lombos fák terjedése, mert ezek a növények – szemben a tűlevelű fákkal – akkumulálják a leveleikben a mállás során felszabaduló kalciumot, így a lombos fákról lehulló levelek kalciumtartalma tízszer-tizenötöszer jelentősebb, mint a tűlevelek kalciumtartalma (BENNETT et al. 1992, WILLIS et al. 1997). A lombos fákról lehulló levelekből a csapadékvíz a kalciumot könnyen kioldja és az üledékgyűjtő medencébe transzportálja. A vízben így jelentős mennyiségű hidrokarbonáthoz kötődő kalcium ($\text{Ca}[\text{HCO}_3]_2$) alakulhatott ki.

A radiokarbon vizsgálatok alapján a Krisztus előtti 11. évezredben ugrásszerűen megváltozott a pollenösszetétel. Előbb a lucfenyő, majd 10 000 BP évtől a *Pinus*, *Betula* virágporszemek aránya jelentősen lecsökkent és egyúttal a *Tilia*, *Corylus*, *Ulmus*, *Quercus*, *Alnus*, valamint a páfrányok (*Filicales*) aránya erőteljesen emelkedett, míg a fű- és sásfélék aránya jelentős maradt. Ezt a pleisztocén/holocén határon kialakult, jelentős pollenösszetétel változást a bátorligeti szelvényben egyedülállóvá tette, hogy a hárs (*Tilia*) dominanciája emelkedett meg jelentősen (WILLIS et al. 1995), szemben más magyarországi szelvényeken jelzett mogyoró, tölgy, vagy sztyepp elemek dominancia növekedéséhez képest (ZÓLYOMI 1931, 1952, JÁRAINÉ-KOMLÓDI 1966, 1968, 1969). Hasonló hársfa dominanciával jellemezhető kora-holocén erdőket lehetett rekonstruálni a siroki Nyíres-láp (GARDNER 1999), valamint a csarodai Nyíres-tó (SÜMEGI 1999) elemzésénél is. A *Tilia* kiemelkedő aránya valószínűleg összefüggésben hozható a bátorligeti láp környezetében megfigyelhető morfológiai mozaikossággal, mert a talajvíztükör fölé emelkedő száraz homokhát megfelelő élőhelyet biztosított a hársfa megtelepedésének és terjedésének. A védett területen ma is a homokbucka délkeleti lejtőrésszén maradt fenn az ezüsthársas erdőtársulás. A melegkedvelő *Tilia* dominanciával jellemezhető erdősztyepp vegetáció majd 2000 naptári éven át, Krisztus előtti 8600 évig fennmaradt.

A *Tilia* kora holocén gyors megjelenése, expanziója és jelentős aránya alapján feltételezzük, hogy a hárs erdélyi, Partiumi refugiumának, reliktum területeinek fluktuációs övezetéhez tartozott az ÉK alföldi régió, magában foglalva a csarodai, batorligeti területeket is. A pleisztocén/holocén határán kialakult erdőtársulással párhuzamosan a süllyhínár a tavi rendszerben visszaszorult és megjelentek a sekély, gyorsan átmelegedő vizet jelző széleslevelű gyékény (*Typha latifolia*), békaszőlő (*Potamogeton*), békabuzogány (*Sparganium*), hídőr (*Alisma*) fajok a szélfújta mélyedésben kialakult tóban.

A növényzet alapján a holocén kezdetén az enyhébb, szárazabb éghajlaton, a kisebb csapadék mennyiség és/vagy az intenzívebb párolgás következtében a szélfújta mélyedésben kialakult tavi rendszer vízszintje valószínűleg szezonálisan, a vegetációs periódus során lecsökkenhetett. A mésziszap képződés során megközelítőleg Krisztus előtti 8600 évtől a hárs fokozatosan visszaszorul és a tölgy (*Quercus*), fűz (*Salix*) pollenek aránya emelkedik jelentősen és bár csekély arányban, de megjelennek a bükk (*Fagus*) és a jegenyefenyő (*Abies*) virágporszemcsék is a szelvényben. Egy kiegyenlített, csapadékosabb éghajlaton indult meg a tölgyerdő terjedése és valószínűleg a hárserdők is ekkor szorultak a batorligeti parabolabucka déli lejtőjére. A *Fagus* pollenek jelenléte több szempontból is jelentős. Légáramlással nehezen terjedő pollenjei következtében feltételezhető, hogy a bükkfa a batorligeti kora holocén kiterjedt tölgyerdő vegetációjának, még ha jelentéktelen számban is, de része volt. Ezt támasztja alá a parti szelvényből származó, egyértelműen az egykori helyi vegetációból eredő, autochton beágyazódású faszénminták antrakológiai vizsgálata (SÜMEGI et al. 1996), amelyben mintegy Krisztus előtti 7600 évtől a bükk faszenek folyamatos jelenlétét lehetett bizonyítani. A bükkfa pollenszemek és faszenek azt bizonyítják, hogy a bükk terjedése nem csak a szlovéniai negyedidőszaki bükk refugiumból (GARDNER 1998, 1999, GARDNER és WILLIS 1999) indulhatott meg, mint azt több magyar palinológus állítja az utóbbi időkben (MAGYARI 2001). A batorligeti adatok szerint a bükkfának több reliktum területe is kialakulhatott a Kárpát-medence peremén, a medencét környező hegységekben (Erdélyi középhegység, Kárpátok, Fruska Gora), így a bükkfa terjedése, alföldi megtelepedése többirányú folyamat lehetett, illetve több irányból is megtörténhetett. A vízi növények pollen arányának változásai, a gyékény, békaszőlő, hídőr dominancia hullámlásai alapján a periodikus vízborítás tovább folytatódhatott ebben a vegetációs fázisban is, bár a vízi tündérrózsa (*Nymphaea*) megjelenése a tó vízszintjének általános emelkedését, a jelentősebb vízborítás kialakulását jelzi.

A láp peremén kialakított földtani szelvényben az első malakológiai horizont Krisztus előtti 11 500–9 600 évek közé tehető. Az állandó vízborítást igénylő fajok aránya a parti szelvényen belül ebben a horizontban a legjelentősebb és a faunában az enyhébb klímát kedvelő (*Pomatias rivulare*, *Discus perspectivus*, *Vertigo angustior*), és hidegtűrő elemek (*Valvata pulchella*, *Bithynia leachi*, *Gyraulus riparius*, *Discus ruderratus*) egyaránt előfordulnak. A vízi fauna összetétele teljesen hasonló, mint a láp centrumában mélyített fúrászelvényében talált pleisztocén végi vízi fauna összetétele és ez alapján egy hidegvízű, növényzettel kevésbé benőtt, oligotróf tavi rendszert rekonstruálhatunk. Viszont a szárazföldi faunában a pleisztocén hidegebb szakaszaiban elterjedt, hidegtűrő, erdei, boreo-alpin (*Discus ruderratus*) és a holocén során szétterjedő, erdei környezetet és enyhébb klímát kedvelő közép-európai (*Discus perspectivus*), pontikus (euxin) elterjedésű fajok (*Pomatias rivulare*) egyaránt előfordultak. A parti szelvény szárazföldi faunájának összetétele szinte teljes mértékben korrelálható a láp centrumában mélyített fúrás pollen-

elemzésének eredményeivel, a pollen alapján megrajzolt termomezofil lombos erdei elemekből és tűlevelűekből álló, zárt vegyes lombos erdő tájgaerdő keveredésének, a tajga/lombos erdő váltás szintjével. Feltűnő, hogy ezeknek a pleisztocén/ holocén határán kialakult *Mollusca*-faunát alkotó fajoknak recens areája nem átfedő. Ezért a batorligeti láp környezetében a pleisztocén végén, holocén kezdetén olyan csigaközösségek alakulhattak ki, amelyeknek nincsenek napjainkban megfigyelhető párhuzamai. A batorligeti, pleisztocén végi, helyi környezeti tényezőket tükröző szárazföldi *Mollusca*-fauna különleges összetétele egyrészt bizonyítja, hogy a batorligeti területen egy termomezofil erdei elemeket is megőrző erdei refugium fejlődött ki. Másrészt arra bizonyítják, hogy a korábbi megállapításokkal szemben (FÜKÖH 1990, 1992, JÁRAINÉ-KOMLÓDI 1966, 1969, ZÓLYOMI 1952) a pleisztocén/holocén határán a Kárpát-medencében nemcsak hideg sztyepp – nyír-fenyő erdő – meleg sztyepp, hanem tajgaerdő, lomboserdő váltás is rekonstruálható. Az euxin, a közép-európai és a boreo-alpin fajok jelenléte mellett holarktikus, palearktikus és eurosibériai elemek dominálnak ebben a szintben. Az erdei fajok kiemelkedő, 90%-ot meghaladó aránya mellett a szegély zónát és nyílt területet kedvelő fajok is megjelentek ebben a szelvényszakaszban. A fauna-összetétel tehát már a pleisztocén végén, a holocén kezdetén rendkívül sokszínű volt. Úgy tűnik, hogy az élővilág napjainkban is megfigyelhető nagyfokú sokszínűsége (a biodiverzitás) már a pleisztocén végétől fennállt a batorligeti lápon.

A hárspollen dominanciaszintjében, Krisztus előtti 9600–8400 évek között az állandó vízborítást kedvelő fajok, köztük a hidegtűrő elemek aránya, valamint az erdei fajok dominanciája lecsökkent és az időszakos vízborítást kedvelő elemek, a szegély zónát kedvelő fajok aránya megemelkedett. Ezek a változások egy szárazabb éghajlati szakasz, egy nyitottabb, jól átvilágított, valószínűleg erőteljesebb cserjevegetációval rendelkező erdőtüpus kialakulását valószínűsítik és jól párhuzamosíthatók a láp centrumában mélyített fúrás szelvényéből megismert kora-holocén során kifejlődött pollen-összetételbeli és faunisztikai változásokkal. A *Mollusca*-faunában visszaszorulnak a boreo-alpin elemek, a hidegtűrő fajok aránya tovább csökken, megjelennek a közép-európai erdei elemek és fokozatosan emelkedett a délkelet-európai, erdei környezetet igénylő fajok aránya is. A délkelet-európai erdei fajok közül a batorligeti láp területén ma még jelenlévő *Aegopinella minor* (NYILAS és SÜMEGI 1991) és a recens faunában már nem található *Aegopinella pura* együttes jelenléte is igazolja a fentebb leírt összefüggéseket. Mivel az erdőssztyepp jellegű növényzetnél a nyitottabb növényzeti borítást igénylő fajok arányának is növekednie kellett volna, ezért egy különleges, jó fényáteresztő lombos erdővel rendelkező és nem erdőssztyepp jellegű erdei növényzet kialakulását rekonstruáltuk ebben a szintben.

A következő quartermalakológiai horizont Krisztus előtti 8400–4800 évek között fejlődött ki. Az állandó vízborítást igénylő fajok aránya tovább csökkent, míg az időszakos vízborítást igénylő fajok aránya tovább emelkedett és a két, eltérő vízi környezetet igénylő paleoökológiai csoport aránya ebben a szintben átfordult. Ez a faunaváltozás a vízszint változása mellett elsősorban egy széles, mocsaras parti övezet és valószínűleg egy keményfás ligeterdő kialakulását jelezheti. Ezt támasztja alá a parti élőhelyekre, nádas, gyékényes, sásos övre jellemző *Carychium minimum*, *Vallonia pulchella*, *V. enniensis* illetve az erdei környezetre jellemző *Carychium tridentatum* kiemelkedően jelentős aránya, a mintánként több ezer egyeddel történő előfordulása is.

A radiokarbon vizsgálatok alapján Krisztus előtti 6008 cal BC évnél a karbonátos üledékes fázis lezárult és egy szerves anyagban dús tavi üledékes rendszer alakult ki. A mezotróf holocén tavi rendszer eutrófizálódása az első termelő gazdálkodást folytató neolit közösségek megjelenésével egy időben fejlődött ki a batorligeti szélbarázdában. Így feltételezhető, hogy a tavi rendszer eutrófizálódása összefüggésben lehetett a neolit közösségek égetéssel erdőirtásos tevékenységével, a szántók, legelők kialakítása során megnövekedett talajerózióval. A kora neolit erdőirtásokat követően több, emberi hatásra kialakult változásokat rekonstruáltunk a batorligeti üledékes összletben. Ezek közül kiemelkedik a késő-bronzkori, kelta-császárkori erdőirtások és honfoglaláskori mesterséges tó kialakítása a láp centrumában. A mesterséges tavat itatásra, áztatásra, vagy halastóként egyaránt hasznosíthatták. A környezettörténeti vizsgálatok alapján egyértelműen kijelenthető, hogy a neolit közösségek megjelenésétől kezdődően a batorligeti láp és környezetének természetes fejlődése megtört és a láp mai állapotának kialakulásában az őskori és történelmi emberi kultúrák igen jelentős szerepet játszottak. A termelő gazdálkodást folytató közösségek megjelenésével párhuzamosan az erdei fajok aránya fokozatosan csökkent, bizonyos fajok (*Discus ruderratus*) eltűntek a vizsgált területről, míg mások (*Granaria frumentum*, *Monacha cartusiana*) pont az emberi hatás következtében kialakult nyitottabb vegetációban telepedtek meg. Összességében az emberi hatások a batorligeti láp környezetét, flóráját és faunáját homogenizálták az elmúlt évezredekben.

Köszönetnyilvánítás

A kutatást az OTKA (F-4027), OTKA (T-034392) és a NKFP (00248/2002) pályázatok támogatták.

Irodalom

- BACSÓ N. 1959: Magyarország éghajlata. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- BENNETT K. D., BOREHAM S., SHARP M. J., SWITSUR V. R. 1992: Holocene history of environment, vegetation and human settlement on Catta Ness, Lunnansting, Shetland. *J. Ecology* 80: 241–273.
- BERGLUND B. E. 1986: Handbook of Holocene palaeoecology and palaeohydrology. J. Wiley and Sons, Chichester.
- BIRKS, H. J. B., BIRKS, H. H. 1980. Quaternary Palaeoecology. Edward Arnold Press, London.
- BLYTT A. 1876: Essay on the immigration of the Norwegian flora during alternating rainy and dry periods. Kristiania.
- CUSHING E. J. 1967: Late Wisconsin pollen stratigraphy and the glacial sequence in Minnesota.. In: CUSHING, E. J., WRIGHT, H. E. (eds.): Quaternary Palaeoecology. Yale University Press, New Haven, Connecticut, pp. 59–88.
- C SINÁDY G. 1953: A batorligeti láp története a pollenanalízis tükrében. *Földrajzi Értesítő* 3: 684–694.
- DÁNIEL P., KOVÁCS B., GYÖRI Z., SÜMEGI P. 1996: A Combined Sequential Extraction Method for Analysis of Ions Bounded to Mineral Component. Workshop of the 4th Soil and Sediment Contaminant Analysis Workshop. Lausanne, Switzerland.
- DEL COURT H. R., DEL COURT P. A. 1991: Quaternary Ecology. Chapman and Hall Press, London.
- DUDICH E. 1926: Faunisztikai jegyzetek. *Állattani Közlemények* 23: 87–96.
- FIRBAS F. 1949: Spat- und nacheszeitliche Waldgeschichte Mitteleuropas nördlich der Alpen I. Fischer, Jena.
- FÜKÖH L. 1990: A magyarországi holocén *Mollusca*-fauna fejlődéstörténete az elmúlt tízezer év során. Kandidátusi értekezés, Gyöngyös, Mátra Múzeum.
- FÜKÖH L. 1992: Examinations on faunal-history of the Hungarian Holocene *Mollusc* fauna (Characterization of the succession phase). *Folia Musei Historico-naturalis Musei Matraensis* 16: 13–28.

- GARDNER A. R. 1998: Biotic response to early holocene human activity: results from palaeoenvironmental analyses of sediments from Podpesko Jezero. *Dokumenta Prehistorica* 24: 63–77.
- GARDNER A. R. 1999: The ecology of Neolithic environmental impacts – re-evaluation of existing theory using case studies from Hungary. *Dokumenta Prehistorica* 26: 163–183.
- GARDNER A. R., WILLIS K. J. 1999: Prehistoric farming and the postglacial expansion of beech and hornbeam: a comment on Küster. *The Holocene* 9: 119–122.
- JÁRAINÉ-KOMLÓDI M. 1966: Adatok az Alföld klíma- és vegetációtörténetéhez I. *Bot. Közlem.* 53: 191–201.
- JÁRAINÉ-KOMLÓDI M. 1968: The late Glacial and Holocene flora of the Great Hungarian Plain. *Annales Universitatis Scientiarum Budapestiensis Sectio Biologica* 9–10: 199–225.
- JÁRAINÉ-KOMLÓDI M. 1969: Adatok az Alföld klíma- és vegetációtörténetéhez II. *Bot. Közlem.* 56: 43–55.
- JÁRAINÉ-KOMLÓDI M. 2000: A Kárpát-medence növényzetének kialakulása. *Tilia* 9: 5–59.
- KAKÁS J. 1960: Magyarország éghajlati atlasza. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- KOVÁCS-PÁLFY P., FÖLDVÁRI M., BARÁTH I. 1996: Jelentés a Bátorliget II. lelőhelyről származó minták ásványtani vizsgálatának eredményei. MÁFI Adattár.
- KROLOPP E. 1983: Biostratigraphic division of Hungarian Pleistocene Formations according to their *Mollusca* fauna. *Acta Geologica Hungarica* 26: 62–89.
- LIVINGSTONE D. A. 1955: Lightweight piston sampler for lake deposits. *Ecology* 36: 137–139.
- MAGYARI E. 2001: A bükk (*Fagus sylvatica*) és a gyertyán (*Carpinus betulus*) terjedésének problematikája a Kárpát-medence holocén vegetációfejlődésében. 4. Magyar Őslénytani Vándorgyűlés kiadványa, Tihany, pp. 26–27.
- MAGYARI E. 2002: Climatic versus human modification of the Late Quaternary vegetation in Eastern Hungary. Ph.D Thesis, Debreceni Egyetem, Debrecen.
- MAHUNKA S. (szerk.) 1991: The Bátorliget Nature Reserves – after forty years, 1990. I. Hungarian Natural History Museum, Budapest.
- MOLNÁR B., FÉNYES J., KUTI L., NOVOSZÁTH L. 1988: A hagyományos és pásztázó elektronmikroszkópos szemcsevizsgálati eredmények összehasonlítása. *Földtani Közöny* 118: 27–48.
- NYILAS I., SÜMEGI P. 1991: The *Mollusca* fauna of the Bátorliget Nature Reserves. In: MAHUNKA S. (ed.): The Bátorliget Nature Reserves – after forty years, 1990. I. Hungarian Natural History Museum, Budapest, pp. 227–236.
- PETERSON G. M. 1983: Recent pollen spectra from zonal vegetation in the Western USSR. *Quaternary Science Review*, pp. 281–321.
- PÉCSI M. 1993: Negyedkor és löszkutatás. Akadémia Kiadó, Budapest.
- SERNANDER R. 1908: On the evidences of Postglacial changes of climate furnished by the peat-mosses of Northern Europe. *Geologiska Föreningens i Stockholm Förhandlingar* 31: 465–473.
- SOÓ R. 1954a: Bátorliget növényvilága. In: SZÉKESSY A. (szerk.): Bátorliget élővilága. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 17–44.
- SOÓ R. 1954b: A növénytakaró. In: SZÉKESSY A. (szerk.): Bátorliget élővilága. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 45–57.
- SOÓS L. 1943: A Kárpát-medence *Mollusca*-faunája. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- STANDOVÁR T., TÓTH Z., SIMON T. 1991: Vegetation of the Bátorliget Mire Reserve. In: MAHUNKA S. (ed.): Bátorliget Nature Reserves -after forty years, 1990. *Studia Naturalia* 1. Scientific Studies from the Hungarian Natural History Museum, Budapest, pp. 57–118.
- STANDOVÁR T., TÓTH Z. 1989: Vegetation map of the Bátorliget Mire Preserve. *Abstracta Botanica* 13: 153–157.
- STANDOVÁR T. TÓTH Z. 1990: Bátorliget botanikai felmérése. Lippay János Tudományos Ülésszak eladásainak és posztereinek rövid összefoglalói (1990 november 7–8.). Kertészeti Szekció. Kertészeti és Élelmiszeripari Egyetem kiadványai, Budapest, pp. 348.
- STANDOVÁR T., TÓTH Z., SIMON T. 1992: A small nature reserve in an changing landscape. Poster at the 6th European Ecological Congress, Marseille, 7–12. 09.1992. Abstract in the *Bulletin du Museum d'Histoire Naturelle de Marseille*, Mesogee p. 28.
- TÓTH Z. 1992a: Bátorliget mohafldrájának elemzése (Analysis of the bryophyte flora of the Bátorliget Mire Reserve). Lippay János Tudományos Ülésszak előadásai (1992 november 4–5.). Kertészeti és Élelmiszeripari Egyetem kiadványai, Budapest, pp. 212–215.
- STANDOVÁR T., TÓTH Z. 1996. Complex assessment of vegetation in protected areas: possibilities and pitfalls. Symposium on Research, Conservation and Management (1–5. May 1996. Aggtelek, Jósavfő, Hungary). Symposium Abstract Volume p. 53. Publication. In: TÓTH E., HORVÁTH R. (eds.): Proceedings of the „Research, Conservation, Management“ Conference, Aggtelek, pp. 159–167.
- SÜMEGI P. 1996a: A bátorligeti láp fejlődéstörténete. *Calandrella* 10: 151–160.

- SÜMEGI P. 1996b: Az ÉK-magyarországi löszterületek összehasonlító öskörnyezeti rekonstrukciója és rétegtani értékelése. Kandidátusi értekezés, Debrecen.
- SÜMEGI P. 1999: Reconstruction of flora, soil and landscape evolution, and human impact on the Bereg Plain from late-glacial up to the present, based on palaeoecological analysis. In: HAMAR J., SÁRKÁNY-KISS, A. (eds.): The Upper Tisa Valley. Tiscia Monograph Series, Szeged, pp. 173–204.
- SÜMEGI P. 2001: Negyedidőszak földtani és paleoökológiai alapjai. JATEPress, Szeged.
- SÜMEGI P. 2003: Régészeti geológia – tudományos interdiszciplinák találkozása. Habilitációs dolgozat, Szegedi Tudományegyetem, Szeged.
- SÜMEGI P., DELI T., KOZÁK J., TÓTH Cs. 1996: Morphogenetic research of a Late Quaternary Surface in Northeastern Hungary. Abstract of „Geomorphology and the Changing Environment in Europe Congress“ Budapest.
- SZÉKESSY A. (szerk.) 1954: Bátorliget élővilága. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- TÓTH Z. 1992b. Bryophytes and their usefulness in characterization of a nature conservation area (Bátorliget Mire Reserve, NE Hungary). Poster at the Conference „Threat and conservation of lichens and bryophytes in Central Europe“ (4th Bryological and Lichenological Days in Czechoslovakia), Smolenice, Czechoslovakia, 29. 10.-1. 11.1991. Publication in Bryonora 9: 45–50.
- TÓTH Z., MAHUNKA S. 1992: Ósláp a Nyírség peremén (Mire at the edge of the Nyírség region). TermészetBúvár 92/2: 20–23.
- TUZSON J. 1914a: A Magyar Alföld növényformációi. Bot. Közlem. 12: 51–57.
- TUZSON J. 1914b: Jegyzetek a magyar flóra néhány növényéről. Bot. Közlem. 12: 138–152.
- VÁGVÖLGYI J. 1954: Bátorliget *Mollusca* faunája. In: SZÉKESSY A. (szerk.): Bátorliget élővilága. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- VON POST L. 1916: Einige südschwedischen Quellemore. Bulletin Geol. Inst. Uppsala 15: 14–45.
- WILLIS K. J., SÜMEGI P., BRAUN M., TÓTH A. 1995: The Late Quaternary environmental history of Bátorliget, N. E. Hungary. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 118: 25–47.
- WILLIS K. J., BRAUN M., SÜMEGI P., TÓTH A. 1997: Does soil change cause vegetation change or vice-versa? A temporal perspective from Hungary. Ecology 78: 740–750.
- WRIGHT H. E. 1967: A square rod piston sampler for lake sediments. Journal of Sedimentary Petrology 37: 975–976.
- ZÓLYOMI B. 1931: A Bükkhegység környékének *Sphagnum*-lápjai. Bot. Közlem. 28: 89–121.
- ZÓLYOMI B. 1952: Magyarország növénytakarójának fejlődéstörténete az utolsó jégkorszaktól. MTA Biológiai Osztályának Közleményei 1: 491–544.

GEOHISTORY OF BÁTORLIGET-MARSH

P. SÜMEGI^{1,4}, P. DANIEL², P. KOVÁCS-PÁLFFY³, I. JUHÁSZ⁴, T. DELI⁵, ZS. SZÁNTÓ⁶

¹Department of Geology and Paleontology, Szeged University, H–6722 Szeged Egyetem u. 2–6.,

²BIOGÁL Pharm. co., Debrecen, ³Institute of Geology of HAS, H–1043 Budapest Stefánia u. 14.,

⁴Institute of Archeology of HAS, H–1014 Budapest Úri u. 49.,

⁵Department of Zoology, Debrecen University, H–4025 Debrecen, Bem tér 18/C.,

⁶Institute of Nuclear Research of HAS, H–4001 Debrecen, Pf. 51.

Keywords: environmental reconstruction, holocene, Mollusca, palynology, sedimentology, refugia

This study details a multidisciplinary palaeoecological and geoarchaeological study of some sedimentary sequences (11 cores and open profiles) from Bátorliget marshy natural conservation area, in the northeastern part of the Great Hungarian Plain (Fig.1.). The principal aim is to review the effects of past human impact on the surrounding environment and reconstruct the ancient environment within natural evolution of vegetation, soil, fauna developments and catchment basin ontogeny from occurring of productive economy using sedimentological, geochemical, isotope geochemical, pollen, seed, macrocharcoal, vertebrate, malacological analysis.

During the last full glacial, the majority of the land in northern Europe was covered by extensive ice sheet. In comparison, southern parts of Europe remained unglaciated or slightly glaciated. Thus the analysed region

probably provided suitable microenvironments for temperate flora and fauna elements during the last glacial. The palaeoecological records suggest that many of the present temperate European trees, shrubs, herbs and animals survived in refugia in southeastern part of Europe during the last glacial. Our data suggest that one of the sporadic forest refugial spots developed on the analysed region at Bátorliget and some very different forest relict places were formed in the different parts of the Carpathian Basin.

According to the geological and palaeontological data, some global climatic and environmental changes developed from the last glacial cold maximum to postglacial time. As an unglaciated region during the last glacial, the Carpathian Basin may have provided an important refuge to temperate flora and fauna, this region (including Hungary) is an important intermediate zone (Fig.1.) between Balkan Peninsula and the western, eastern and northern parts of Europe. As a result of the above, Hungary occupies an important geographical position for European palaeoenvironmentalists and archaeologists, who explore the interactions among the effects of the lateglacial/ postglacial environmental changes and the natural faunal as well as floral expanding processes, furthermore among between diffusion of agricultural activity and spread of different cultures in Europe. This region is important for mapping of both natural and anthropogenic vegetation, fauna and soil histories of Europe.

The NE part of the Great Hungarian Plain, as a relatively undisturbed, forested marginal area, is one of the last areas, where several endangered species of the flora and fauna live. These species indicate a special history of fauna and flora of this region. Abundance and actual distribution of these species give opportunity to detect an area of full glacial refugia. According to the former archaeological findings, many of prehistoric sites from Upper Palaeolithic to Middle Age can be found in this region. Consequently we were searching for a small catchment basin of this region, where pollen, *Mollusca*, charcoal, vertebrate useful for palaeoecological analysis could have preserved.

The palaeoecological research was carried out on Bátorliget marsh, a nature reserve area approximately 2 km west of the Hungarian-Romanian border, in the northern edge of the Great Hungarian Plain. This region, named by Nyírség and surrounded by the high ridge of Carpathians (running in NW to SE) and the flat expanses of the Great Hungarian Plain to the West, means a unique geographical position in Europe.

It is located in the border of two very different environmental zones, not only in terms of geological situation but in association of ecological zones. Bátorliget marsh represents a combination of fauna and flora characteristic in mountainous regions of the Carpathians and the Great Hungarian Plain. Flora and fauna of the marsh include several species being rare to the Hungarian lowland although widespread in mountain regions. Abundance of floral and faunal species, which are normally found in wooded areas of the Carpathians, is also extremely high (NYILAS and SÜMEGI 1991).

This study presents the results of a multidisciplinary palaeoecological and geoarchaeological study, which was conducted in order to reconstruct the late Quaternary environmental history and prehistoric human impact of the Great Hungarian Plain, and which was based on palaeoecological and geoarchaeological results (although a part of these results was published in a paper – WILLIS et al. 1995). The methods of geomorphologic, sedimentological, geochemical, scanning electron microscope with microsonda (EDAX), pollen, charcoal, molluscan, vertebrate analyses along with radiocarbon dating and stable isotope analysis revealed two sedimentary sequences extending well back into the last glacial.

A KÖRNYEZETTUDOMÁNYI DOKTORI ISKOLA HALLGATÓI FÓRUMA (GÖDÖLLŐ, 2003. JANUÁR 28–29.)

Összeállította: PENKSZA KÁROLY

MENYHÉRT ZOLTÁN: *Köszöntő*

A Környezettudományi Doktori Iskola vezetője köszöntötte a doktori iskola hallgatóit, a témavezetőket, konzulenseket és a vendégeket az évenként megrendezett fórum alkalmából. Felhívta a figyelmet a követelmény teljesítésével kapcsolatos időarányos helyzetfelmérés jelentőségére. Majd felkérte a fórum meghívott előadóját az előadásának megtartására.

LÁNG ISTVÁN: *Rio + Johannesburg. Hogyan tovább?*

Az Országos Környezetvédelmi Tanács elnöke felvázolta a nagyjából negyven éves múltra visszatekintő környezetvédelem történeti hátterét, kitérve a környezetszennyezés súlyosságának első felismerésére (1960-as évek, Rachel Carson: Néma tavasz és a Római Klub jelentése: A növekedés határai). E művek kapcsán az ENSZ is fokozatosan felfigyelt a problémakör tárgyalásának fontosságára, ez vezetett a nagy nemzetközi környezetvédelmi konferenciákhoz:

- 1972. Stockholm: ENSZ Konferencia az Emberi Környezetről
- 1992. Rio de Janeiro: ENSZ Konferencia a Környezetről és a Fejlődésről
- 2002. Johannesburg: ENSZ Konferencia a Fenntartható Fejlődésről.

E világméretű találkozók a globális problémákat a környezeti elemeken túlra is kiterjesztették: középpontba került a népességnövekedés, a szegénység fokozódása és az üvegházhatás kiterjedt következményei is.

Rióban 1992-ben többek között létrejött az Éghajlatváltozási Keretegyezmény, amely az üvegházgázok légköri koncentrációjának fokozott emelkedését kívánta szabályozni, ám konkrét vállalásokat nem tartalmazott az egyes országokra nézve, csupán szándéknyilatkozatokat tettek az aláírók.

Malatinszky Ákos

MENYHÉRT ZOLTÁN: *A megnyitó záró gondolatai*

A Doktori Iskola vezetője kitért a környezettudomány megítélésének, helyzetének különböző szerzők szerinti megítélésére. A záróbeszéd tartalmaz fontos gondolatait egyik következő számunkban szeretnénk megjeleníteni.

A KÖRNYEZETTUDOMÁNYI DOKTORI ISKOLA HALLGATÓINAK ELŐADÁSAI

KÖRNYEZETGAZDÁLKODÁS ÉS KÖRNYEZETVÉDELEM ALPROGRAM HALLGATÓINAK ELŐADÁSAI

ARNDTNÉ LÓRINCI RENÁTA: *A természetvédelmi szempontú mezőgazdálkodás, földhasználattervezés rendszerének fejlesztése Bonyhád külterületének példáján*

ÁRVAI ERIKA: *Agroökológiai adottságokra épülő földhasználat, mint kistérség fejlesztési program megvalósíthatósági lehetőségeinek vizsgálata a Gödöllő-környéki és Galga-menti térségben*

AVAR BALÁZS: *A környezetileg érzékeny területek rendszerének alkalmazhatósága Magyarországon*

BALÁZS KATALIN: *Modellvizsgálatok a természetvédelmi és az agrár szempontokat integráló, komplex földhasználati üzemterv módszertanának fejlesztésére*

- BARTOS MÓNICA: *A földhasználati rendszer átalakítása a Közép-Tisza vidékén*
- BELÉNYESI MÁRTA: *Érzékeny Természeti Területek földhasználati rendszerének kialakítása térinformatikai módszerekkel*
- CSONKA BERNADETT: *A Mezőgazdasági Parcella Azonosító Rendszer és a NAKP terület alapú kifizetések ellenőrzési rendszere*
- DULAI SÁNDOR: *Tanyai iskolák, sorsok, értékválasztások*
- FODOR ZOLTÁN: *Az ártéri gazdálkodás öröksége és jövőbeli lehetőségei Magyarországon*
- GUBICZA CSILLA: *Kertsek és kertművelés szerepe, jövője, szabályozása a területi tervezésben Magyarországon és az Európai Unióban*
- GYOVAI ÁGNES: *Az agrobiodiverzitás megőrzésének szocio-ökonómiai aspektusai*
- HORVÁTH JUDIT: *A Dunakanyar funkcionális térségi lehatárolása összetett területhasználati szempontrendszer és konfliktusértékelés alapján*
- JUHÁSZ GABRIELLA: *Környezetkímélő szántóföldi növénytermesztés támogatásának lehetőségei a Nemzeti Agrár-környezetvédelmi Program keretében*
- KAZI JÁNOS: *Térségfejlesztési projektek minősítése a fenntartható fejlődés kritériumai szerint*
- KOVÁCS VIKTÓRIA: *A különböző mezőgazdálkodási rendszerek összehasonlító energetikai elemzése, értékelése*
- KOVÁCS ZOLTÁNNÉ, LAJOS KRISZTINA: *A környezet megjelenése a tájlakó közösség kulturkommunikációs rendszereiben*
- KÖNCZEY RÉKA: *A környezettudatosság és mérésének lehetőségei Magyarországon*
- KRISTÓF DÁNIEL: *Távérzékelési módszerek integrációja a környezetgazdálkodási döntéstámogató rendszerekben*
- PÉTER PÁL: *A környezetileg érzékeny területek (ESA) rendszerének bevezetését megalapozó modellvizsgálatok a Hargita hegységben*
- SCHNELLER KRISZTIÁN: *A tisztacsegei mélyártér téralkalmasságának geoinformatikai vizsgálata a területfelhasználásra vonatkozó tervezői javaslatok tudományos megalapozásához*
- SKUTAI JULIANNA: *Térinformatikai módszerek alkalmazása az agrárkörnyezetgazdálkodás és vidékfejlesztés területén*
- SZÓKE TAMÁS: *A táj és településhálózat fenntartható újrastrukturálásának lehetőségei a Bodroghözben két településcsoport példáján*
- TAR FERENC: *Fenntartható földhasználati stratégia kialakítása Magyarországon*
- ZAJÁCZ EDIT: *Napraforgó hibridek egyes területi elhelyezési kérdései eltérő agroökológiai adottságok esetén*

ÖKOLÓGIAI MEZŐGAZDÁLKODÁS, GÉNMEGŐRZÉS ALPROGRAM HALLGATÓINAK ELŐADÁSAI

- KISS-PETŐ TIBOR: *Etológiai módszerek az őshonos baromfifajok és fajták génmegőrzésében*
- KOMPOLTI ZSOLT: *A holstein-fríz populációk üzemi és országos szintű tőgyegészségügy-monitoring módszereinek fejlesztése állattenyésztés informatikai módszerek hasznosításával*
- KÖTELES GÉZA: *A komposzt alkalmazásának hatásai a terméseredményekre, talajállapokra illetve a termőhely ökológiai viszonyaira*
- MÁLNÁSI CSIZMADIA GÁBOR: *Az agrobiodiverzitás meghatározásának lehetőségei a Dévaványa és környéke ÉTT-en*

TÁJÖKOLÓGIA, TERMÉSZET- ÉS TÁJVÉDELEM ALPROGRAM HALLGATÓINAK ELŐADÁSAI

- DUDÁS JUDIT: *Pest és környéke aktuális élőhelyeinek felmérése és az ökológiai hálózat lehetőségeinek vizsgálata*
- HECKER KRISTÓF: *A magyarországi pelefajok populációinak elterjedésökológiai vizsgálata a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer alapján*
- JOÓ KATALIN: *Kunhalmok és környezetiük talajtani vizsgálata, különös tekintettel a talajképződési folyamatok rekonstruálására*
- KOVÁCS PÉTER: *Épített vizes élőhelyek alkalmazása kis települések szennyvizeinek tisztításában*
- KUCSÁK MÓNICA: *Modifikált zeolitok használata a szennyvíztisztításban*
- MALATINSZKY ÁKOS: *A Putnoki-dombság botanikai és tájtörténeti feltárása és tájhasznosítási értékelése*

NÉMETH NÓRA: *A nád szerepe a gyökérszomszédos szennyvíztisztító rendszerekben (különös tekintettel különböző kémiai elemek és tápanyagok biológiai felvételére)*

NÉRÁTH MELINDA: *Talajtani és talajvédelmi szempontrendszer kidolgozása és érvényesítése az ÉTT területek kijelölésénél*

SÜLE SZILVIA: *Speciális emberi tevékenység hatása a dolomityepekre*

SZIRMAI ORSOLYA: *Terepbotanikai kutatások a Tardonai-dombság területén*

TALAJTAN, AGROKÉMIA, KÖRNYEZETI KÉMIA ALPROGRAM HALLGATÓINAK ELŐADÁSAI

BARNA SZILVIA: *Magasabbrendű növényekre adaptálható gyors biotest kidolgozása talajok nehézfém-tartalmanak meghatározására*

DÉR SÁNDOR: *A szerves anyagok átalakulása a komposztálás során*

FEHÉR BALÁZS: *Plazmaemissziós spektrometria módszerek és elválasztási technikák összekapcsolása a speciációs analitikai célokra*

FEHÉR OLGA: *A talajviszonyokra ható természeti és emberi tényezők történeti vizsgálata a Kárpát-medence néhány jellegzetes táján*

FEKETE ILONA: *A környezetterhelés komplex értékelése a Gödöllő-Isaszeg közötti tórendszerben (Metodikai problémák, esettanulmány)*

GÁL ANITA: *A művelés mód hatása a megköthető szerves szén mennyiségére és a megkötés módjára, valamint a kapcsolódó talajtulajdonságokra*

GENTISCHER PÉTER: *Talajtérképek készítése a precíziós gazdálkodás számára*

HALÁSZ GÁBOR: *Felszíni vizek üledékeinek ökotoxikológiai értékelése, analitikai és ökotoxikológiai módszerek összehasonlítása*

HAMZA BERNADETT: *Talajtani és terepjárás-elméleti egységes talajparaméter-rendszer kialakítása a talaj termőképességének megóvása érdekében*

ILLÉS ZOLTÁN: *Adszorpciós tulajdonságok és polaritás viszonyok a művelt talajban ható bioaktív vegyületek vékonyréteg+kromatográfiás elválasztásában*

KOVÁCS DÉNES: *A komposztálás során végbemenő folyamatok nyomonkövetése új vizsgálati módszerekkel*

MAGYAR MARIANNA: *A foszfor felvehetőségének vizsgálata jellegzetes hazai talajokon*

MÁRKNE DEÁK SZILVIA: *Optimális ökológiai- és talajadottságok, valamint a tápanyag ellátás alkalmazása a szamócafajták termesztésénél*

NEUSCHL SZILÁRD: *Dízelolaj talajokon történő adszorpciójának vizsgálata laboratóriumi kísérletek segítségével*

ORBÁN MIKLÓS: *A talaj tulajdonságainak hatása a gyepek minőségére*

PRÉM KRISZTINA: *Nitrát mozgás a talajban a műtrágyázás hatására*

SIMON BARBARA: *Magyarországi talajok savanyodásának folyamatai*

SZABÓ LÁSZLÓ: *A hazai műtrágya-felhasználást befolyásoló gazdasági, politikai és tudományos tényezők történeti áttekintése*

SZEGI TAMÁS ANDRÁS: *Ipari és mezőgazdasági szerves hulladék – bentonit komplexek talajjavító anyagként való alkalmazásának vizsgálata*

SZLEPÁK EMÓKE: *Felszíni vizek üledékének vizsgálatán alapuló környezetállapot felmérési metodikák kidolgozása*

SZÜCS BEATRIX: *Kommunális szennyvíziszapok kezelésének optimalizálása*

TÁJÖKOLÓGIA, TERMÉSZET- ÉS TÁJVÉDELEM ALPROGRAM ELHANGZOTT ELŐADÁSAINAK ÖSSZEFOGLALÓI

JOÓ KATALIN: *Kunhalmok és környezetük talajtani vizsgálata, különös tekintettel a talajképződési folyamatok rekonstruálására*

Hazánk talán legrégebb emberkéz alkotta emlékei a kunhalmok. Számuk – a levéltári dokumentumok, a kéziratok térképek és a katonai felmérések tanúsága szerint – a XIX század közepén 40 000 lehetett az Alföldön. A kunhalom-kataszterezés adatai szerint napjainkra számuk drasztikusan lecsökkent, és csupán 2000–3000 maradt fenn (TÓTH 1998, 1998). Pusztulásukat tapasztalva sürgős feladatunk védelmükről gondoskodni, ami pedig csak akkor lehetséges, ha mind szélesebb körben felismerjük, miért pótolhatatlan értékei hazánknak.

A kunhalmokkal kapcsolatos eddigi ismereteink főként a régészek által ismert leletmentéseknek köszönhetőek, felépítésük körülményeiről és módjáról pedig csak sejtéseink vannak. Pedig a halmok egyaránt kiemelkedő objektumai lehetnek a löszgyepekkel foglalkozó botanikusoknak, az ökoszisztéma rekonstrukciójára törekedő paleo-ökológusoknak, és a talajjal foglalkozó kutatóknak is (BARCZI et al. 2001, PENKSZA és JOÓ 2002, BARCZI et al. 2002).

A talajtani vizsgálatokkal információt kaphatunk a halmokon lejátszódó talajképződési folyamatok milyenségéről, az eltemetett talajszintek tulajdonságairól, és a halom rétegzettségéről.

Kutatásunk legelső lépése a talajképződési folyamatok rekonstrukciójára és botanikai vizsgálatokra egyaránt alkalmas mintaterületek kiválasztása volt. A mellett, hogy több halmon folytatunk vizsgálatokat, az általunk támasztott kritériumoknak leginkább a Hortobágyon fekvő Csípő-halom felel meg. A halom környezetében lévő talajtani viszonyok jellemzését Pürckhauer-féle szűrőbotos mintavevő segítségével végeztük el míg a halom talajtani mintavételének eszközéül Styl-spirálfúrót szolgált. A halmon és környezetében összesen 15 fúrást végeztünk, amelyeknek anyagát a helyszínen morfológiailag vizsgáltunk (szín, szerkezet, nedvesség-állapot, tömördőtség, mészállapot, konkréciók, vaskiválások, mész- és kovásvav-kiválások), és osztályoztuk a laboratóriumi vizsgálatokhoz. A laboratóriumban pH(HOH), pH(KCl)-t, mészállapotot (%), só mennyiséget (%), humusz- és szervesanyag-tartalmat, elemvizsgálatokat (Na, P, Fe), fizikai féleség meghatározást (BUZÁS 1988, 1993), valamint C₁₄-es kormeghatározást és malakológiai vizsgálatokat végeztünk.

A talajtani vizsgálatok mellett nagy hangsúlyt fektettünk halom természetes növényzetének felmérésére is. Ennek megfelelően több ütemben BRAUN-BLANQUET (1964) módszerrel cönológiai felvételezéseket végeztünk és elkészítettük a halom fajlistáját és botanikai térképét. A talajtani és botanikai adatok feldolgozhatósága és a térinformatikai ábrázolás érdekében a halmot és 100 x 100 m-es környezetét beszinteztük, az adatokat ArcInfo-programcsomag segítségével dolgozzuk fel.

Irodalom

- BARCZI A., JOÓ K., PENKSZA K. 2001: Kunhalmok eltemetett talajainak talajgenetikai rekonstrukciója: morfológiai vizsgálatok. I. Magyar Földrajzi Konferencia CD kiadvány, Szeged.
- BARCZI A., JOÓ K., SÜMEGI P. 2002: Talajtani, botanikai és paleoökológiai kapcsolatok vizsgálata (Hortobágy, Csípő-halom). 5. Magyar Őslénytani Vándorgyűlés.
- BRAUN-BLANQUET J. 1964: Pflanzensociologie 3. Bécs.
- JOÓ K. 2003: Kunhalomkutatás (A Csípő-halom vegtációja). Tájékológiai Lapok 1: 87–95.
- BUZÁS I. (szerk.) 1988: Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv II. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- BUZÁS I. (szerk.) 1993: Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv I. INDA 4231 Kiadó, Budapest.
- PENKSZA K., JOÓ K. 2002: Kunhalmok botanikai és talajviszonyainak vizsgálata. Aktuális flóra- és vegetációkutatás a Kárpát-medencében V. p. 65.
- TÓTH A. 1998: Veszélyeztetett löszgyep reliktum foltok a nagyunsági halmokon. Kitevelés 3: 329-330.
- TÓTH A. (szerk.) 1999: Kunhalmok. Alföldkutatásért Alapítvány Kiadványa, Kiszécsény.

NÉMETH NÓRA: *A nád (Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steudel) szerepe a gyökérszénás szennyvíztisztítási rendszerben*

Kutatásom célja a tisztított víz, a talaj és a növény együttes vizsgálatára települési szennyvíz tisztítására alkalmazott gyökérszénás rendszerben. Mindezen belül kiemelt helyet kapott a vizsgált növénynek (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel) a tápanyag- és elemakkumulációban, valamint a rendszerben betöltött egyéb szerepének mélyebb ismerete, amely hozzásegít a rendszer működésének alapos megértéséhez és a tervezés ökológiai alapjainak lefektetéséhez. Fontosnak tartottam rávilágítani, hogyan élnek a növények egy olyan környezetben, ahol a tápanyag- és elemkoncentráció magasabb, mint természetes élőhelyükön, valamint hogyan befolyásolják a tisztítási folyamatot egyéb tulajdonságaik és funkcióik révén.

A magyarországi telep közül (Kacorklak, Kám, Sióagárd, Szügy) a Nógrád-megyei Szügy község gyökérszénás-nádastavas szennyvíztisztító telepe felelt meg legjobban a vizsgálati célkitűzéseimnek.

A gyökérszénás (gyökérmézős, nádágyas, felszín alatti átfolyású) szennyvíztisztítási technológia a természetközeli, környezetbarát szennyvíztisztítási eljárások közé tartozik. A módszer lényege az, hogy föld-medencében lévő, megfelelő vízvezetőképességű szilárd hordozóra (talajra, homokra, sóderre vagy kőre) vízi, mocsári növényeket telepítenek. Az ülepített vagy biológiailag tisztított szennyvizet elosztórendszeren keresztül vízszintes vagy függőleges folyási irányban átvezetik a szűrőágyon, majd a tisztított vizet összegyűjtik és elvezetik. Az így megtisztított szennyvíz minősége alapján természetes befogadóba bocsátható.

A terepi kutatási munkákat, vizsgálatokat a 2000. májusától 2002. áprilisáig tartó periódusban végeztem. A vizsgálati periódust két időszakra (2000. május–2001. április és 2001. május–2002. április) osztottam az évek közötti esetleges változások megfigyelése céljából. A szennyvíz- és a talajminták gyűjtését havonkénti rendszerességgel végeztem, míg növényminták begyűjtése a májustól októberig terjedő vegetációs időszakra korlátozódott.

Vizsgáltam a szennyvíztisztítás folyamatát, különös tekintettel az elfolyó víz minőségére. Egyik célkitűzésem megvalósításához, vagyis a szennyvíztisztítás folyamatának nyomon követéséhez a telep hat pontján (nyers szennyvíz /1/, ülepített szennyvíz /2/, kavicságyakról elfolyó víz /3/, nádágyakról elfolyó víz /4/, a nádastóba befolyó víz /5/ és a befogadóba jutó víz /6/) vettem szennyvízmintákat, és a mintákban laboratóriumi körülmények között meghatározásra kerültek az elem- (Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Li, Mg, Mn, Na, Ni, Sr, Ti, V, Zn) és tápanyag-koncentrációk (K, P, NH₄-N, NO₃-N és össz N). Mindez lehetővé tette a tisztítási folyamat jellemzését a rendszer egyes lépcsői között.

Nyomon követtem a talaj tápanyag- és elemtartalmának alakulását a kutatási időszak során és feltártam az esetleges akkumulációkat, amely a rendszer későbbi talajcseréjét indokolná. A talajmintákat a nádágyak 10 pontjából vettem havonkénti rendszerességgel, és ezekben a mintákban laboratóriumi körülmények között meghatározásra kerültek az elem- (Ca, Mg, Na, Al, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sr, Ti, V, Zn) és tápanyag-koncentrációk (NH₄-N, NO₃-N, össz N, P, K).

Részletesen foglalkoztam a növények szennyvíztisztításra alkalmazott vízse területeken (wetland) betöltött szerepével. Megfigyeltem, hogy a nád egyes részeinek (gyökér, rizóma, szár, levél) tápanyag- és elemakkumulációja hogyan változik a vegetációs periódus során, és a nád mely részei milyen mértékben halmozzák fel a tápanyagokat és a különböző elemeket. Az előbbi megfigyelések alapján összehasonlítottam a vizsgálati periódus két időszakának mérési adatait, amely lehetőséget biztosított annak meghatározására, hogy a létesítéstől eltelt idővel változik-e a nád általi tápanyag- és elemakkumuláció. Eredményeimet összehasonlítottam más természetes állományokban élő nádas adataival is.

SZIRMAI ORSOLYA: *Terepbotanikai kutatások a Tardonai-dombság területén*

A téma időserűségét az adja, hogy a Bükk-hegység északkeleti előterében húzódó Tardonai-dombság növényzete kevésbé ismert, flórájáról is csak szórványos adatok jelentek meg. A dombvonulat vegetációjáról, illetve egy-egy faj előfordulásáról VOJTKÓ (2001) munkájában jelentek meg szórvány adatok. A Tardonai-dombság közvetlen környékéről, a Putnoki-dombság területéről viszont PENKSZA és MALATINSZKY (2001), illetve a Sajó-völgyből MALATINSZKY és PENKSZA (2002) közölt adatokat.

A kutatás célja a terület flórájának és vegetációjának állapotfelmérése, természetvédelmi szempontú kiértékelése; 1:10 000-es méretarányú vegetáció-terkép készítése, a védett fajok ponttérképezése; a dombvonulat lejtőviszonyait ábrázoló térkép elkészítése; tájtörténeti és cönológiai adatok, eredmények alapján, természetvédelmi szempontok figyelembe vételével a terület tájhasznosítási lehetőségeinek elemzése.

A Bükk közelsége nagyban meghatározta a terület geológiai felépítését, fejlődéstörténetét. A terület geológiai és talajtani szempontból egyaránt nagyon változatos. Felszínét – többek között – pannon-homok, kavics, agyag és riolitufa fedi. Jellemző talajtípusai: agyagbemosódásos barna erdőtalaj, rozsdabarna erdőtalaj, réti talaj, lejtőhordalék és földes-kopárok (SZIRMAI és CZÓBEL 2002). A terület potenciális erdőársulásai pannóniai cseres tölgyesek (*Quercetum peraeae-cerris*), alföldi tatárjuharos lösztölgyesek (*Aceri-tatarico-Quercetum*), gyertyános tölgyesek (*Quercus-petraeae-Carpinetum*) lehetnek (MAROSI és SOMOGYI 1990). A vegetáció fizionómiájában erdős-sztyepp jellegű, facsoportok és rétek mozaikja alkotja Erdőirtást követően a területet művelés alá vonták, jórészt szőlőt, gyümölcsöst telepítettek, néhol kapás növényeket természettek, illetve kaszálóként, legelőként is hasznosították. Napjainkban a művelés alatt álló területek száma erősen megfogyatkozott, egyre több a felhagyott szőlő, gyümölcsös és szántó, mely területeken különböző szukcessziós stádiumban lévő társulásokat találunk (SZIRMAI 2003).

A kutatás a Tardonai-dombság 15 km hosszú nyúlványára terjed ki, Sajószentpétertől Varbó község határáig. A terület vegetációjáról 1999-től óta gyűjtök adatokat, fajlistákat és cönológiai felvételeket, és vegetáció-terképet készítek (SZIRMAI 2003).

A terepbejárás során fajlisták és (a fajok százalékos borítási értékeinek becslésén alapuló) cönológiai felvételek készültek. A mintavételi egységek mérete: gyep vegetációban 2 x 2 m², erdőben 10 x 10 m² volt. Az adatok kiértékeléséhez a felvételezések során rögzített fajokat cönológiai jellemzőik és ökológiai igényeik BORHIDI (1993) műve alapján csoportosítottam. Az egyes felvételezési helyek növényzetének florisztikai hasonlóságát és különbözőségét multivariációs analízisekkel is összehasonlítottam, melyek közül az euklidészi távolságon alapuló kvantitatív hierarchikus cluster analízist és főkoordináta analízist alkalmaztam. A Syntax 5.0 (PODANI 1993) programcsomagot használtam.

A fajlistákban eddig összesen 307 edényes növényfaj szerepel, melyből 20 faj bizonyult védettnek. A fajlisták és cönológiai felvételek alapján a területről eddig 10 gyeper és 3 erdőszegély társulást regisztráltam. A *Festuco-Brometea* elemek minden felvételezési helyen szerepelnek, magas arányuk arra utal, hogy főleg száraz- és félszáraz gyepek jellemzőek a területre. A valamikori erdőszűltségre utalnak az erdőfoltokban a *Quercus-Fagetea* és a *Quercetea roburi-petraea* osztályok fajai. A vegetáció foltosságából adódik a területen az indifferens fajok magas aránya. A különböző szukcessziós stádiumú foltok fajai könnyen átjutnak egyik állományból a másikba, így nem alakul ki közel dinamikus egyensúlyi állapot.

A terület vegetációját a több évtizedes intenzív gazdálkodás ellenére fajgazdag gyeper és erdőfoltosságok jellemzik. Természetvédelmi értékét a védett növényfajok száma, ezen belül az egyes fajok tömeges előfordulása is igazolja.

A vegetáció és társulások meglétét veszélyeztető tényezők: a korábbi kezelések (kaszálás, legeltetés) felhagyása miatt a terület egyes, védett fajokban gazdag sztyeppréteit a beerdősülés fenyegeti, mely csökkenti a gyepek, genetikai sokféleséget; a védett fajokra és társulásokra veszélyt jelentenek a gondatlanságból vagy szándékosan elkövetett gyűjtogatások, amelyek az egész dombvonulaton ősszel és tavasszal szinte menetrendszerűen ismétlődnek (SZIRMAI és CZÓBEL 2002).

Irodalom

- BORHIDI A 1993: A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai. A KTM TH és a JPTE kiadványa. Pécs.
- MALATINSZKY Á., PENKSZA K. 2002: Adatok a Sajó-völgy edényes flórájához. Bot. Közlem. 87. (in press)
- MAROSI S., SOMOGYI S. (szerk.) 1990: Magyarország tájainak katasztere I. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest.
- PENKSZA K., MALATINSZKY Á. 2001: Adatok a Putnoki-dombság edényes flórájához. Kitaibelia 6: 149-155.
- PODANI J. 1993: SYN-TAX 5.0 Computer programs for multivariate analysis in ecology and systematics. Abstracta Botanica : 289-302
- SZIRMAI O. 2003: A Tardonai-dombság védett növényfajai. Kitaibelia (in press.)
- SZIRMAI O., CZÓBEL SZ. 2002: A Tardonai-dombság botanikai értékei. In: LENGYEL SZ., SZENTIRMAI I., BÁLDI A., HORVÁTH M., LENDVAI Á. (szerk.): I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia Program és Absztrakt kötet Magyar Biológiai Társaság, Budapest, pp. 203.
- VOJTKÓ A. 2001: A Bükk-hegység flórája. Sorbus Kiadó, Eger.

KUCSÁK MONIKA: *Modifikált zeolitok alkalmazása a szennyvíztisztításban*

Az elmúlt évtizedekben – a befogadók eutrofizációs veszélyének csökkentése érdekében – előtérbe került a tápanyag-eltávolítás kérdése. A hatékony nitrogén- és foszfor-eltávolítás megoldására számos, egy- és többlépcsős technológiai eljárást fejlesztettek ki. Ilyenek a bioszűrők, mozgó-áramló biotöltetek, és az eleveniszapos rendszerbe adagolt szuszpenzió jellegű hordozóanyag örlemények. Ez utóbbiak közé tartozik az az új modifikált zeolittal történő szennyvíztisztítási eljárás, mely kutatásom alapjául szolgált.

Kutatásom célja e technológia kialakításának lehetőségeit, hatásait tanulmányozni a próbaüzemi kísérlet során, valamint a kapcsolódó témák összegyűjtésével, részletes elemzésével egy átfogó képet alkotni a technológia működőképességéről előnyeiről, hátrányairól.

A próbaüzemi kísérlet a szobi szennyvíztelepen történt, mely a Dunakanyar térségében helyezkedik el. A szobi szennyvíztelep jellemzői közül a legfontosabb, hogy két egymástól elszeparálható műtárgysorból áll, így lehetőség volt egy zeolittal adagolással működő, illetve egy kontroll sor kialakítására, valamint a befolyó szennyvíz összetételét tekintve a kommunális szennyvíz mellett, szippantott, illetve a szobi szűrőpüzem gyümölcs-sűrítvényeket tartalmazó ipari szennyvíz is terhel.

Aktiválás nélküli, természetes eredetű zeolittal örleményt (szemcse átmérő: 10–180 μ m) adagoltak már Magyarországon különböző szennyvíztelepeken az eleveniszapos medencébe. A mérések alapján megállapították, hogy az eleveniszapos lebontási határfoka 15–25%-kal javult a kontrollhoz képest. A lebontási határfok növekedése a tisztított, elfolyó szennyvíz minőségében is egyértelműen jelentkezett: KOI értéke a kontroll elfolyóvíznél 40–110 mg/l, a zeolittal adagolás esetében pedig 28–49 mg/l volt. A jó hatásfokú foszforeltávolítás érdekében a zeolittal vas (III)-sal aktiválták, ez a „Zeofloc” nevezetű eljárás. Mivel a biológiai membrán kialakulása hosszabb időt vett igénybe, ezért kifejlesztett az Élő Bolygó Kft. Nato project keretén belül egy új „Zeorap” nevű eljárást. Ez az új technológia egy új zeolit-modifikációs eljárásról alapszik. Lényege, hogy a

zeolit-baktérium kapcsolat kialakulását felgyorsítja, zeolit aktiválás révén. Ez az aktiválás speciális szervesanyagokkal történik, aminek eredményeképpen a zeolit részecskén pozitív töltések alakulnak ki. A baktériumok ezek után a molekulák szabad pozitív töltésein keresztül néhány perc alatt immobilizálódnak a zeolit részecskék felületén.

A modifikált zeollal végzett üzemi kísérletek ismertetését a mérési adatok értékelését elvégeztem, mely alapján a tisztítási hatások, főképp a KOI érték és a foszfor eltávolítás értékénél volt szembevetendő. A KOI átlagérték a zeolitos sornál 57 mg/l, a kontroll sornál 95 mg/l volt (a határérték 75 mg/l). A foszfor eltávolítás a kontroll sorhoz képest 20–30%-kal megnőtt. A BOI értékeknél megfigyelhető, hogy általában 5 mg/l értékkel nagyobb a kontroll sor elfolyó vizének BOI értéke a zeolitos sorhoz képest. Az iszapüledést jellemző SVI index értéke is alacsonyabb a zeolitos sornál (zeolitos sor: 84–109 ml/g, kontroll sor: 105–132 ml/g). A zeolit-részecske, mint baktériumhordozó anyag a baktériumokkal „flokot” képez, melynek eredménye képen az elfolyó szennyvízzel kevesebb lebegőanyag távozik. Ez az érték 70–180 mg/l a kontroll soron, a zeolit adagolásán 20–100 mg/l értékek között változott. A kísérlet során volt példa iszapfelúszásra. Ennek következtében külön biológiai vizsgálatokat végeztem, a kialakult baktérium-populáció mennyiségét, milyenségét illetően. Az eredmény nem mutatott markáns különbséget a két sor baktérium-populációja között. Mindkét soron megtalálható volt a *Nocardia opaca* fonalas baktérium, mely az iszapfelúszásért felelős, továbbá a csillósok közül *Epistilis digitalis*, *Vorticella microstoma*, *Aspidisca lynceus*, *Holophrya nigricans*. Az utóbbiak jelzik, hogy stabilizálódott eleveniszapról van szó, nincsenek a vizsgált időpontokban toxikus lökések, megfelelő az oxigén ellátottság. A többsejtűek közül a kereksejtűek fajai fordulnak elő, úgymint *Rotaria citrina*, *Cephalodella gibba*, *Colurella biscupidata*. E fajok előfordulása jótékony hatással van a flókokon kívüli szervesanyag csökkentésére, hiszen azokkal táplálkozik, továbbá lazítja a pelyhek szerkezetét.

MALATINSZKY ÁKOS: A Putnoki-dombság botanikai és tájtörténeti feltárása és tájhasznosítási értékelése

A Putnoki-dombság flórájának és élőhelyeinek feltárása, valamint az ezeket meghatározó talajviszonyok, régi és jelenlegi gazdálkodási formák részletes megismerése alapvető fontosságú a ritka, védett növényfajok megmaradását, a természetes és természetközeli élőhelyek fenntartását, a degradálódás elkerülését biztosító természetkímélő gazdálkodás (legeltetés, kaszálás, extenzív szántó-, szőlő- és gyümölcsösművelés) kialakításához, így e fontos Érdekes Természeti Terület agrár-környezetvédelmének szervezéséhez.

Célkitűzéseim a következők:

- A terület pontos florisztikai és cönológiai feltárása, védett illetve ritka növényfajok listájának elkészítése, herbáriumi adataik és irodalmi hivatkozásaik feldolgozása,
- A legértékesebb fajokat rejtő élőhelyek tájtörténeti feltárása, kezelési javaslatok megfogalmazása, egyes foltjaikon cönológiai felvételek készítése,
- A talajtani háttér és a talajtani folyamatok változásának megismerése.

Eddig főként az égeresekben és a gyepterületeken kerültek elő ritka növényfajok, az extenzív hasznosítású szántókon és nem művelt foltokon pedig hazánk területére nézve szórványos gyomfajok. Az adatainkat, melyek elsősorban a florisztikai jellegűek PENKSZA és MALATINSZKY (2001), PENKSZA és SOMLYAY (1999) és PENKSZA et al. (1999/2000) publikációkban közzétük. A publikált eredmények közül legjelentősebbek: bókóló gyömbérgyökér (*Geum rivale*), amely a magyar flóra új tagja; magyar nőszirm (*Iris aphylla* subsp. *hungarica*); ikrás fogasír (*Cardamine glanduligera*); fekete kököröcsin (*Pulsatilla pratensis* subsp. *nigricans*); rekenyő (*Rapistrum perenne*); vitézkosbor (*Orchis militaris*); elbai nőszőfű (*Epipactis albensis*); gyepes sás (*Carex cespitosa*); rákosi-csenkesz (*Festuca wagneri*); bozontos árvalányhaj (*Stipa dasyphylla*).

Irodalom

- PENKSZA K., MALATINSZKY Á. 2001: Adatok a Putnoki-dombság edényes flórájához. *Kitaibelia* 6: 149–155.
- PENKSZA K., SOMLYAY L., MALATINSZKY Á. 1999/2000: Adatok a Putnoki-dombság flórájához (*Geum rivale* stb.). *Bot. Közlem.* 86–87: 244.
- PENKSZA, K., SOMLYAY, L. 1999: A *Geum rivale* L. felfedezése Magyarországon. *Kitaibelia* 4: 273–275.

SÜLE SZILVIA: *Speciális emberi tevékenység hatása a dolomitgyepekre* *Speciális emberi tevékenység hatása a dolomitgyepekre*

A vizsgálataimat különböző antropogén hatásnak kitett dolomit gyepekben végeztem. Munkám célja egyrészt a vizsgált területek flórájának és vegetációjának feltárása, másrészt a növényzetben kialakuló, mintázat leírása, és kialakulása okainak feltárása.

A nyílt és erősen mozaikos területen 1 x 1 m-es, a zártabb gyepekben 2 x 2 m-es mintanegyzetekben dolgoztunk. Az így kapott felvételek fajainak relatív ökológiai mutatóit (BORHIDI 1993, SIMON 2000) is értékeltük.

Várpalota közelében a Magyar Honvédség Központi Gyakorló és Lőterén a katonai tevékenység hatását vizsgáltuk. A katonaság több mint száz éve gyakorlatozik a területen. A lőtéri gyepek többségének helyén néhány száz éve még erdő állt, melyet a XVIII. század végére kiirtották. A lőtér a hatások ellenére számos védett fajnak ad otthont. A térszínen dominál a nyílt dolomitsziklagyep (*Seseli leucospermi-Festucetum pallentis*), az árvalányhajas dolomitsziklagyep (*Stipo eriocauli-Festucetum pallentis*), az alacsonyabban fekvő részekben a dolomit-sziklafüves lejtő (*Chrysopogono-Caricetum humilis*). Nagy egyedszámban található itt a fokozottan védett Szent István-szegfű (*Dianthus plumarius* subsp. *regis-stephani*), és egy kb. 1,5 ha méretű foltban lokálisan, de tömegesen és minden más erősen visszaszorítva a magyar gurgolya (*Seseli leucospermum*). A védett fajok közül kiemelendő a kövér daravirág (*Draba lasiocarpa*), a sulyoktáska (*Aethionaema saxatile*), a hangyabogáncs (*Jurinea mollis*), az ezüstvirág (*Paronychia cephalotes*), a borzas vértő (*Onosma visianii*), a sziklai üröm (*Artemisia alba* subsp. *saxatilis*), és a három kosbor faj (*Orchis militaris*, *O. tridentata*, *O. morio*). A területen egy dombhátat külön is értékeltünk, melynek mindkét oldalán egy mély árok húzódik, ezáltal jól elkülönül a környező területektől. Ez a hát néhány éve kikerült a közvetlen célterületek közül. Ennek megfelelően az egykori becsapódások már „befüvesedtek”, az enyhe lejtésű részek 100% borítottságúak. Itt négy növényzetípust különböztettünk meg, uralkodó fajuk: árvalányhajas dolomitsziklagyep (*Stipo eriocauli-Festucetum pallentis*), a második kevesebb *Stipa*-t, és több *Carex humilis*-t tartalmazó, a dolomithát peremén végighúzódnó változata. A harmadik és negyedik típus az elsőbe foltszerűen beékelődő, kis kiterjedésű *Stipa capillata*, illetve *Teucrium chamaedrys* uralta állomány. A nyílt és árvalányhajas sziklagyepben nagy a védett fajok, illetve a specialisták aránya. A dolomitháton lévő négy növényzet-típus közül a kis foltokban elhelyezkedő *Stipa capillata*, illetve *Teucrium chamaedrys* uralta állományok degradáltabbak, nagyobb arányban jelennek meg bennük a zavarástűrő és a gyomfajok. Itt a relatív vízigény értékek nagyobbak, a relatív hőigény értékek kisebbek, továbbá jelentős eltérést tapasztaltunk a másik két típustól nitrogénigény tekintetében: e két foltban a nitrogénigény átlaga egy értékkel magasabb. A plató peremén lévő eltérő, élesen lehatárolt növényzeti foltban kevesebb védett fajt találunk. Az ökológiai mutatók tekintetében a peremi növényzet átmeneti helyzetet mutat.

A legeltetés és taposás, illetve a katonai tevékenység együttes hatását a Sóly környéki területen és a Balaton-felvidéken is vizsgáljuk, korábbi adatokkal BENYOVSZKY et al. (1998), PENKSZA et al. (1998) összehasonlítva. Talajtani adatokat is vizsgálunk, melyhez a térségből összehasonlító eredményeket BARCZI és GYIMÓTHY (1997) közleménye nyújt.

Irodalom

- BARCZI A., GYIMÓTHY G. 1997: A Balatoni-riviéra kistáj és a Tihanyi-félsziget talajképződése. Földrajzi Értesítő 46: 249–262.
- BENYOVSZKY B. M., PENKSZA K., BARTA L., SZEMÁN L. 1998: Effect of trampling and grazing on species composition in different natural grasslands. Proceeding of International Conference on Soil Condition and Crop Production, Gödöllő, Hungary, pp. 209–211.
- BORHIDI A. 1993: A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értéksszámai. A KTM TH és a JPTE kiadványa. Pécs.
- SIMON T. 2000: A magyarországi edényes flóra határozója. Tankönyvkiadó, Budapest.
- PENKSZA K., BENYOVSZKY B. M., NAGY Z., KÁDER F., DÓCZI Á., TÓTH S. 1998: Changes in the grasslands of a study area Sóly (Bakony mountains, Hungary) – 17th General Meeting of the European Grassland federation, Ecological Aspects of Grassland Management, Debrecen Agricultural University, Debrecen, pp. 499–502.

HECKER KRISTÓF: *A magyarországi pelefajok populációinak elterjedésökológiai vizsgálata a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) alapján*

Hazánkban három pelefaj fordul elő: a nagy pele (*Myoxus glis*), az erdei pele (*Dryomys nitedula*), valamint a mogyorós pele (*Muscardinus avellanarius*). Mindhárom faj szerepel a magyar Vörös Könyvben, és 1974 óta törvényi védeltséget élvez. A fajok megőrzésének gyakorlati megvalósításához szükséges élőhelyeik minél jobb megismerése és azok körültekintő védelme.

Általánosságban elmondható, hogy e három éjszakai életmódú rágcsálófaj lombohullatú erdőkben fordul elő, természetes vagy természetközeli állományokban. Eddigi tudásunk szerint a növényzet fajösszetételénél fontosabb tényező a pelefajok számára a vegetációszerkezet (pl. cserjeszint fejlettsége). Specializált élőhelyigényük révén indikátor szerepet tölthetnek be.

A NBmR vizsgálendő objektumai közé már első körben bekerült mindhárom faj az I. számú „Védett és veszélyeztetett fajok megfigyelése” projekt részeként. Ezen kívül kapcsolódik a III. „Magyarország élőhelyei”, az V. „Erdőrezervátumok – kezelt lombos erdők” projektekhez, illetve az „Országos szintű bagolyköpet gyűjtésekre alapozott kisméltós monitorozás” alprojekthez.

A három faj széles adatbázison alapuló elterjedési vizsgálata során külön hangsúlyt kapnak azok az élőhelyek, ahol mindhárom faj előfordul, mivel az ilyen habitatok európai viszonylatban egyedülállóak, a három populáció együttes előfordulásának vizsgálata fontos szünbiológiai probléma.

A munka során a következő lépéseket tartjuk szem előtt: elterjedési térképek összevetése vegetációtérképpel, élőhelymodellezés ökológiai igény alapján, az országos kiterjesztésű erdőtüpus-térkép alapján durva modell készítése, mely alapján kiválasztjuk azokat a régiókat, melyekre finomabb felbontású vegetációtérkép áll rendelkezésre, az adott pelefaj élőhelyigényét meghatározó ökológiai tényezők megállapítása, ezek alapján modelltérképek készítése, majd ezek terepi tesztelése, a monitorozási módszer átdolgozása.

Fontos a modell tesztelése során helyi vegetációjellemzők lejegyzése alapján olyan paraméterek kiválasztása, mely alkalmasabb teszi a nem specialistát is arra, hogy terepbejárással meghatározott valószínűséggel megállapíthassa, hogy adott pelefaj él-e a vizsgált területen.

Az adatgyűjtés a térképezés alapját képező peleafaunisztikai adatbázis különböző forrásokból meríti az adatokat:

- Közgyűjtemények (Magyar Természettudományi Múzeum, Bakonyi Természettudományi Múzeum, Mátra Múzeum),
- Faunisztikai kutatások publikált eredményei,
- Mesterséges madárodútelepek kezelőinek ismertetése (Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület helyi csoportjai),
- Terepi mintavételi módszerek (elevenfogó csapdázás, odútelepítés).

Az összegyűjtött elterjedési adatokat az UTM (Universal Transfer Mercator) 10 x 10 km-es hálótérképén jelenítjük meg, majd az elkészült faunátérképeket vetjük össze különböző léptékű vegetációtérképekkel.

Az élőhelymodellezés az elterjedési adatok alapján körvonalazható az egyes pelefajok erdőtüpus-preferenciája, lokális kutatásaink alapján pedig meghatározhatjuk azokat az ökológiai paramétereket, amelyek az élőhelyválasztásukat ténylegesen befolyásolják.

Az élőhelymodell tesztelése azokra a területekre vonatkozik, amelyek a modellezés alapján alkalmasak egyes fajpopulációk fennmaradására, de onnan előfordulási adatok még nem állnak rendelkezésünkre. A tesztelés az erre legalkalmasabb terepi módszerrel történik.

Várható eredmények:

Az országos állomány felmérése. A teljes országos állomány helyzetének feltárása fontos természetvédelmi feladat. A munka ezt a fontos célt hivatott elérni. Ökológiai igény meghatározása fajonként. A kidolgozott monitorozási módszer országos alkalmazása.

A módszer átdolgozása a monitorozás megkönnyítését célozza meg, így lehetővé válik a minél szélesebb társadalmi bázison nyugvó adatgyűjtés és a fajvédelem alapú élőhelyvédelmi és rekonstrukciós tervek megalkotása.

A végső cél a fajok megőrzése hazánk és Európa faunája számára, ami csak élőhelyeik védelmével együtt valósulhat meg.