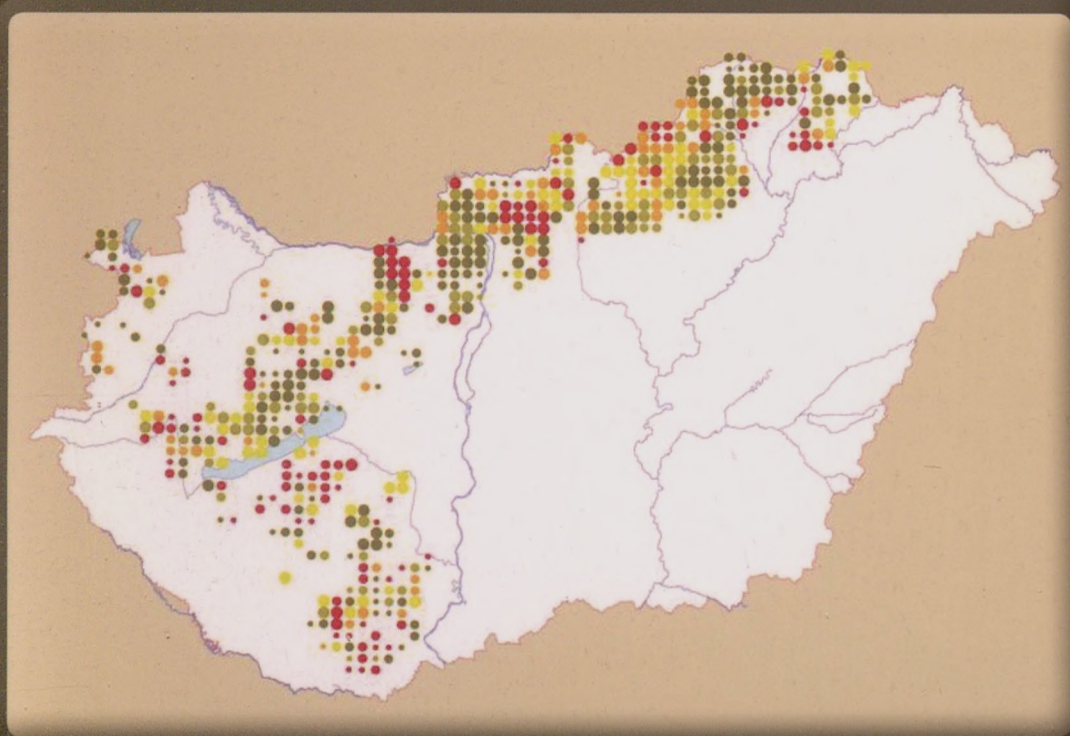


VÁLOGATÁS
AZ MTA ÖKOLÓGIAI ÉS
BOTANIKAI KUTATÓINTÉZET
KUTATÁSI EREDMÉNYEIBŐL,
2009



VÁLOGATÁS AZ MTA ÖKOLÓGIAI ÉS BOTANIKAI KUTATÓINTÉZET
KUTATÁSI EREDMÉNYEIBŐL, 2009

994292
t5

VÁLOGATÁS AZ MTA ÖKOLÓGIAI ÉS BOTANIKAI KUTATÓINTÉZET KUTATÁSI EREDMÉNYEIBŐL, 2009

Szerkesztette:

Török Katalin, Kiss Keve Tihamér és Kertész Miklós

ÖBKI Muhelyfüzetek 2.



Vácrátót, 2009

MTA
KIK



Válogatás az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet
kutatási eredményeiből

2009

MTA KIK

KA-978.324

Válogatás az MTA Ökológiai és
Botanikai Kutatóintézet kutatási
eredményeiből, 2009

201609303

Szerkesztette:

TÖRÖK KATALIN, KISS KEVE TIHAMÉR ÉS KERTÉSZ MIKLÓS

Technikai szerkesztő:

SOMAY LÁSZLÓ

© MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet
Vácrátót, 2009

ISBN 978-963-8391-47-6



9 789638 391476

Borító:

BALOGH JÓZSEF

Címlap térkép:

OLÁH KRISZTINA

Hátlap:

HORVÁTH FERENC (térkép), LŐKÖS LÁSZLÓ,
PUKY MIKLÓS ÉS TÖRÖK KATALIN (fotók)

Műszaki szerkesztő:

BALOGH JÓZSEF

MTA KÖNYVTÁR ÉS
INFORMÁCIÓS KÖZPONT

201609303

TARTALOMJEGYZÉK

TÖRÖK KATALIN: Ajánlás	7
------------------------------	---

A BIODIVERZITÁS FELTÁRÁSA

HORVÁTH FERENC, MOLNÁR ZSOLT, BIRÓ MARIANNA, BÖLÖNI JÁNOS, BOTTA-DUKÁT ZOLTÁN, CZÚCZ BÁLINT, OLÁH KRISZTINA, KRASSER DÓRA:	
---	--

Világhálón a MÉTA program eredményei.....	9
---	---

CZÚCZ BÁLINT, MOLNÁR ZSOLT, HORVÁTH FERENC, BOTTA-DUKÁT ZOLTÁN:	
---	--

A természeti tőke index: egy áttekintő ökológiai indikátor a döntéshozás számára .	17
--	----

SOMODI IMELDA, CZÚCZ BÁLINT, PETER PEARMAN, NIKLAUS E. ZIMMERMANN:	
--	--

Magyarország potenciális vegetációtérképének modellezése.....	23
---	----

BIRÓ MARIANNA, LELLEINÉ KOVÁCS ESZTER, KRÖEL-DULAY GYÖRGY, HORVÁTH FERENC:	
--	--

A Kiskunsági homokvidék tájökológiai térképe	29
--	----

HORVÁTH ANDRÁS, BARTHA SÁNDOR, VIRÁGH KLÁRA, SOMODI IMELDA, SZITÁR KATALIN, MOLNÁR ZSOLT, BÖLÖNI JÁNOS, BIRÓ MARIANNA, KOVÁCS-LÁNG EDIT, TÖRÖK KATALIN:	
--	--

Monitorozási protokollok kialakítása a természetvédelem és az agrár-környezetgaz- dálkodás országos programjai számára	37
---	----

TÓTH ADRIENN: Egy kevésbé ismert mikroszkopikus közösség a Dunában: bevonatlakó kerekeshéreg és kiskák együttesek	45
--	----

GUTI GÁBOR:	
-------------	--

A dunai halállomány felmérésének új eszköze, az elektromos halászhajó	51
---	----

FARKAS EDIT, LÖKÖS LÁSZLÓ, MOLNÁR KATALIN, VERES KATALIN:	
---	--

A zuzmók hozzájárulása Magyarország, Európa és a föld ökoszisztémáinak diverzitásához	57
--	----

KISS ÁRON KEVE, ÁCS ÉVA, KISS KEVE TIHAMÉR:	
---	--

Új fénymikroszkópos módszer kidolgozása a mikroszervezetek térbeli rekonstrukció- jára	63
---	----

ÖKOLÓGIAI FOLYAMATOK, GLOBÁLIS VÁLTOZÁSOK

CZÚCZ BÁLINT, TORDA GERGELY, MOLNÁR ZSOLT, HORVÁTH FERENC, BOTTA-DUKÁT ZOLTÁN, KRÖEL-DULAY GYÖRGY:	
---	--

A klímaváltozás hatása Magyarország növényzetére: sérülékenységi elemzések	69
--	----

BORHIDI ATTILA: A klímaváltozás flórára és vegetációra gyakorolt várható hatásainak bioindikációs vizsgálata	77
CSECSERITS ANIKÓ, RÉDEI TAMÁS, CZÚCZ BALINT:	
Egy kutatási jelentés margójára – Válasz Borhidi Attila cikkére	89
TÓTH BENCE, BÓDIS ERIKA, KISS KEVE TIHAMÉR, OERTEL NÁNDOR:	
Szervesanyag vizsgálatok a Duna középső szakaszán	93
PUKY MIKLÓS, ÁCS ÉVA, BÓDIS ERIKA, BORZA PÉTER, KISS KEVE TIHAMÉR, TÓTH ADRIENN:	
Biológiai inváziók a magyarországi Duna-szakaszon	99
SCHÖLL KÁROLY, DINKA MÁRIA, KISS ANITA, ÁGOSTON-SZABÓ EDIT, BERCZIK ÁRPÁD:	
A Duna vízjárásának hidrobiológiai hatásai a Duna gemenci hullámterének mellék-ágában.....	105
MÁZSA KATALIN, HORVÁTH FERENC, BÖLÖNI JÁNOS, BALÁZS BORBÁLA:	
Erdőrezervátumok: a természetes erdőfejlődés mintaterületei	113

ÖKOLÓGIAI SZEMPONTÚ TÁJHASZNÁLAT

HORVÁTH ANDRÁS, LELLEI-KOVÁCS ESZTER, KRÖEL-DULAY GYÖRGY:	
Tájökológiai-Tájhasználati Információs és Szakértői Rendszer	119
PUKY MIKLÓS: Megvédhető-e az élővilág a közlekedési hálózatok (utak, vasutak, csatornák) fragmentációs hatásáról?	125
DINKA MÁRIA, SCHÖLL KÁROLY, KISS ANITA, ÁGOSTON-SZABÓ EDIT, BERCZIK ÁRPÁD:	
A Nyirkai-Hany és Keleti Mór-rétek (Fertő-Hanság Nemzeti Park) restaurációs folyamatának hidrobiológiai vizsgálata	129
ÁGOSTON-SZABÓ EDIT, SCHÖLL KÁROLY, KISS ANITA, DINKA MÁRIA:	
Tisztított szennyvíz hatásai egy fertői nádas parcellában	137
MOLNÁR ZSOLT: A Hortobágy hazánk egyik legősbibb növényzetű tája	143

AJÁNLÁS

Ma már egyre többen látják, hogy korunk legjelentősebb és egyben legnehezebb kihívása az emberi társadalom és az élővilág közötti kölcsönösen előnyös, fenntartható kapcsolat megteremtése. Az ökológiával foglalkozó tudományos műhelyek talán előbb ismerik fel ezt a kihívást, hiszen az élővilág sokféleségének, funkcióinak és az ezeken alapuló ökoszisztéma szolgáltatásoknak gyorsuló pusztulása kutatási területük tartományába esik. A probléma kezeléséhez megfelelő tudást kell létrehozni és megosztani. Az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete munkatársai részt kívánnak venni ezen globális kihívás megoldásában, ezért kutatási témákat kiterjesztik az alkalmazott irányok, a szintézis és a problémamegoldó kérdések felé, és nagyobb hangsúlyt fektetnek az eredmények széles körű megismertetésére. Ez a hangsúlyeltolódás jelentkezik az állami és közfeladatok fokozottabb felvállalásában is.

A szakmai ismeretterjesztést szolgáló ÖBKI Műhelyfüzetek első kötete 2005-ben jelent meg. Jelen kötetünkkel a szélesebb szakmai és laikus közönség elé kívánjuk tárni az utóbbi négy évben elért eredményeinket, sikereinket, vitáinkat.

A biodiverzitás feltárása különböző léptéken folytatódik: a florisztikai, faunisztikai leírások mellett a vegetáció és az állatközösségek, valamint a táj mintázatának, dinamikájának elemzésére is kiterjed. Az életközösségek mintavételezési, állapotbecslési módszereinek, monitorozásának fejlesztésével a természetvédelmi ágazaton túl az agrár-környezetvédelem támogatása is napi gyakorlattá vált. Ebben a periódusban egy olyan nyitás valósult meg a nyilvánosság felé, ami a szélesebb nagyközönség számára is használhatóvá teszi a tudásbázisokat (pl. MÉTA, szakértői rendszer).

Folytatódik az integráció az egyes diszciplínák között. Tájökológiai térkép segíti az ökoszisztéma szolgáltatások becslését, a természeti tőke fogalmának bevezetésével területek összehasonlítására alkalmas minőségi és mennyiségi indikátor támogatja a tájhasználat tervezését. A klímaváltozás és az élővilág összefüggéseivel több kutatási irány foglalkozik. Növényzeti típusok éghajlat-érzékenységének megállapításához bioklimatikus modelleket használtak fel. Erdők széndioxid megkötését erdészeti fatermési adatok és modellek felhasználásával becsülték erdőrezervátumokban. A klímaváltozással összefüggő bioindikáció témában a tudományos vitának is helyt adtunk. A szárazföldi és vízi ökoszisztémákban egyaránt teret nyer az elszegényedett, degradált élőhelyek állapotának javítását támogató kutatás és a restaurációs beavatkozások kísérletes tesztelése.

Reméljük, az olvasó szívesen forgatja majd ezt az összeállítást és sok érdekes és hasznos ismeretet, talán további kutatási kapcsolatokat is talál kötetünkben.

TÖRÖK KATALIN
igazgató

VILÁGHÁLÓN A MÉTA PROGRAM EREDMÉNYEI

HORVÁTH FERENC¹, MOLNÁR ZSOLT, BIRÓ MARIANNA, BÖLÖNI JÁNOS, BOTTA-DUKÁT ZOLTÁN,
CZÚCZ BÁLINT, OLÁH KRISZTINA ÉS KRASSER DÓRA

Kivonat

A MÉTA program feltárta Magyarország növényzeti örökségének 21. század eleji aktuális állapotát. Legfontosabb eredményeinket a program honlapján tettük közzé. Természetközeli növényzeti örökségünk összes területe mintegy 1 800 000 hektár, ennek kétharmada közepes vagy annál jobb természetességű, egyharmada leromlott. Növényzet-alapú természeti tőke indexünk 10% alatt van, az ökoszisztéma szolgáltatások 90%-át már elvesztettük. Honlapunk 86 növényzeti típus, 40 Natura 2000 élőhely elterjedési térképét és számos tájökológiai és természetvédelmi vonatkozású térképet mutat be. Növényzetünk természetességi állapotáról, veszélyeztetettségéről és az özőnfajok inváziójáról országos elemzések is találhatók. Élőhelyeink felismerését és értékelését segíti a MÉTA Fotótár, valamint a MÉTA Élőhely-határozó és a MÉTA természetességmérő, az elemzéseket és az intézet tudományos együttműködését segítik a MÉTA adatbázis informatikai szolgáltatásai.

Bevezetés

A MÉTA – Magyarország Élőhelyeinek Térképi Adatbázisa – program legfontosabb célja az volt, hogy pontosan dokumentáljuk egész Magyarország természetközeli növényzetének, „növényzeti örökségünk”-nek 21. század eleji aktuális állapotát. Korábban erről csak leírásaink vagy áttekintő, földrajzi értelemben pedig rendkívül egyenetlen és hiányos ismereteink voltak (egyes területekről ugyanakkor nagyon is részletesek). Ezért egy újonnan kidolgozott, tájökológiai szempontokkal kiegészített módszertannal feltérképeztük hazánkat. Minden 35 hektáros területi egységben, az ún. MÉTA hat-szögekben dokumentáltuk az ott előforduló élőhelytípusokat (86-féle típust különböztettünk meg), becsültük azok kiterjedését és természetességét, valamint a táj 17-féle tulajdonságát. Az adatokat 199 szakember, mintegy 7000 nap terepmunkával gyűjtötte össze (MOLNÁR és mtsai 2003, MOLNÁR és mtsai 2007).

¹ horvte@botanika.hu



1. ábra A MÉTA Program honlapja egy hangulatos nyitóképpel és Szabó Zoltán író idézetével indul (<http://www.novenyeterkep.hu>)

A MÉTA Program honlapja

A MÉTA program eredményeit sokféle módon tesszük közzé, közkinccsé. A tudományos publikációk mellett nagy hangsúlyt fektetünk eredményeink honlapon való bemutatására (www.novenyeterkep.hu, 1. ábra). Itt teremtettük meg a MÉTA programmal kapcsolatos összes eredmény, információ és szolgáltatás könnyű és hatékony elérhetőségét. A továbbiakban eredményeinkről a honlap egy-egy jellemző fejezete alapján adunk összefoglalást.

A fontosabb összegző adatok

Magyarország természetközeli növényzeti örökségét és a még felismerhető eredeti növényzet töredékeit mindösszesen legfeljebb 1 800 000 hektárra becsüljük (ez az ország 19%-a), amelynek legalább közepes természetességűnek tekinthető része összesen mintegy 1 200 000 hektár vagyis az ország 13%-a.

Az ország 38%-a kizárólag agrár, ültetvény, ipari és települési kultúrtáj, ahol 500 méteres körzeten belül az eredeti ökoszisztémákból hírmondó sem maradt (HORVÁTH

és mtsai 2008). A természetközeli növényzet Magyarország nagyobb részén rendkívül töredékes, tájaink nagy része csak 10–30% között tartalmaz ilyen területeket. Ezek kétharmada is jelentősen leromlott állapotú, zavart vagy özönfajok inváziójával sújtott és veszélyeztetett.

Mindezek következtében az ország növényzet-alapú természeti tőke indexe 9,9%, ami azt mutatja, hogy a természetes ökoszisztéma szolgáltatások 90%-át már elvesztettük (CZÜCZ és mtsai 2008, 2009: ebben a kötetben).

Élőhelyek elterjedési térképei

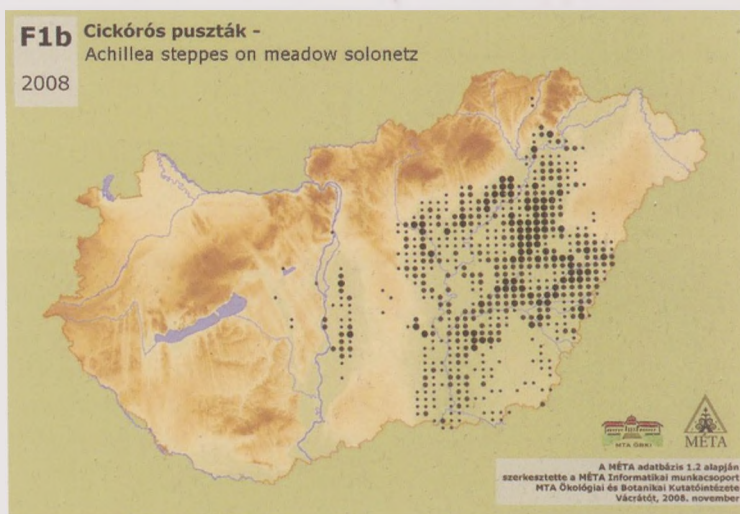
A MÉTA adatbázis felhasználásával elkészítettük mind a 86 növényzeti típus országos áttekintésű elterjedési térképét (MOLNÁR és mtsai 2008a, BOLONI és mtsai 2008a, 2. ábra), valamint az élőhelyek özöngyomos fertőzöttségi térképeit (BOTTA-DUKÁT 2008, 3. ábra). A hazai rendszer alkalmas arra, hogy az Élőhelyvédelmi Irányelv hatálya alá tartozó élőhelytípusok legtöbbjét azonosítani és értelmezni lehessen. Ennek alapján elkészítettük a Natura 2000 élőhelyek elterjedési térképeit is, amelyeket a természetvédelem hivatásos szerveinek rendelkezésére bocsátottuk.

A növényzet természetessége

Mindezidáig nem volt számszerűsíthető képünk a növényzeti örökség és általában a hazai táj érték-állapotáról. A MÉTA program során először mértük fel a hazai növényzeti típusok természetességét, amelyet minden élőhely-állományra egy ötfokozatú skála szerint értékeltük. Felméréseink szerint a növényzeti örökség 3,6%-a természetes (5-ös) állapotúnak tekinthető, 30,2%-a (4-es) természetközelinek, 46,2%-a közepesen leromlottnak (3-as), míg 20%-a (2-es) nagyon leromlottnak. Azaz az ország területének csupán 0,7%-át fedi természetesnek tekinthető növényzet, további 5,9%-án természetközeli a növényzet, 9%-án leromlott és további 3,9%-án nagyon leromlott (aktualizált becslések BOLONI és mtsai 2008b alapján).

Az örökség veszélyeztetettsége

A globalizáció és a fenntarthatóság szempontjából átgondolatlan gazdasági fejlesztések következtében a természetes vegetáció veszélyeztetettsége folyamatosan nő. Korábban csak általános megfigyeléseinkre alapozhattunk, ezért a MÉTA térképezés során meghatároztuk és dokumentáltuk a 28 leggyakoribbnak vagy legsúlyosabbnak tartott veszélyeztető tényezőt. A legveszélyesebb tényezőknek az özöngyomok terjedését, a túltartott nagyvadállományt, a lecsapolást, a helytelen vagy a már fel is hagyott kaszálást és legeltetést, a cserjésedést, valamint a homogén nagyüzemi erdőhasználatot találjuk. Az összevetés alapján Magyarország legveszélyeztetettebb élőhelyei a következők:



2. ábra A cickóros puszták (F1b) országos áttekintő elterjedési térképe a METÁ adatbázis alapján (<http://www.novenyzetiterkep.hu/?q=magyar/katalogus/node/73>)



3. ábra A cseres-kocsánytalan tölgyesek inváziós fertőzöttségének országos áttekintő térképe. Az élőhely legfontosabb inváziós faja az akác (*Robinia pseudoacacia*), mellette a bálványfa (*Ailanthus altissima*) inváziója érdemel még említést. (<http://www.novenyzetiterkep.hu/?q=magyar/katalogus/node/85>)

homoki- és lösz erdőssztyepp tölgyesek, lápi zombékosok, régi fajtájú, hagyományos gyümölcsösök, alföldi zárt tölgyesek, patakparti és lápi magaskórósok, fáslegelők és fáskaszálók (MOLNÁR és mtsai 2008b).

Legveszélyesebb fenyegetés: az özönfajok inváziója

Meglepő módon, kiemelt veszélyessége ellenére is viszonylag kevés az invázió hatását dokumentáló alapos esettanulmány. A korábban levont következtetések általában rendszertelen megfigyeléseken, helyi vizsgálatokon alapulnak. A MÉTA adatbázis elemzése lehetővé tette, hogy országos léptékben dokumentáljuk az invázió hatását a növényzetre (BOTTA-DUKÁT 2008, MOLNÁR és mtsai 2008b), és vizsgáljuk az inváziót befolyásoló háttértényezőket. A földrajzi nagytíjak léptékében tekintve a legfertőzöttebb élőhelyek a Kisalföld (7,5%), majd a Nyugat-Dunántúl (6,9%), a Dunántúli-dombság (6,8%) és az Északi-középhegység (6,6%), legkevésbé fertőzöttek a Dunántúli-középhegység (4,6%), valamint az Alföld (4,5%) területein vannak. A leginkább veszélyeztetett élőhelyek a nyílt homoki gyepek, a nyáras-borókások és az ártéri élőhelyek. Ugyanakkor termőhelyük miatt a szikes élőhelyek, a sziklagyepek és a sziklás erdők inváziós fertőzöttsége elhanyagolható.

MÉTA Élőhely-határozó MINDENKINEK

Az egyes vegetációtípusokat – az eddigi leírások alapján – elsősorban csak botanikusok tudták meghatározni. Hogy e lehetőség mindenki előtt nyitva legyen, elkészítettük a MÉTA mindenkinek szóló élőhely-határozóját. Ehhez csupán mintegy 40 növényfajt kell ismerni! Az azonosítás alapját tehát nem a fajkészlet (bár az uralkodó növényfajokat legtöbbször ajánlott ismerni), hanem elsősorban a növényzet szerkezete, fontos talajtulajdonságok, a domborzati helyzet és további kiemelt jellemzők felismerése képezi.

Természetes-e? – MÉTA természetességmérő

Ahhoz, hogy el tudjuk dönteni egy növényzeti foltról, hogy mennyire természetes állapotú, tudnunk kellene, hogy az ember tájátalakító munkája előtt milyen volt a hazai növényzet? Mivel ezt nem ismerjük, a botanikusok a zavarást kerülő, specialista és ritka fajokban való gazdagsággal, a gyomok alárendeltségével, a gye- és erdőszerkezet összetettségével becslik a természetességet. Mivel ilyen átfogó fajismerete nincs mindenkinek, elkészítettük a természetesség meghatározásának egy újabb módszerét. A honlapon lévő adatlapon az igaz állításokat kell kiválasztani, majd összeadni a pontokat! Az összpontszám és annak értékelése közelítő becslést ad az állomány természetességére nézve. A módszer nem állít fel pontos és komplex diagnózist (mint ahogy egy lázmérő sem), de segít abban, hogy észrevegyük a fontos, természetességre utaló bélyegeket.

MÉTA Fotótár

A MÉTA Fotótár Magyarország élőhelyeinek tematikus, sok szempontból kereshető, non-profit célú képadatbázisa. A fényképtárban az összes féltermészetes és természetes

MÉTA FOTÓTÁR

MAGYARORSZÁG NÖVÉNYZETE KÉPEKBEN



4. ábra A MÉTA Fotótár Magyarország élőhely-kategóriáinak tematikus és magyarázatokkal ellátott dokumentum-fotó gyűjteménye (<http://www.novenyeterkep.hu/fototar/index.html>)

Élőhelytípusról található dokumentum-fotók. Az élőhelyeket az Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (Á-NÉR) kategóriái alapján csoportosítottuk. Minden fotóhoz tartozik Á-NÉR kategória szerinti besorolás és egy szöveges leírás, továbbá rögzítettük a készítés helyét, időpontját és szerzőjét (4. ábra).

MÉTA informatikai szolgáltatások

Az adatok sokoldalú elemzése és felhasználása nem zárult le, de nem is fog, hiszen ez a tudásanyag nagyon sok térbeli tematikával hozható összefüggésbe (természetvédelem, környezettudomány, tájökológia, tájhasználat, társadalomgazdaság, társadalomszociológia, mező- és erdőgazdálkodás, ökoszisztéma szolgáltatások – hogy csak a legkézenfekvőbbeket említsük). A számtalan adatértékelési igényt csak felhasználóbarát és hatékony szoftverekkel tudjuk megfelelően támogatni. A MÉTA program számos és sokféle típusú adatát egy központi relációs adatbázis kezelő rendszerrel gondozzuk (HORVÁTH és mtsai 2008). Az adatfelhasználást az intézet igazgatója által kinevezett MÉTA kuratórium felügyeli.

Az alapadatok hozzáférhetőségét fontosnak tartjuk, ugyanakkor ügyelnünk kell a közös munkával létrehozott adatvagyon és szellemi termék védelmére is. A hatékony,

ugyanakkor ellenőrizhető felhasználás érdekében kifejlesztettük a „MÉTA a világhálón” és a „MÉTA SQL szakértő” internetes *szolgáltatásainkat*, amelyeken keresztül – a Kuratórium jóváhagyása után – az adatbázist külső munkatársak és együttműködő partnereink is használhatják (HORVÁTH és POLGÁR 2008). Továbbá létrehoztunk egy oldalt a szabad felhasználású adatsorok elérésére, ahonnan – többek között – letölthető Magyarország vegetációs tájbeosztásának (MOLNÁR Cs. és mtsai 2008) térinformatikai adatállománya.

Köszönetnyilvánítás

A MÉTA program eredményeit és az adatbázis létrehozását a hazai botanikus-ökológus-természetvédő társadalom vezetőinek és a fiatalabb generációk soha nem tapasztalt mértékű összefogása, az Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet és a természetvédelem hathatós támogatása és néhány nagy ívű kutatás-finanszírozási projekt elnyerése és teljesítése tette lehetővé.

Irodalom

- BOTTA-DUKÁT Z. 2008: Invasion of alien species to Hungarian (semi-) natural habitats. *Acta Botanica Hungarica* 50(Suppl.): 219-227.
- BÖLÖNI J., MOLNÁR Zs., BIRÓ M., HORVÁTH F. 2008a: Distribution of the (semi-)natural habitats in Hungary II. Woodlands and shrublands. *Acta Botanica Hungarica* 50(Suppl.): 107-148.
- BÖLÖNI J., MOLNÁR Zs., HORVÁTH F., ILLYÉS E. 2008b: Naturalness-based habitat quality of the Hungarian (semi-)natural habitats. *Acta Botanica Hungarica* 50(Suppl.): 149-159.
- CZÜCZ B., MOLNÁR Zs., HORVÁTH F., BOTTA-DUKÁT Z. 2008: The natural capital index of Hungary. *Acta Botanica Hungarica* 50(Suppl.): 161-177.
- CZÜCZ B., MOLNÁR Zs., HORVÁTH F., BOTTA-DUKÁT Z. 2009: A természeti tőke index: egy áttekintő ökológiai indikátor a döntéshozás számára. In: TÖRÖK K., KISS K. T., KERTÉSZ M. (szerk) 2009: *Válogatás az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet kutatási eredményeiből 2009 – ÖBKI Műhelyfüzetek, MTA ÖBKI, Vácrátót*, pp. 17-21.
- HORVÁTH F., MOLNÁR Zs., BÖLÖNI J., PATAKI Zs., POLGÁR L., RÉVÉSZ A., OLÁH K., KRASSER D., ILLYÉS E. 2008: Fact sheet of the MÉTA Database 1.2. *Acta Botanica Hungarica* 50(Suppl.): 11-34.
- HORVÁTH F., POLGÁR L. 2008: MÉTA SQL expert interface and access service. *Acta Botanica Hungarica* 50(Suppl.): 35-45.
- MOLNÁR Cs., MOLNÁR Zs., BARINA Z., BAUER N., BIRÓ M., BODONCZI L., CSATHÓ A. I., CSIKY J., DEÁK J. Á., FEKETE G., HARMOS K., HORVÁTH A., ISÉPY I., JUHÁSZ M., KÁLLAYNÉ SZERÉNYI J., KIRÁLY G., MAGOS G., MÁTÉ A., MESTERHÁZY A., MOLNÁR A., NAGY J.,

- ÓVÁRI M., PURGER D., SCHMIDT D., SRAMKÓ G., SZÉNÁSI V., SZMORAD F., SZOLLÁT GY., TÓTH T., VIDRA T., VIRÓK V. 2008: Vegetation-based landscape-regions of Hungary. *Acta Botanica Hungarica* 50(Suppl.): 47-58.
- MOLNÁR ZS., BARTHA S., SEREGÉLYES T., ILLYÉS E., TÍMÁR G., HORVÁTH F., RÉVÉSZ A., KUN A., BOTTA-DUKÁT Z., BÖLÖNI J., BIRÓ M., BODONCZI L., DEÁK J.Á., FOGARASI P., HORVÁTH A., ISÉPY I., KARAS L., KECSKÉS F., MOLNÁR CS., ORTMANN-NÉ AJKAI A., RÉV SZ. 2007: A grid-based, satellite-image supported, multi-attributed vegetation mapping method (MÉTA). *Folia Geobotanica* 42: 225-247.
- MOLNÁR ZS., BIRÓ M., BOTTA-DUKÁT Z., ILLYÉS E., SEREGÉLYES T., TÍMÁR G. 2003: Magyarországi Élőhely-térképezési Adatbázisának (MÉTA) térképezési módszertani és Adatlapkitöltési Útmutatója (AL-KÚ) 3.3. Kézirat, MTA ÖBKI, Vácrátót, 54 pp.
- MOLNÁR ZS., BIRÓ M., BÖLÖNI J., HORVÁTH F. 2008a: Distribution of the (semi-)natural habitats in Hungary I. Marshes and grasslands. *Acta Botanica Hungarica* 50(Suppl.): 59-105.
- MOLNÁR ZS., BÖLÖNI J., HORVÁTH F. 2008b: Threatening factors encountered: Actual endangerment of the Hungarian (semi-) natural habitats. *Acta Botanica Hungarica* 50(Suppl.): 199-217.

A TERMÉSZETI TŐKE INDEX: EGY ÁTTEKINTŐ ÖKOLÓGIAI INDIKÁTOR A DÖNTÉSHOZÁS SZÁMÁRA

CZÚCZ BÁLINT¹, MOLNÁR ZSOLT, HORVÁTH FERENC ÉS BOTTA-DUKÁT ZOLTÁN

Kivonat

A természeti tőke index (Natural Capital Index, NCI) egy egyszerű koncepció alapján kidolgozott ökológiai index, mely közérthető módon, százalékos formában nyújt értékelő és összehasonlítható mérőszámot kisebb-nagyobb területek természeti állapotának általános jellemzésére. Egy terület NCI értéke egyetlen szám, amely azonban szétbontható a különböző részterületek vagy élőhely-csoportok hozzájárulásai szerint. Ennek megfelelően ez a standardizált mérőszám várhatóan sikerrel alkalmazható a helyi vagy regionális szakpolitikai döntéshozatal különböző szintjein, valamint a környezeti kommunikációban is.

Bevezetés

Az emberiség legtöbb tevékenysége meghatározó befolyást gyakorol a környező táj természetes élővilágára. A mindennapi életben sokszor kényszerülünk a táj állapotát befolyásoló döntések meghozatalára. Ilyen esetekben a lehetséges alternatívák körültekintő értékelése szükséges ahhoz, hogy a táji környezet által nyújtott lehetőségekkel a legjobban élő, és a lehető legkevesebb káros hatással járó megoldások kerülhessenek előtérbe. Az elmúlt évtizedekben világszerte felerősödtek a törekvések olyan, laikusok által is egyszerűen értelmezhető mérőszámok kifejlesztésére, melyek szakmailag megalapozott áttekintő értékelést tudnak nyújtani az élővilág állapotáról. Nemzetközi szinten számos ún. „aggregált biodiverzitás-indikátor” került kifejlesztésre, melyek fő célja, hogy a bolygónk élővilágában bekövetkező nagyléptékű változások nyomon követésére lehetőséget teremtsenek (EEA, 2007). A tájhasználati döntések nagy többsége azonban helyi szinten születik, és „döntéstámogatásra” is a helyi-regionális szinten

¹ czucz@botanika.hu

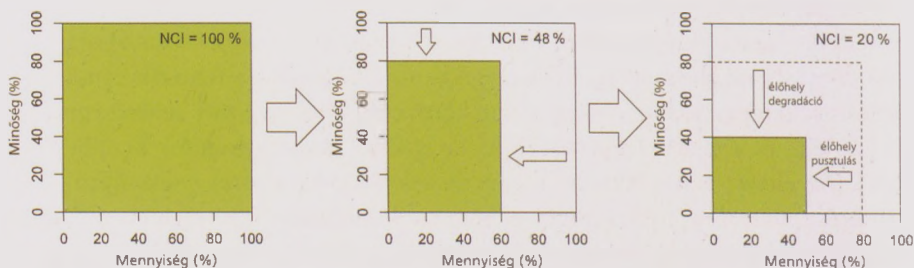
mutatkozna a legnagyobb igény (lásd például a hazai és az uniós jogrendbe is beépülő Környezeti Hatásvizsgálatokra (KHV) és a Stratégiai Környezeti Vizsgálatokra (SKV) vonatkozó szabályozások rendszerét). Regionális szintű szakpolitikai kérdések megoldására azonban egy-két kivételtől eltekintve mindeztidáig nem léteztek megfelelő (térben és tematikusan is kellően nagy felbontást nyújtó) indikátorok (CZÜCZ és mtsai 2010). Ennek egyik legfőbb oka a nagy területre kiterjedő, kellőképpen részletes és homogén ökológiai adatbázisok hiánya, ritkasága szerte a világon.

Az MTA ÖBKI koordinálásával 2003 és 2008 között megszületett MÉTA adatbázis (MOLNÁR és mtsai 2007) már kellőképpen részletes egy ilyen, regionális szinten használható ökológiai indikátor kifejlesztéséhez. Ennek az új, speciálisan a MÉTA adatbázis adottságaira kifejlesztett hazai biodiverzitás-indikátornak, a **növényzet-alapú természeti tőke indexnek** a segítségével kisebb-nagyobb területek (pl. tájegységek, gazdasági, tervezési vagy igazgatási egységek) természeti állapota könnyen áttekinthető, miáltal a MÉTA adatbázisban lévő rengeteg információ viszonylag egyszerűen és széles körben beépülhet a tájhasználati döntésekbe.

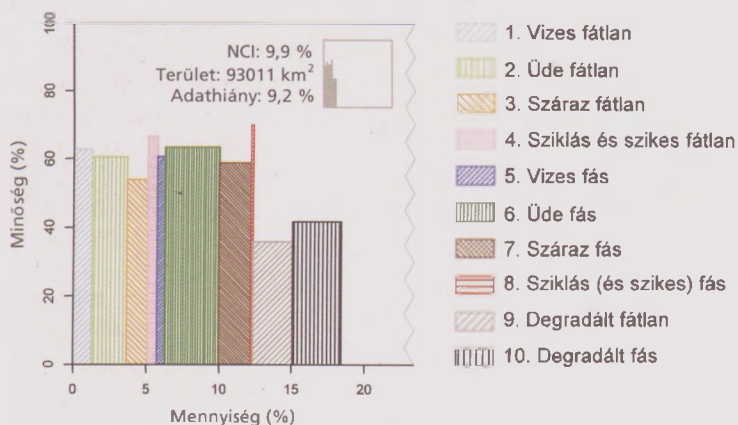
Az indikátor kialakítása

A kifejlesztett indikátor alapjául az 1990-es évek végén először Hollandiában megalkotott **természeti tőke index** („Natural Capital Index”, NCI) koncepciója szolgált, mely egy különböző élőhelyekből álló komplex tájnak az egykori természetes állapottól való eltérését fejezi ki, számszerű adatok felhasználásával (ten BRINK, 2000). Az általunk használt „növényzet-alapú” természeti tőke index ennek az általános mérőszámnak a MÉTA adatbázisra adaptált verziója (CZÜCZ és mtsai 2008, 2009). A természeti tőke értékelése a következő sematikus képlet alapján történik (5. ábra):

$$\text{NCI} = \text{az élőhelyek mennyisége} \times \text{az élőhelyek minősége}$$



5. ábra. A természeti tőke index (NCI) számításának szemléltetése: egy terület NCI értéke a megmaradt természetes és természetközeli élőhelyek mennyiségének és minőségének (azaz relatív területének és átlagos természetességének) a szorzatával kifejezhető [0, 1] intervallumba eső szám. Például, ha egy területen az ott található élőhely(ek) fele elpusztul, és a maradék természetessége is (átlagosan) 40%-ra csökken, akkor az eredeti természeti tőkének már csak 20%-a maradt meg a területen.



6. ábra. Magyarország természeti tőkéje (NCI_{lin}) élőhelycsoportok szerinti bontásban, élőhelyprofil-diagrammon ábrázolva.

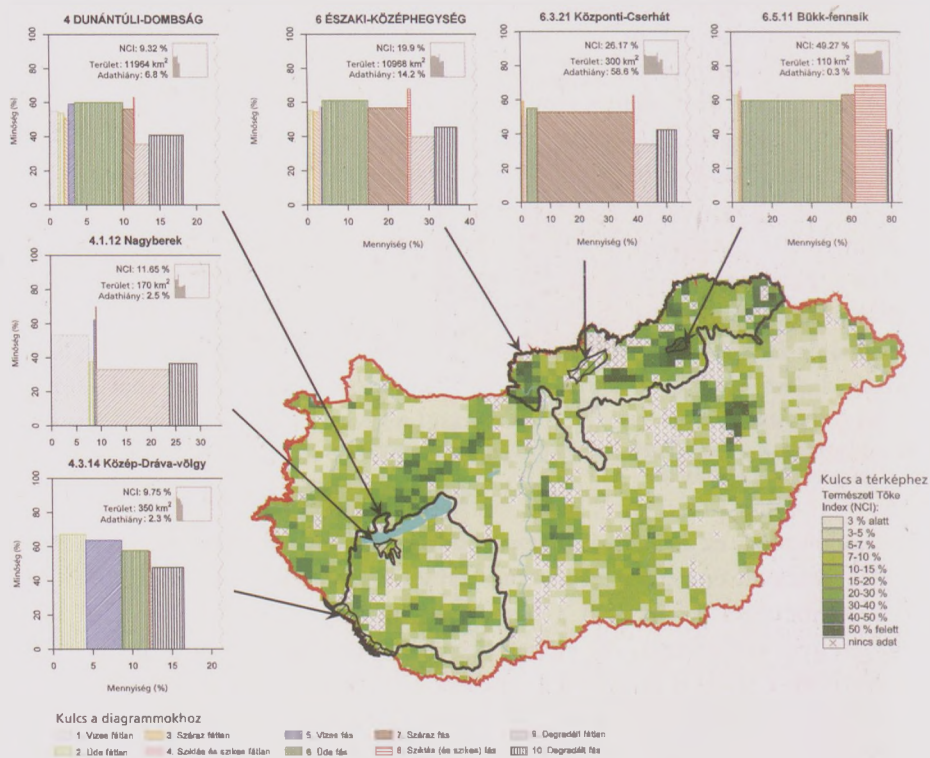
Ily módon tehát ez az indikátor azt becsüli, hogy arányaiban mennyi maradt még meg a táj felszínét eredetileg benépesítő természetes élővilágból. Ehhez az élővilág „relatív jelenlétének” a mértékét a természetes növényzet borítás-arányaival illetve természetességével jellemzi. Az élőhelyek relatív természetességének meghatározása többféle súlyozással is elvégezhető, melyek közül mi a növényzetnek a különböző ökoszisztéma-szolgáltatásokhoz nyújtott hozzájárulásának a mérlegelésével két fő NCI számítási módot határoztunk meg és építettünk be a MÉTA adatbázisba (részletesebben lásd: Czucz és mtsai 2008)². Egy-egy tájegységben tehát annál magasabb a természeti tőke index, minél nagyobb területen, és minél természetesebb állapotban találhatók meg ott a különböző élőhelyek.

Felhasználás és értelmezés

Mint az a definícióból és a számítás módjából is látható, az NCI egységes szempontrendszer alapján képes egyetlen számba sűrített általános értékelést adni különböző területek élővilágáról. Fontos és előnyös tulajdonsága a mérőszámnak, hogy a gyors, felületes összehasonlítások mellett mélyreható részletes értékelésekre is alkalmas. Egy-egy nagyobb terület természeti tőke indexe ugyanis többféleképpen is szétbontható különböző részkomponensek összegére:

Tematikusan felbontható: megvizsgálható, hogy az egyes élőhelytípusok milyen arányban járulnak hozzá a terület NCI értékének nagyságához. A teljes NCI az egyes

² Ebben az írásban a lineáris súlyozással számolt értékeket (NCI_{lin}) használjuk illusztrációképp, mely a közepesen gyakori természetes fajok jelenlétének a becslésével a szabályozó ökoszisztéma szolgáltatások egytájtja indikátorának tekinthető. A másik lehetséges súlyozás, a ritka fajok jelenlétére fókuszáló exponenciális súlyozás (NCI_{exp}) használata esetén Magyarország Természeti Tőke Indexe még alacsonyabb (3,2 %).



7. ábra. A MÉTA kvadrátok NCI térképe, és benne néhány kiválasztott földrajzi nagy- és kistáj természeti tőkéje (NCI_{ter}) diagrammon ábrázolva.

élőhelytípusok rész NCI-jeinek összegeként áll elő. A tematikus felbontás egyfajta élőhelyprofil állít elő egy terület növényzeti örökségének a jellemzésére (6-7. ábra).

Térben felbontható: egy nagyobb terület NCI értéke megegyezik az öt alkotó rész-területek NCI értékeinek területtel súlyozott átlagával, és ennek segítségével megállapítható, hogy mely területrészek hogyan és milyen mértékben járulnak hozzá a nagyobb területre jellemző NCI érték kialakításához (7. ábra).

A különböző részterületek illetve élőhelytípusok hozzájárulásának értékelése azután további új szempontokat hozhat a gyakorlati felhasználások számára, lehetőséget teremtve arra, hogy egy esetleges döntési folyamatban ne csak a tényszerű számértékeket, hanem az azok mögött álló okokat, mintázatokot is át tudják tekinteni a résztvevők. Ennek megfelelően ez a standardizált mérőszám várhatóan sikerrel alkalmazható a helyi vagy regionális szakpolitikai döntéshozatal különböző szintjein jelentkező gyakorlati kérdések kezelésében, tervezési, engedélyeztetési feladatok során, valamint a környezeti kommunikációban is.

Korlátok

Mint minden indikátor esetében, a természeti tőke index esetében is figyelemmel kell lenni néhány, az alapadatok és a számítási mód jellegéből fakadó alapvető korlátra:

- A MÉTA felvételezés egyszeri jellege következtében a MÉTA adatbázis alapján előállítható NCI adatok a felméréskori állapotra vonatkoznak, az azóta bekövetkezett változások vizsgálata sokszor indokolt lehet. Szerencsére egy-egy kisebb terület újrafelvételezése bármikor viszonylag gyorsan és kis költséggel megvalósítható.
- A számítási mód lineáris, additív jellegénél fogva az NCI nem alkalmas a kiemelkedő lokális értékek kezelésére, nem áruklodik az egyes élőhelyek egyediségéről, továbbá számos további, természetvédelmi szempontból fontos „nemlineáris” tulajdonságairól (például különleges, ritka fajok előfordulása, kultúrtörténeti, tájképi értékek, regenerációs képesség, stb.) sem.
- Az NCI nem, vagy csak korlátozottan fejezi ki a táj nagy léptékű természetességének mértékét (amit meghatároz a táj szerkezete, az élőhelyek mintázata és diverzitása), és a tájökológiai viszonyokat. A nagy léptékű mintázat meglelte önmagában is egy komoly érték, melynek gyakorlati jelentősége is lehet (gazdagabb és kevésbé sérülékeny élőhelyek), ennek figyelembevételére a MÉTA adatbázis további mérőszámokat kínál.

Ezen korlátok figyelembevételével elkerülhető az eredmények túlértelmezése. Mindezek fényében elmondható, hogy a természeti tőke index kiválóan alkalmas nagyobb területek „természet-közelségének” áttekintő összefoglalására, azonban mindezt csupán egyetlen szempontból teszi (még ha ez az egyik legáltalánosabb, legszélesebb körben használható is a szóba jöhető szempontok közül). A teljes körű értékeléshez az NCI értékek és diagrammok összehasonlító vizsgálata mellett még számos további információ is szükséges. A felhasználóknak, különösen kritikus döntési helyzetekben, minden fontos döntési szemponttal tisztában kell lenniük, és természetesen általánosságban is igaz, hogy semmilyen adatbázisból lekérhető információ sem helyettesítheti a szakmai hozzáértést és a részletes terepismeretet.

Irodalom

- CZUCZ B., MOLNÁR ZS., HORVÁTH F., BOTTA-DUKÁT Z.: 2008: The Natural Capital Index of Hungary. *Acta Botanica Hungarica* 50(Suppl.): 161-177.
- CZUCZ B., MOLNÁR ZS., HORVÁTH F., BOTTA-DUKÁT Z., TÖRÖK K.: 2010: Vegetation-based natural capital index: a scalable aggregated biodiversity indicator. *Environmental Management* (accepted)
- EEA, 2007: Halting the loss of biodiversity by 2010: proposal for a first set of indicators to monitor progress in Europe. EEA Technical Report No 11/2007.

- MOLNÁR ZS., BARTHA S., SEREGÉLYES T., ILLYÉS E., BOTTA-DUKÁT Z., TÍMÁR G., HORVÁTH F., RÉVÉSZ A., KUN A., BOLÓNI J., BIRÓ M., BODONCZI L., DEÁK J. Á., FOGARASI P., HORVÁTH A., ISÉPY I., KARAS L., KECSKÉS F., MOLNÁR CS., ORTMANN-AJKAI A., RÉV SZ. 2007: A grid-based, satellite-image supported, multi-attributed vegetation mapping method (MÉTA). *Folia Geobotanica* 42: 225-247.
- ten BRINK B. 2000. Biodiversity indicators for the OECD Environmental Outlook and strategy – A feasibility study. RIVM Report 402001014. Globio Report Series No 25.

MAGYARORSZÁG POTENCIÁLIS VEGETÁCIÓTÉRKÉPÉNEK MODELLEZÉSE

SOMODI IMELDA¹, CZÚCZ BÁLINT, PETER PEARMAN² ÉS NIKLAUS E. ZIMMERMANN²

Kivonat

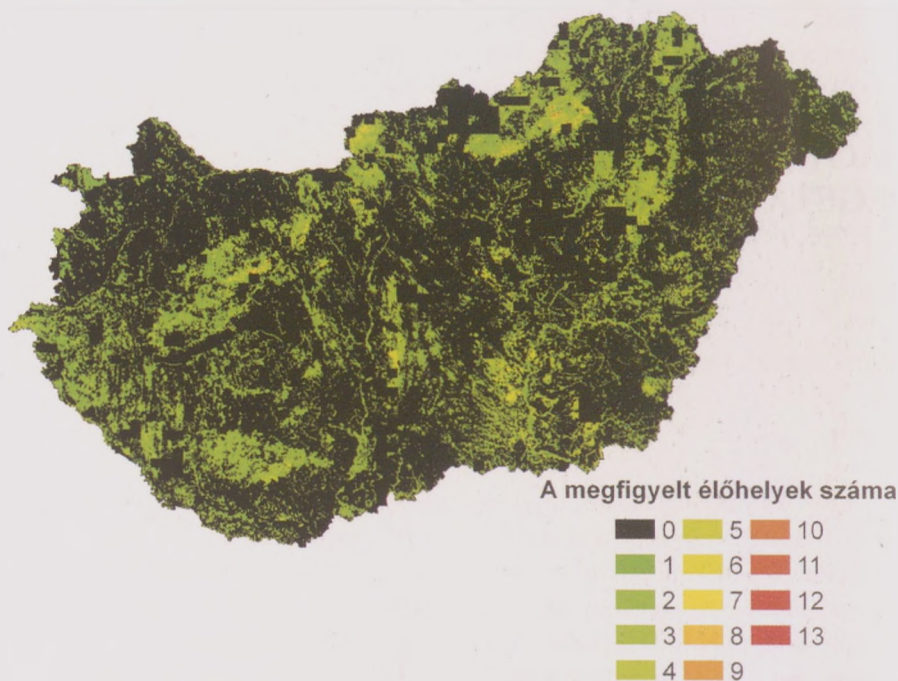
Az ember környezetátalakító tevékenysége következtében természetes növényzet nélküli területek nagysága teszi szükségessé Magyarország modell-alapú potenciális vegetációtérképének megalkotását. Ennek során a természetes élőhelyek még meglevő foltjainak környezeti igényeit számszerűsítjük és terjesztjük ki ma már nem természetes területekre, valószínűségi térkép-sorozat formájában. Az elkészült modellek alapján megállapítható, hogy az adott környezeti viszonyok között mekkora eséllyel lehetne jelen az élőhely, illetve mely környezeti tényezők határozzák meg előfordulásának helyét. A modellek segítségével a későbbiekben tájhasználati és klímaváltozási forgatókönyvek hatásai is becsülhetők.

A potenciális vegetációról

Az ember környezetátalakító tevékenysége következtében folyamatosan fogyatkoznak természeti területeink. Jól tükröződik ez Magyarország Aktuális Élőhelyi Adatbázisában (MÉTA, MOLNÁR és mtsai 2007), ahol sok a fehér folt, azaz olyan terület, ahonnan semmilyen élőhelyet nem jelentettek a térképezők (8. ábra, a „fehér foltok” feketével jelölve). Ezzel párhuzamosan egyre inkább felismerjük a növényzeti borítás, a természetes élőhelyek jelentőségét, azt hogy mit veszünk ezek eltűnésével és a helyreállításért is egyre többet vagyunk hajlandók tenni. A veszteségek felméréséhez, vagy a sikeres helyreállításhoz ugyanakkor elengedhetetlen, hogy tisztában legyünk azzal, hogy milyen az a „legjobb” (legtermészetesebb, legmagasabb biodiverzitású) vegetáció, amelynek a hosszú távú fenntartására az adott terület képes. Ez többnyire az adott terület egykori növényzete, de természetesen figyelembe kell venni az időközben megváltozott környezeti adottságokat is (különös tekintettel az éghajlatváltozásra).

¹ somodi@botanika.hu

² Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Zürcherstrasse 111 CH-8903 Birmensdorf, Svájc.

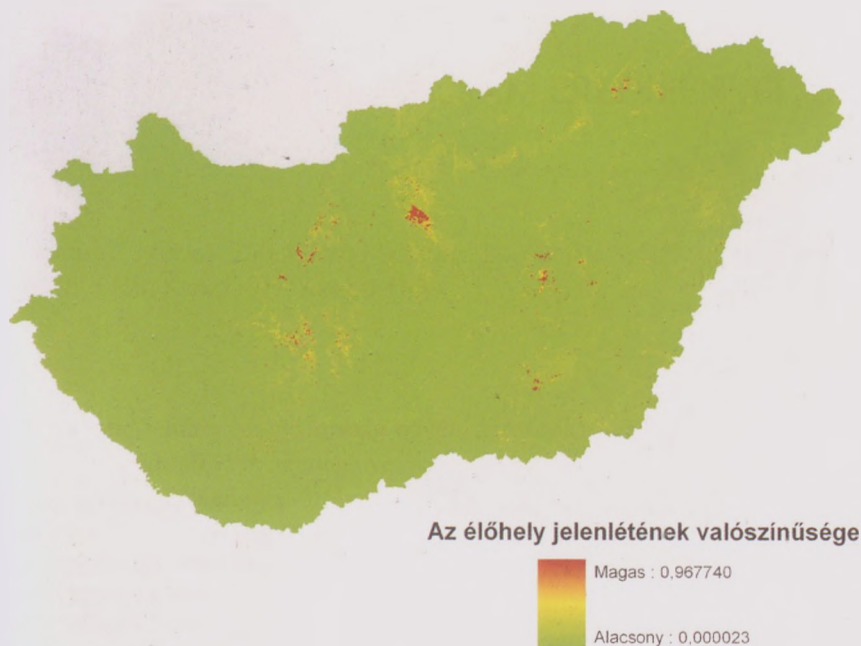


8. ábra. Az aktuálisan meglevő természetes élőhelyek száma 35 ha-onként. A szövegben említett, természetes növényzettel nem rendelkező „fehér foltokat” itt fekete szín jelöli. Forrás: Magyarország Aktuális Élőhelyi Adatbázisa (MÉTA).

A potenciális vegetációtérkép célja, hogy egy szakmailag megalapozott becslést adjon erről a valószínűsíthető természetes vegetációról, megjelenítve annak térbeli ki- és elterjedését olyan területeken is, ahol az mára már eltűnt.

A potenciális vegetáció modellezése

Magyarországon az emberi tájátalakítás régóta folyik, sok helyütt nincs is írott forrás arról, hogy milyen növényzet volt jelen valaha. Ráadásul részben emberi, részben természetes okokból a mai környezeti háttér már nem feltétlen egyezik meg az átalakított területeken azzal, ami akkor lehetett ott, amikor utoljára természetes növényzet borította. Így aztán mindenképpen valamilyen becslésre kell támaszkodnunk. A becslés alapulhat egy szakértő élete során felgyűlt tapasztalataira, vagy statisztikai összefüggésekre. Az előbbire példa a legelső ilyen becslés Magyarország tekintetében: ZÓLYOMI BÁLINT potenciális vegetációtérképe (1967). Ez egy olyan térkép, amelyen a szerző azt próbálta rekonstruálni, hogy az emberi behatások előtt milyen növényzet boríthatta az országot. Potenciális vegetációtérkép ez is, de nem az aktuális környezeti viszonyokat veszi figyelembe. Egy másik példa a szakértői becslésre a MÉTA adatbázisban megtalálható potenciális élőhely-adat, amely a terepi térképező véleményét tükrözi, immár

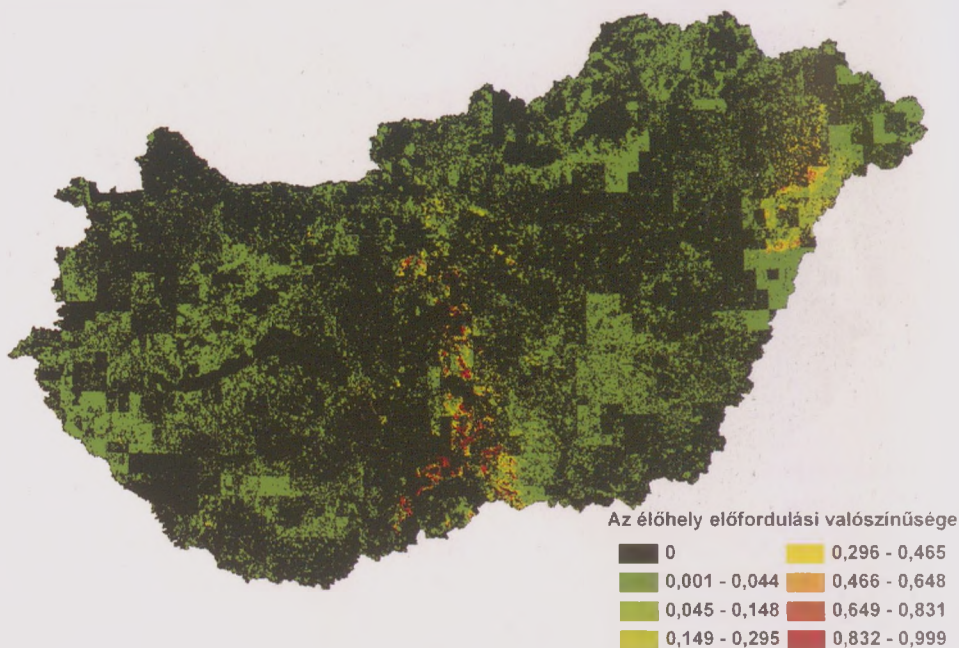


9. ábra. A „nyílt gyepekkel mozaikos lösztölgyes” élőhely (M2) potenciális elterjedési térképe.

az aktuális környezeti viszonyok mellett (MOLNÁR és mtsai 2007). A szakértői becslésen alapuló térképek azonban nem terjeszthetők ki, sem időben, sem térben, szemben a statisztikai összefüggéseken alapuló becslésekkel, modellekkel.

Munkánkban egy olyan statisztikai modell-csoport kifejlesztésének első lépéseit mutatjuk be, amely egész Magyarország viszonylatában és lehetőleg az összes természetes élőhelyet magába foglalva képes a potenciális növényzet predikciójára, térben és időben is kiterjeszthető módon.

A modellezés alapja a még megmaradt természetes élőhelyek és élettelen környezetük között megfigyelt összefüggések statisztikai formalizálása (a módszertan részletesebb leírását lásd: SOMODI és mtsai 2009). Az élőhelyi információkat a MÉTA adatbázisból nyertük, olyan élőhelyeket választottunk, amelyek természetesek és a növényzet természetes fejlődésének (szukcesszió) végső állomásait képviselik. Az élettelen környezet különböző háttérváltozók jelenítik meg. Ezek jelentős része az éghajlat jellemzője, mint például az éves csapadékösszeg, vagy a nyári középhőmérséklet, de számos a domborzattal összefüggő változó, pl. besugárzás szerepe is jelentős lehet. Emellett figyelembe vettünk talaj-jellemzőket és a különböző víztestektől (tó, folyó) való távolságot is. Mivel sokféle lehetséges magyarázó változó merült fel és ezek közül nem akarunk szubjektíven előzetesen válogatni, olyan modelltípust kellett választanunk, amely nem érzékeny a változók közötti magas korrelációra sem. Így került sor arra, hogy



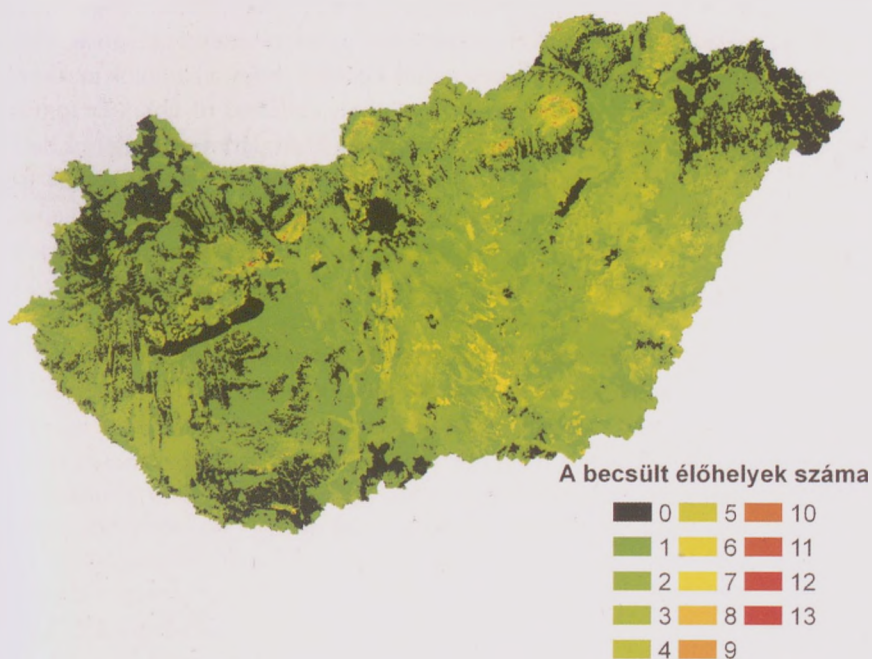
10. ábra. A „nyílt homoki gyepek” élőhely (G1) parlagokra becsült valószínűségeket ábrázoló elterjedési térképe.

a vegetációmodellezésben nemzetközi szinten is elsőként alkalmazzunk, az eddig csak faj-elterjedés modellezésére használt, és azon a téren is új ún. **grádiens boosting** modelleket (gbm; ELITH és mtsai 2008). A megközelítés határozott előnye, hogy a modellépítés során megtörténik a változók közötti válogatás is minden élőhelynél külön-külön, így a modellek felépítéséből következtethetünk az élőhelyek környezeti preferenciáira.

A potenciális vegetáció modellezésének közvetlen hozadéka

A statisztikai modellezés fő eredménye a modellezett élőhelyek lehetséges elterjedésének egy olyan térkép-sorozata, amely összességében kiadja Magyarország potenciális vegetációtérképét. Egy-egy térkép azt ábrázolja, hogy adott élőhely mekkora valószínűséggel jelenik meg az ország adott pontján (9. ábra). Ezek alapján megállapíthatjuk, hogy mennyivel lehetne elterjedtebb egy-egy élőhely, hol lehetnének még foltjai, ha az ember nem avatkozna közbe. Ez segítheti a természetvédelmi és élőhely-restaurációs munkák térbeli tervezését azáltal, hogy az élőhely potenciális jelenlétének valószínűsége alapján segít megtalálni a sikerrel leginkább kecsegtető helyszínt.

Fontos hozadéka a statisztikai összefüggések felállításának az is, hogy kiderül, a környezeti háttér mely elemeinek változására érzékenyek az élőhelyek, melyek azok az élőhelyek, amelyek az éghajlat valamely összetevőjétől függenek (pl. csapadékgigény),



11. ábra. 35 ha-onként becsült potenciális élőhelydiverzitás. Vannak olyan területek, amelyek környezeti háttere annyira eltér a ma megmaradt természetes növényzet mellett megfigyelt környezeti viszonyoktól, hogy a modell nem tudott oda az általunk megszabott bizonyossággal potenciális vegetációt becsülni. Ezek a területek az ábrán nulla élőhelyet hordoznak.

melyek, amelyek inkább a talaj jellemzőihez kötődnek. Nyilván erről lehet előzetes tudásunk, de nagy előny, hogy a modellek ezt számszerűsítik és a különböző változók esetleges kölcsönhatásait is tartalmazzák. A környezeti igények feltárásával jobban megismerjük az élőhelyeket, elő tudjuk segíteni fennmaradásukat.

További felhasználási lehetőségek

A modell-alapú potenciális vegetációtérképek, így a mi munkánk, egyik fő hasznosítási területe jövőbeli forgatókönyvek mellett várható vegetáció-eloszlás predikciója, ami akár a gyakorlati szakpolitikát, döntés-előkészítést is hatékonyan tudja támogatni. Manapság egyre sürgetőbb kérdés, hogy mi lenne a következménye egy esetleges éghajlatváltozásnak. A potenciális vegetációmodellek segítséget tudnak nyújtani a különböző éghajlatváltozási forgatókönyvek Magyarország növényzetére gyakorolt hatásainak a megértésében és előrejelzésében – akár egy átfogó sérülékenységi elemzés keretében is (CZÚCZ és mtsai 2009: ebben a kötetben).

Egy másik jelentős kérdéscsoport a különböző, folyamatban lévő és a jövőben várható tájhasználat-változások lehetséges következményeire irányul. Kifejezetten

érdekes, közvetlen szakpolitikai jelentőséggel is bíró kérdés például, hogy hol milyen növényzet kialakulása képzelhető el, amennyiben az adott területet kivonják a jelenlegi mezőgazdasági művelés alól. Azt is meg tudjuk becsülni, hogy a parlagok mekkora területet tesznek szabaddá potenciálisan egy-egy élőhely számára (10. ábra). Ez fontos lehet a döntéstámogatásban, hiszen ha van erre mód, segíthet eldönteni, hogy ha már úgyis felhagynak bizonyos méretű területet, akkor hol lenne ennek a legkedvezőbb hatása a természetes környezetre. Más oldalról szemlélve, ha a természetvédelem célkitűzései között szerepel valamely élőhely védelme, akkor hol lehetne a számára megfelelő területet szabaddá tenni. Sőt ilyen megfontolásokat nem csak egy-egy élőhely kapcsán lehet tenni, hanem a modellek összesítésével arra is választ lehet adni, hogy hol nőne a leginkább az élőhelyek sokfélesége a mezőgazdasági művelés felhagyásával (11. ábra).

Az itt bemutatott eredmények a hazai potenciális vegetáció modellezéssel való feltárásának jelenleg egyelőre még csak az első állomását alkotják, ám már ezek is számos érdekes következtetést tesznek lehetővé. A modellek további tökéletesítésére azonban még rengeteg lehetőség van, és ennek folytatása, valamint a kapott modellek sokrétű felhasználása mindenképpen fontos további kutatási célunk.

Irodalom

- CZÚCZ B., TORDA G., MOLNÁR ZS., HORVÁTH F., BOTTA-DUKÁT Z., KRÖEL-DULAY GY. 2009: A klímaváltozás hatása Magyarország növényzetére: sérülékenységi elemzések. In: TÖRÖK K., KISS K. T., KERTÉSZ M. (szerk) 2009: *Válogatás az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet kutatási eredményeiből* 2009. – ÖBKI Műhelyfüzetek, MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 69-75.
- ELITH J., LEATHWICK J. R., HASTIE T. 2008. A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology* 77: 802-813.
- MOLNÁR ZS., BARTHA S., SERECÉLYES T., ILLYÉS E., BOTTA-DUKÁT Z., TÍMÁR G., HORVÁTH F., RÉVÉSZ A., KUN A., BÖLÖNI J., BIRÓ M., BODONCZI L., DEÁK J. Á., FOGARASI P., HORVÁTH A., ISÉPY I., KARAS L., KECSKÉS F., MOLNÁR CS., ORTMANN-AJKAI A., RÉV SZ. 2007: A grid-based, satellite-image supported, multi-attributed vegetation mapping method (MÉTA). *Folia Geobotanica* 42: 225-247.
- SOMODI I., CZÚCZ B., PEARMAN P., ZIMMERMANN N. E. 2009. Modelling the potential vegetation distribution for assessing impact of land use change on the natural habitats in Hungary. 52nd International Symposium of the International Association for Vegetation Science, Abstracts p. 107.
- ZÓLYOMI B. 1967. Rekonstruált növénytakaró 1:1,5 millió. In RADÓ S. (szerk.). *Magyarország nemzeti atlasza*. Kartográfiai vállalat, Budapest, pp. 21, 31.

A KISKUNSÁGI HOMOKVIDÉK TÁJÖKOLÓGIAI TÉRKÉPE

BIRÓ MARIANNA¹, LELLEINÉ KOVÁCS ESZTER, KRÖEL-DULAY GYÖRGY ÉS HORVÁTH FERENC

Kivonat

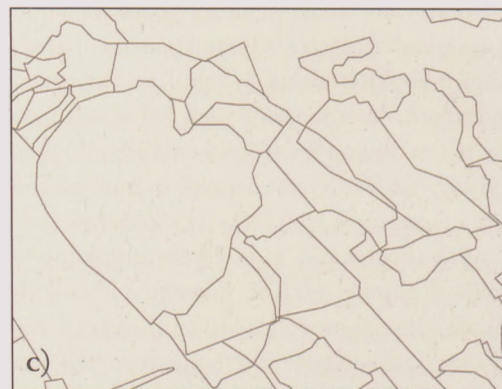
A Kiskunsági homokvidék tájökölógiai térképe lehetőséget teremt a régió elmúlt évtizedekben jelentkező súlyos problémáinak újfajta megközelítésére és változásainak tájszintű, kvantitatív elemzéseire. Térképi alapul szolgálhat a lokálisan és táji léptékben gyűjtött botanikai és zoológiai adatok kiterjesztéséhez, regionalizálásához, település-soros vizsgálatokhoz, az ökoszisztéma szolgáltatások elemzéséhez, valamint az ökológiai és a társadalmi-gazdasági folyamatok együttes kutatásához.

Bevezetés

A Duna–Tisza közti táj természeti állapota a regionális talajvízszint süllyedés, valamint a 20. század végi társadalmi-gazdasági folyamatok hatására napjainkban igen gyorsan romlik. Leglátványosabban a Kiskunsági-homokhát alakul át, ahol az egymással mozaikoló természetközeli és kultúrtáj együttesen, szorosan egymásra hatva változik. Ezek a folyamatok három szinten, lokális, táji és regionális léptékben kapcsolódnak össze és hatnak az ökoszisztéma-szolgáltatások² mértékére, minőségére és mintázatára (Kelemen és mtsai 2008). Legfőbb tendenciái a természetközeli élőhelyek kiszáradása és jellegtelenedése mellett a parlagosodás, a tanyák elhagyása és az ültetvény erdők folyamatos területi növekedése. A jövőbeni változások előrejelzéséhez, valamint a homokvidék hosszú távú ökológiai folyamatainak kutatásához és modellezéséhez (Kovács-Láng és mtsai 2008) egy olyan térképi adatbázisra van szükség, amely a természetközeli és a kultúrtáj elemeit egyaránt részletesen tartalmazza. Ehhez rendelkezésünkre áll egyrészt a CORINE felszínborítási térkép (Büttner és mtsai 2004, FÖMI), amely elsősorban a közvetlen emberi hatás alatt álló táji mintázatot írja le, másrészt a Duna–Tisza köze

¹ mariann@botanika.hu

Ökoszisztéma szolgáltatásnak nevezzük azokat a javakat, amelyeket az ökoszisztémák a társadalom számára biztosítanak (bővebben lásd. Millennium Ecosystem Assessment 2005). Ökoszisztéma szolgáltatás tehát pl. a természeti környezetből nyert élelmiszer, víz, takarmány, tüzelőanyag, tiszta levegő, de éppúgy a levegőben lévő széndioxid megkötése vagy akár az ökoturizmusra és a természetben való pihenésre nyíló lehetőség is.



12. ábra. Topológiai és tematikai javítások az egyesített térképen: a) az egyesített térkép részlete a töredékpolygonokkal, b) töredékpolygonok eltávolítása (piros vonal), felülírás a CORINE térkép vízfelületeivel (kék), felülírás a D-TMap térkép egyélőhelyes polygonjaival (fekete), c) az egyesített térkép egy részlete

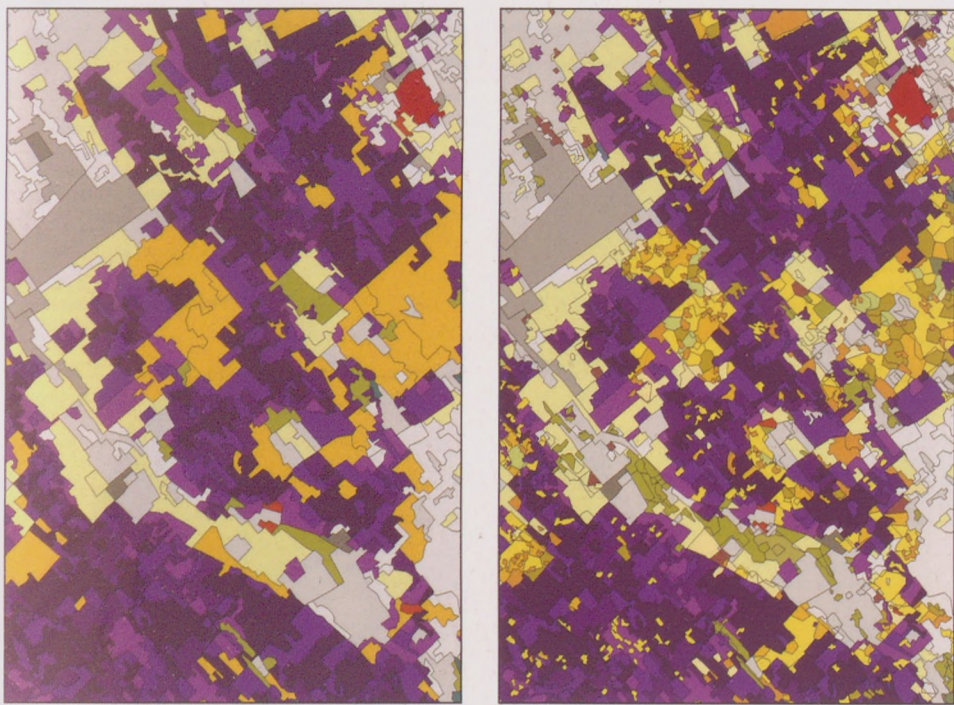
aktuális élőhelytérképe (D-TMap, Biró, Révész és mtsai 2005, MTA ÖBKI), amely a természetközeli mintázatok részletes, regionális szintű adatbázisa.

Célkitűzés

A két térkép egyesítésével egy 1:25 000 és 1:50 000 közötti méretarányú rendelkezés egységes térinformatikai adatbázis kialakítását tűztük ki célul, a CORINE felszínborítási térképnél botanikailag gazdagabb információtartalommal és pontosabb mintázattal (D-TMap). A munka további célja és érdekessége volt a két-féle foltrendszer (egy folttérkép és egy pontadatbázisból származó Thiessen-polygontérkép) topológiai és tematikai egységesítési módszerének kidolgozása (Biró és mtsai, 2008).

A térkép készítésének módszere

1. A „Kiskunsági homokvidék” nem teljesen azonos területet fed le a földrajzi értelemben vett Kiskunsági-Homokhátsággal. Az ehhez történő új tájlehatárolás a következő térképek és adatbázisok alapján történt: Duna-Tisza köze aktuális élőhelytérképe (Biró, Révész és mtsai 2005), Duna-Tisza köze 18. századi élőhelytérképe (Biró 1998), Duna-Tisza köze 19. századi táj- és élőhelytérképe (Biró és Gulyás 1999), az AGROTOPO és a Kreybig-féle talajismereti térképek (MTA TAKI), valamint az 1998–99-ben készült SPOT 4 műholdfelvételek (FÖMI).

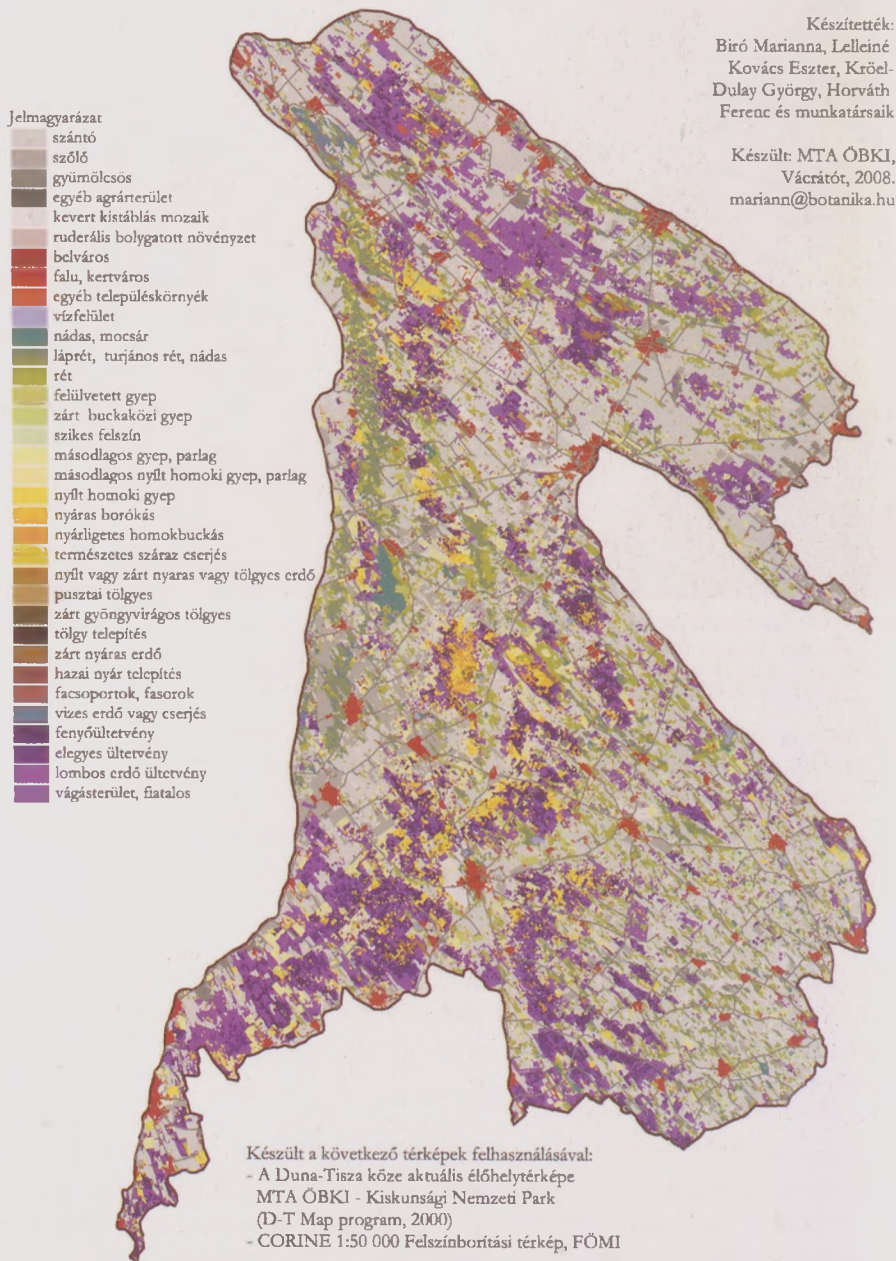


13. ábra. A két térképrészletet összehasonlítva látszik azok eltérő részletgazdagsága és információtartalma. Bal oldalon: CORINE 1: 50 000 felszínborítási térkép részlete, jobb oldalon: a Kiskunsági homokvidék tájökölógiai térképének részlete

A Kiskunsági homokvidék lehatárolása után a területet kivágtuk a CORINE 1:50 000 és a D-TMap térképekből.

2. A két térképből kivágott területet (Kiskunsági homokvidék) térinformatikai műveletekkel egyesítettük, topológiaiilag (tördékpolygonok eltávolítása, felülírások), majd tematikailág javítottuk és egységesítettük (12. ábra).
3. A kiindulási térképek jelkulcsi kategóriáit (57 db D-TMap élőhelykategória és 78 db CORINE felszínborítási kategória) átsoroltuk a „Természetes és mesterséges ökoszisztémák kölcsönhatásait” vizsgáló projekt (Rédei és mtsai 2008) növényzeti és tájhasználati típusaiba.
4. Az így kapott térinformatikai adatbázis hordozza a polygonok CORINE és D-TMap térképekből származtatott jelkulcsi kategóriáit, melyek alapján minden egyes polygon egy új élőhelyi besorolást is kapott. 36 500 polygonnak automatikusan, több mint 20 000 polygonnak pedig egyedi mérlegelés után félautomatikusan vagy manuálisan adtunk új kódot. Az átsorolás egyfajta hierarchikus sorrend és szakmai döntések

A KISKUNSAGI HOMOKVIDÉK TÁJÖKOLÓGIAI TÉRKÉPE



14. ábra. A Kiskunsági homokvidék tájökölógiai térképe

A KISKUNSAGI HOMOKVIDÉK TÁJÖKOLÓGIAI TÉRKÉPE

	Magyarország fel- szinborítási térképe (CORINE Land Cover)	A Duna–Tisza köze természetközeli élőhelyeinek térképe (D-TMap)	Kiskunsági homok- vidék tájökölógiai térképe
Területi lefedettség	Teljes	Nem teljes	Teljes
Kultúrtáj ábrázolása	Részletes	Nincs	Részletes
Természetközeli táj ábrázolása	Nem elég részletes	Részletes	Részletes
Adatok forrása	Műholdfotók	Műholdfotók és 1/3 részben terepbejárás	CLC50, D-T Map, saját terepi adatok
Adattípus	Vektoros: polygonok	Vektoros: polygonok és ponttérképből képzett Thiessen- polygonok	Vektoros: polygonok és ponttérképből képzett Thiessen- polygonok
Méretarány	1 : 50 000	Polygonok: 1:25 000 Thiessen-polygonok: 1: 50 000	1:50 000
Közelmúltbeli táját- alakulás	Nem látszik	Részben látszik	Részben látszik
			

1. táblázat. A CORINE 1: 50 000 felszínborítási térkép, a D-TMap élőhelytérkép és a tájökölógiai térkép főbb tulajdonságainak összehasonlítása (az előnyösebb paramétereiket zölddel jelöltük). A táblázat legalsó sorában látszik a két térkép egy-egy részlete, illetve az egyesített és közös jelkulcsra hozott új térkép (a CORINE térképet a változások jobb láthatósága kedvéért már az új jelkulcsra átkódolva mutatjuk be, a D-TMap térkép a saját jelkulcsával látható, az egyesített térkép pedig szintén az új, közös jelkulccsal)

alapján történt. Bizonyos esetekben a foltokat egyedileg soroltuk be. Így mindkét térkép adatait megőrizve és figyelembe véve, a foltra legjellemzőbb élőhelyi besorolást választva egy olyan új térkép jött létre, amely a természetközeli és az ember által intenzíven használt tájról egységes, az eddigi térképeknél sokkal részletesebb információt nyújt a botanikus szakma és a társtudományok számára egyaránt (13. ábra, 1. táblázat).

A tájökológiai térkép összesen 726 952 ha területet fed le a Duna–Tisza köze központi homokvidékén. Poligonjainak száma mintegy 56 700 db (14. ábra). A térkép térinformatikai adatbázisa hordozza az összemetszés során keletkezett foltok minden korábbi besorolását és adatát, vagyis később, más feladatokhoz az eredeti térképek élőhelyi- és felszínborítási kategóriái alapján a foltok bármely újabb rendszer szerint átkódolhatók. A térkép felhasználása az alapjául szolgáló adatbázisok jellegéből, kategóriarendszeréből fakadóan bizonyos korlátokba is ütközik (pl. csak korlátozott mértékben használható lokális léptékben, illetve a parlagterületek elterjedésének meghatározására).

A térkép felhasználásának lehetőségei

A lokális és táji szinten gyűjtött adatok (botanikai, zoológiai, társadalomtudományi, pl. szociológiai vagy településsoros gazdaság-statisztikai adatok) értékeléséhez szükség van azok regionalizálására. A térkép segítségével területi alapon kiterjeszthetők és regionalizálhatók olyan terepbotanikai adatok is, mint pl. a több lokalitásban mért biomassa produkció, parlagregenerációs esély, szomszédosság függés vagy az élőhelyenkénti fajdiverzitás.

A térkép lehetőséget teremt a Duna–Tisza közí hátság elmúlt évtizedekben jelentkező problémáinak tájökológiai megközelítésére, változásainak kvantitatív elemzéseire, jövőben várható folyamatainak előrejelzésére, továbbá a múltbeli hosszú távú vegetáció-átalakulások kvantifikálására is (a következőkben ez utóbbihoz mutatunk be egy példát).

A térkép eddigi alkalmazásai

A 18. század rekonstruált élőhelytérképének (Biró 1998) térinformatikai adatbázisba való beépítésével számszerűsíthető adatokat kaptunk arról, hogy hol helyezkedtek el a 18. században nyílt homoki vegetációval borított területek (összesen több, mint 200 000 hektár, Biró 2008). Ennek jelenleg már csak mintegy 4%-a természetközeli gyepek, és szintén 4% körüli a nyárligetes buckás terület, miközben 30%-a szántóföld, 18%-a tűlevelű ültetvény, 19%-a lomboserdő ültetvény, 7%-a tarvágás és erdőfelújítás, 6%-a szőlő vagy gyümölcsös, 12%-a pedig egyéb élőhely. Számításaink szerint az egykori nyílt homoki gyepek közel 45%-a vált ültetvény erdővé a Kiskunsági homokvidék területén az elmúlt 200 évben.

Irodalom

- BIRÓ M. 2008: A Duna–Tisza köze fásszáru vegetációjának átalakulása a 18. század óta, különös tekintettel a száraz homokterületekre. In: KRÖEL-DULAY GY., KALAIPOS T., MOJZES A. (szerk): *Talaj-vegetáció-klíma kölcsönhatások. Köszöntjük a 70 éves Láng Editet.* MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 23–38.

- BIRÓ M. 1998: A Duna–Tisza köze vegetációja a 18. században. Áttekintő térkép, eredeti méretarány 1: 100 000. In: MOLNÁR ZS. (szerk.) 2003: *A Kiskunság száraz homoki növényzete*. TermészetBÜVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, p. 30.
- BIRÓ M., GULYÁS GY. 1999: A Duna–Tisza köze élőhelytérképe a 19. század végén. Áttekintő térkép, eredeti méretarány 1: 25 000. In: MOLNÁR ZS. (szerk.) 2003: *A Kiskunság száraz homoki növényzete*. TermészetBÜVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, p. 32.
- BIRÓ M., LELLEINÉ KOVÁCS E., KRÖEL-DULAY GY., HORVÁTH F. 2008: Combining remotely sensed and field data to develop a landscape ecological map. In: TÖRÖK K., TORDA G. 2008: GEO BON, model area for data integration: the Kiskunság region. European contribution to GEO BON, workshop, 25-27 September 2008, Cegléd, Hungary, pp. 11.
- BIRÓ M., RÉVÉSZ A. és mtsai 2005: A Duna–Tisza köze aktuális élőhelytérképe. Foltterkép és 1: 400 000 méretarányú, áttekintő térkép, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- BUTTNER GY., MAUCHA G., BIRÓ M., KOSZTRA B., PETRIK O. 2004: National CORINE Land Cover mapping at scale 1:50.000 in Hungary. In: Workshop CORINE Land Cover 2000 in Germany and Europe and its use for environmental applications, 20-21 January 2004, Berlin, UBA Texte 04/04, ISSN 0722-186X, pp. 212-216.
- KELEMEN E., PATAKI GY., PODMANICZKY L. 2008: Farming and ecosystem services in an environmentally sensitive area (Homokhátság). In: KOVÁCS-LÁNG E., KRÖEL-DULAY GY., BARABÁS S. (eds): *The Kiskun LTER: Long-term ecological research in the Kiskunság, Hungary*. MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 21-22.
- KOVÁCS-LÁNG E., KRÖEL-DULAY GY., BARABÁS S. (eds.) 2008: *The Kiskun LTER: Long-term ecological research in the Kiskunság, Hungary*. MTA ÖBKI, Vácrátót, 82 pp.
- RÉDEI T., KRÖEL-DULAY GY., BARABÁS S., LELLEINÉ KOVÁCS E., SZABÓ R., TÖRÖK K. 2008: A network of long-term ecological and socio-economic research sites to study the effects of landuse change. In: KOVÁCS-LÁNG E., KRÖEL-DULAY GY., BARABÁS S. (eds): *The Kiskun LTER: Long-term ecological research in the Kiskunság, Hungary*. MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 15-19.

MONITOROZÁSI PROTOKOLLOK KIALAKÍTÁSA A TERMÉSZETVÉDELEM ÉS AZ AGRÁR-KÖRNYEZET-GAZDÁLKODÁS ORSZÁGOS PROGRAMJAI SZÁMÁRA

HORVÁTH ANDRÁS¹, BARTHA SÁNDOR, VIRÁGH KIÁRA, SOMODI IMELDA,
SZITÁR KATALIN, MOLNÁR ZSOLT, BÖLÖNI JÁNOS, BIRÓ MARIANNA,
KOVÁCS-LÁNG EDIT ÉS TÖRÖK KATALIN

Kivonat

Intézetünk két, országos jelentőségű monitorozási protokoll kialakításában vállalt jelentős szerepet: koordinálta az Agrár-környezetgazdálkodási Információs Rendszer részeként a Biodiverzitás Monitorozás Módszertan kialakítását, valamint a Natura 2000 hálózat élőhelyeinek monitorozására szolgáló protokoll létrehozását. A monitorozási protokollok tervezéséhez felhasználtuk a korábbi (elsősorban vegetációdinamikai, illetve a növényzet szerkezetére vonatkozó) ökológiai alapkutatásaink eredményeit, egyúttal figyelembe vettük a természetvédelmi célú beavatkozások sajátosságait is. Az elméletileg megalapozott monitorozási módszereket egy, a hazai gyepek megfelelő kezelését célul kitűző LIFE projekt keretében teszteltük. Az alkalmazott kutatási feladatok megvalósítása során szerzett tapasztalatoknak, és az intézet alapkutatási eredményeinek felhasználásával elkészítettük az „Agrártájak növényzetének monitorozása. A hatás-monitorozás elméleti alapjai és gyakorlati lehetőségei” című könyvet.

1. A VEGETÁCIÓDINAMIKAI MONITOROZÁS MÓDSZERTANÁNAK ELŐKÉSZÍTÉSE

Ökológiai rendszerek monitorozásának feladatai

Az emberi tevékenységek fenntarthatóvá tételének alapvető követelménye, hogy folyamatosan értékeljük, vajon hatásaik az ökológiai rendszerekre nézve kedvezőek-e, vagy sem. Ez még a természetkímélőnek vélt beavatkozások esetén is elkerülhetetlen, mert a természeti objektumok komplex, nemlineáris, nem determinisztikus, kellő valószínűséggel csak rövid távon megjósolható viselkedésű rendszerek. Ezért az

¹ ahorvath@botanika.hu

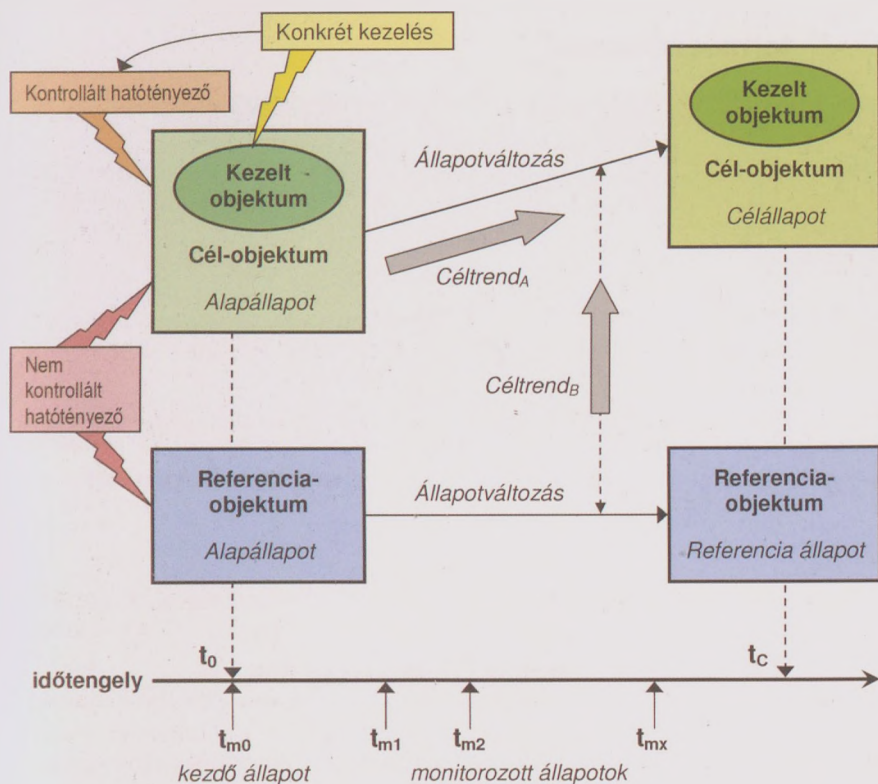
ökológiai rendszereket érintő tevékenységek mindegyikét széleskörű **hatás-monitorozásnak** kellene alávetni, és ún. **adaptív menedzsmentbe** kellene illeszteni (HORVÁTH és SZITÁR 2007a). Csak az ilyen típusú szervezés képes arra, hogy a monitorozási eredmények vizs-
zacssatolásával a tevékenységeket folyamatosan kontrollálja, és szükség esetén kiigazítsa.

A jobbító szándékú, közpénzből finanszírozott tevékenységekre (pl. LIFE-projektek, Natura2000 hálózat, agrár-környezetgazdálkodás) előírás szerint ki kell építeni moni-
torozó rendszereket. Ezek megvalósítása azonban gyakran jelentős problémákba ütkö-
zik, vagy hatékonyságuk kérdőjelezhető meg. Emiatt maguknak a beavatkozásoknak a
sikeressége is bizonytalan maradhat (vö. HORVÁTH 2008). Ezt megelőzendő, munkánk
során az alábbi szempontokra hívtuk fel a figyelmet:

1. Mivel egy adott beavatkozás (pl. egy gyeplégtetés) többféle idő- és térlépték-
ben hat (pl. az adott legelő növényközösségére, egyes populációira, az adott táj-
ökológiai rendszerre), ezért a monitorozásának **több térléptékre** kell kiterjednie.
2. Az ökológiai rendszerek nagyfokú térbeli variabilitással rendelkeznek, ezért repre-
zentatív felmérésük csak **elegendően nagy mintaszámmal** lehetséges.
3. Országos monitorozó rendszerekben a teljeskörű mintavétel nem valósítható meg,
ezért **random (vagy rétegzett random) mintakijelölésre** van szükség.
4. Egy jól megtervezett és kivitelezett beavatkozás (**kontrollált hatótényező**, pl. rend-
szeres kaszálás) hatását elfedhetik, vagy éppen felerősíthetik a **nem kontrollált**
hatótényezők (pl. talajvízszint csökkenése). Ezeknek az elkülönítése akkor lehet-
séges, ha a monitorozás során gondoskodunk **referencia-objektumokról**, amelyek
csak az adott beavatkozás hiányában különböznek a megfigyelendő objektumtól
(15. ábra).
5. Az egyes beavatkozások hatásait a lehető legkorábban és egyértelműen kell tudni
kimutatni, mielőtt a következmények visszafordíthatatlanná válnak. Ezért igen
fontos a várt hatásra **releváns és érzékeny állapotváltozók** (megfelelő indikáto-
rok) kiválasztása. Ehhez szükség van előzetes **vegetációdinamikai**, és főleg **hosszú**
távú (long-term) ökológiai kutatásokra.

Vegetációdinamikai kutatásaink

A vegetációt érintő kezelések hatása először a növényállományon belüli együttélési
mintázatok átalakulásában jelentkezik, ezért a kezelések következményeit leggyor-
sábban és legérzékenyebben **finom térléptékekben** lehet kimutatni (BARTHA és mtsai
2008a, 2008b). Hetedik éve folyó vizsgálatunkban 18 db intakt (propagulumgazdag
táji környezetben élő, „háborítatlan”), és 16 db enyhén degradált (erősen leromlott táji
környezetben intenzív használatnak vagy zavarásnak kitett) szálkaperjés félszáraz lösz-
gyep-állomány kisléptékű términtázati szerveződését követjük nyomon **információsta-
tisztikai** (Juhász-Nagy Pál-féle) módszerrel, **cönológiai állapotterben**. Az állományok
több földrajzi régióból származnak.

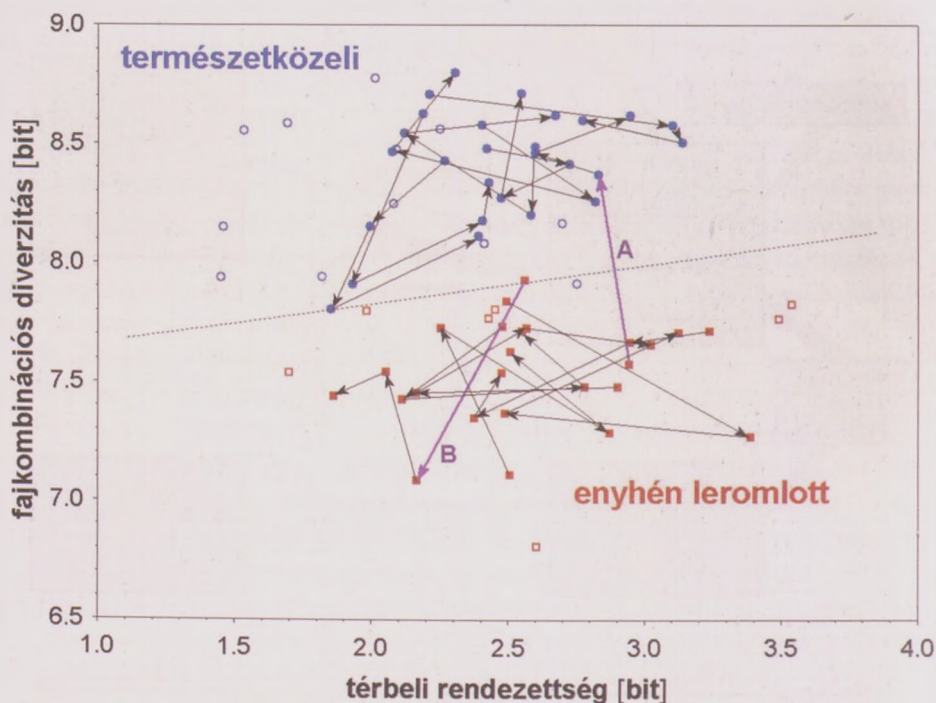


15. ábra. A hatás-monitorozási rendszer összetevői.

Eredményeink azt mutatják, hogy az állományok nem földrajzi helyzetük, hanem cönológiai állapotuk szerint csoportosulnak a cönológiai állapottérben: az intakt és a degradált gyepek szignifikánsan elkülönülnek egymástól (VIRÁGH és mtsai 2008). Megállapítottuk azt is, hogy a vizsgált gyepfoltok többségének términtázata több éven át belül marad vagy az intakt, vagy pedig a zavart állományokra jellemző állapottérben (16. ábra). Ugyanakkor az átalakuló gyepfoltok szerkezeti megváltozása már néhány év alatt egyértelműen detektálható az alkalmazott módszerrel. Ilyen egy korábban leromlott gyepfolt regenerálódása a zavarás (túl intenzív legeltetés) megszűnését követően (A-val jelzett nyíl, 16. ábra), illetve egy természetközeli állomány leromlása a terület becserjésedésének és avarosodásának következtében (B nyíl).

2. ORSZÁGOS MONITOROZÓ PROGRAMOK PROTOKOLLOKJAI

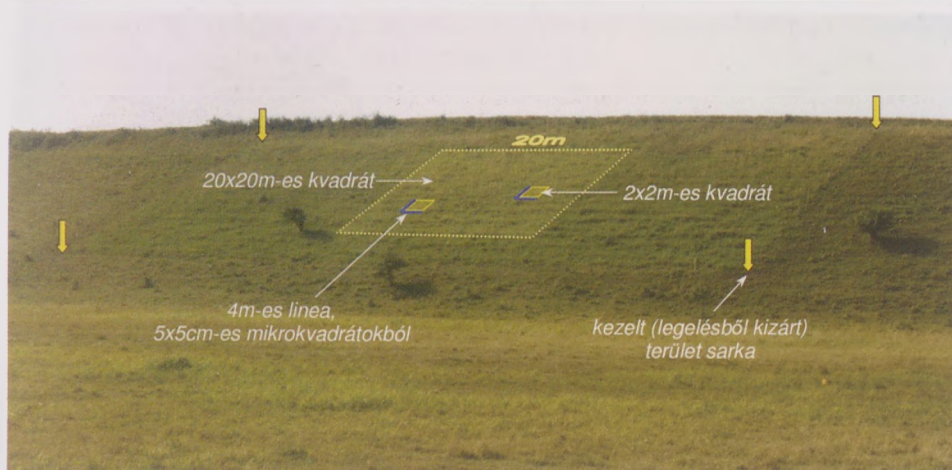
Országos vagy táji léptékben sok száz vagy ezer növényzeti állomány monitorozását kell megoldani. Erre a feladatra többféle, egymást kiegészítő egyszerűsített mintavétel



16. ábra. Természetközeli és enyhén leromlott száalkaperjés löszgyep állományok a cönológiai állapottérben. A nyilak az állományok évenkénti megváltozását jelzik.

kombinációját, így pl. gyepes kezelésének nyomon követésére az alábbiakat javasoljuk (HORVÁTH és SZITÁR 2007b):

- A táji léptékű kényszereket nagy felbontású (1:5000–1:10000 léptékű) **vegetáció- vagy élőhelytérkép** rögzítheti. A térképezést általában elegendő 5-10 évente megismételni.
- A kezelés hatásának állományon belüli vizsgálatára három egymást kiegészítő mintavétel (17. ábra):
 - A fajkészlet becslése egyetlen 20x20 m-es állandó kvadráton belül.
 - A faj/abundancia textúra rögzítése állományonként 2-2 állandósított, 2x2 m-es kvadrátban végzett borításbecsléssel.
 - A mátrixképző domináns fajok mennyiségének és mintázatának pontos becslésére 5x5 cm-es mikrokvadrátból álló rövid transzszekteket (ún. **rövidlineát**) javasolunk, amelyeket a 2x2 m-es állandó kvadrát két szomszédos oldalán helyezünk el, szintén állandósítva.



17. ábra. A vegetáció fajkészletének és textúrájának monitorozásához ajánlható egyszerű mintavételi elrendezés.

Agrár-környezetgazdálkodási Információs Rendszer – Biodiverzitás Monitorozás Módszertan

A mezőgazdálkodásnak csak azok a formái tarthatók fenn hosszú távon, amelyek az agrártájak természetes és természetközeli élővilágának ökológiai állapotát kedvező irányban befolyásolják (HORVÁTH és SZITÁR 2007a). Az agrár-környezetgazdálkodási (AKG) kezelések monitorozása ezért nem jelenthet egyszerűen csak program-monitorozást, hanem az adott beavatkozás (kezelés) konkrét hatását, következményét kell tudni kimutatni. Hazánk önálló biogeográfiai régió (a Pannon régió) belül helyezkedik el, ezért mind a tájökológiai adottságok, mind maguk az élőhelyek, és azok használatának története lényegileg eltér más földrajzi régiók adottságaitól, így külföldi hatás-monitorozó rendszereket nem lehetett átvenni. A hazai AKG rendszerhez adekvát biodiverzitás monitorozó protokollt az alábbi főbb szempontok érvényesítésével alakítottuk ki (HORVÁTH és SZITÁR 2005, HORVÁTH és mtsai 2007):

- Az adatok felvételezése új terepi adatgyűjtéssel történik.
- Országosan összesen 200 db 5x5 km-es kvadrátot választottunk ki a vegetációs paraméterek monitorozása céljára. A konkrét mintavételezés az ezeken belüli parcellákon zajlik, az egyes célprogramokra nézve reprezentatív mintavétellel.
- A hatékony monitorozás érdekében kontroll (referencia) parcellák bevonását is javasoljuk.
- Botanikai indikátorváltozóként az alábbiakat jelöltük ki: parcella élőhelytérképe, részletes növényzet-felmérés, florisztikai diverzitás, cönológia állapot (vö. BARTHA és mtsai 2008a, 2008b), özönnövény-fertőzöttség.



18. ábra. A monitorozásra javasolt mintavételi területek (extenzív mintavételi pontok) elhelyezkedése.

Natura 2000 hálózat – az élőhelyek monitorozásának protokollja

A cél hazánk közösségi jelentőségű természetközeli élőhelyeiben bekövetkező (pl. a Natura 2000 hálózat meglétéből fakadó) kedvező vagy kedvezőtlen változások nyomon követéséhez szükséges országos monitorozási protokoll kialakítása volt (MOLNÁR és mtsai 2008). A protokoll részei: (1) elterjedés (range) protokoll, (2) kiterjedés (distribution) protokoll, (3) struktúra és funkció protokoll.

Az elterjedés és a kiterjedés protokoll javaslatunk szerint az alábbi adatforrásokra épít:

- A Nemzeti Biodiverzitás-Monitorozó Rendszer (NBMR) részét képező 124 db, 5x5 km-es állandó kvadrát élőhelytérképezése hat éves visszatérési idővel.
- Lokális elterjedési térkép készítése 4800 mintavételi pont környékén (18. ábra).
- Minden Natura 2000 élőhely térképezése 12 év alatt, majd változás-térképek készítése minden hatodik évben.
- Elterjedés és kiterjedés térkép készítése az UTM kvadrátokban, szakértői becsléssel.

Az ún. struktúra-funkció protokoll célja, hogy az élőhelyek állapotában bekövetkező, az esetleges leromlással összefüggő változásokat legalább 6 éves ciklusban képes legyen detektálni. Ennek érdekében az alábbiakat javasoltuk:

- Extenzív és intenzív terepi felmérés, az élőhelyek szerint kialakított háromféle adattalappal (gyepek, erdők, vizes élőhelyek).
- Az **extenzív felmérés** országosan és élőhelyenként reprezentatív (4800 mintavételi pont, 18. ábra), de kevésbé érzékeny módszer.
- Az **intenzív felmérés** csak bizonyos élőhelyekre vonatkozik, országosan nem reprezentatív (1200 mintavételi pont), de érzékenyebb a bekövetkező változásokra, és az országos változások kalibrálását segíti.
- A felméréndő fontosabb változók: foltosság, mozaikosság, zavaró és veszélyeztető tényezők, táji környezet, jellemző fajok, inváziós fajok, erdőkben a holtfa mennyisége, gyepekben az avarosodás mértéke.
- 1, 2, vagy 3 évenként ismételt mintavétel az élőhelytől függően.

Fontosnak tartjuk, hogy az élőhelyek monitorozása ne csak a Natura 2000 hálózathoz tartozó területeken, hanem azokon kívül is megvalósuljon.

Irodalom

- BARTHA S., CAMPETELLA G., RUPRECHT E., KUN A., HÁZI J., HORVÁTH A., VIRÁGH K., MOLNÁR ZS. 2008a: Will interannual variability in sand grassland communities increase with climatic change. *Community Ecology* 9 (Suppl): 13-21.
- BARTHA S., HORVÁTH A., VIRÁGH K. 2008b: Mikrocönológiai módszerek a biodiverzitás táji léptékű monitorozására. Poszter a III. Magyar Tájökológiai Konferencián (Budapest). Előadások és poszterek összefoglalói, p. 111.
- HORVÁTH A. 2008: A hatás-monitorozás néhány módszerelméleti kérdése. Előadás a Magyar Biológiai Társaság XXVII. Vándorgyűlésén, Budapest, Előadások összefoglalói, pp. 55-60.
- HORVÁTH A., SZITÁR K. (szerk.) 2005: Agrár-környezetgazdálkodási Információs Rendszer: Biodiverzitás monitorozás módszertan. Tanulmány a Földművelésügyi és Vidékfejlesztési Minisztérium számára. Kézirat, Vácrátót, 209. pp.
- HORVÁTH A., BARTHA S., BOTTA-DUKÁT Z., KRÖEL-DULAY GY., VIRÁGH K. 2007: AIR Biodiverzitás Monitorozás. Botanikai indikátorváltozók vizsgálatának részletes leírása. Kutatási jelentés, Vácrátót, 18. pp.
- HORVÁTH A., SZITÁR K. (szerk.) 2007a: Hazai agrár tájak természetközeli vegetációjának monitorozása. Miért monitorozzuk az agrártájak vegetációját? MTA ÖBKI, Vácrátót, 57 pp.
- HORVÁTH A., SZITÁR K. (szerk.) 2007b: Agrártájak növényzetének monitorozása. A hatás-monitorozás elméleti alapjai és gyakorlati lehetőségei. MTA ÖBKI, Vácrátót, 241 pp.
- MOLNÁR ZS., HORVÁTH A., BARTHA S., BÖLÖNI J., HORVÁTH F., BIRÓ M., KOVÁCS-LÁNG E., TOROK K. (szerk.) 2008: A madárvédelmi (79/409/EKG) és az élőhelyvédelmi

(92/43/EGK) irányelveknek megfelelő monitorozás előkészítése. – Tanulmány a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium számára. Kézirat, MTA ÖBKI, Vácrátót, 176. pp.

VIRÁGH K., HORVÁTH A., BARTHA S., SOMODI I. 2008: A multiscale methodological approach novel in monitoring the effectiveness of grassland management. *Community Ecology* 9: 237-246.

EGY KEVÉSSÉ ISMERT MIKROSZKOPIKUS KÖZÖSSÉG A DUNÁBAN: BEVONATLAKÓ KEREKESFÉREG ÉS KISRÁK EGYÜTTESEK

TÓTH ADRIENN¹

Kivonat

A múlt században indultak meg a folyóvízi bentikus (a folyófenék üledékében, homok-, kavicszemcséi közötti víztérben élő apró állatok) gerinctelenekkel kapcsolatos intenzívebb kutatások. Még napjainkban is kevés olyan publikáció van, ami a bevonatban (különböző felszíneken kialakuló, az élőlények számára nem csupán aljzatot, hanem táplálékot is biztosító élettérben) élő mikroszkopikus közösségek összetételét vizsgálja folyóvizekben. Az itt található kerekeshéreg és kiskrák közösségek vizsgálatának célja, hogy megállapítsuk eltérő áramlási viszonyok között (lassabban áramló mellékági részekben és gyorsabb áramlású főági szakaszokon), illetve eltérő aljzaton milyen fajösszetételű és egyedszámú bevonatlakó közösségek fejlődnek ki. Előzetes vizsgálataink célja faunisztikai elemzés volt, kisvízállásnál a bevonatot nagyobb méretű kövekről lemosva és a felszíni 3 cm-es üledékrétegből gyűjtöttük a Duna főágából Gödnél, illetve az attól áramlási viszonyaiban lényegesen eltérő gödi mellékágból. Első eredményeink azt mutatják, hogy a mellékágban a bevonat fajgazdagabb közösséggel jellemezhető.

Bevezetés

Folyóvizekben a kerekeshéreg és kiskrák közösségek esetében gyakran csak a planktonra terjednek ki a kutatások, háttérbe szorítva a parti régió élővilágát, mely nem csupán az odasodródó planktonikus elemekkel jellemezhető, hanem olyan fajokkal is, melyek erre az élőhelytípusra jellemzőek (üledék felszínnek illetve a pszammonnak – homokos, kavicsos aljzat élővilága).

A parti régióknak, illetve a nyugodtabb áramlási viszonyokkal jellemezhető öblöknek, valamint a mellékágaknak fontos szerepük van a vizsgált taxonok egyedszámának alakulásában. Ezek a nyugodtabb víztestek szaporodási helyként szolgálhatnak a címben említett állatcsoportok fajainak. A hullámtéri területek és a különböző vízállásnál lefűződő

¹ toth.adrienne@gmail.com

mellékágak élővilága az áradások visszahúzódásakor fejti ki hatását a főág planktonikus közösségére, melybe belemosódva színesíti annak összetételét. A bevonatban élő fajok elsősorban nyugodtabb áramlású élőhelyeken jellemezhetők nagyobb egyedszámú közösséggel. Különösen igaz ez a helytűlő életmódú kerekeshérgerekre. Ezeket a fajokat szintén az élőbevonatban, legnagyobb egyedszámban a makrovegetációval borított hínaras mellékágakban, hullámtéri vizekben találhatjuk meg. A csillókkal borított kerékszerv segítségével táplálkozó, rögzült életmódú kerekeshérgerek az általuk épített cső alakú házban élnek, ami sokszor más szervezetek (pl. bevonatlakó kovaalgák) számára is élőhelyet, aljzatot biztosít (19. ábra).

Hazánkban csak szórványos vizsgálatok történtek nagy folyóinkban kialakuló üledékfelszíni mikroszkópikus közösségek fajösszetételének megállapítására, a Tisza esetében PONYI (2000), BANCSE és HAMAR (1981) ZSUGA (1981), valamint OERTEL és mtsai (2007) dunai munkáit említhetjük meg.

Jelen kutatásunkkal ennek a kevésbé hangsúlyozott, ám nagy jelentőségű élőhelynek a vizsgálatát kezdtük meg.

Anyag és módszer

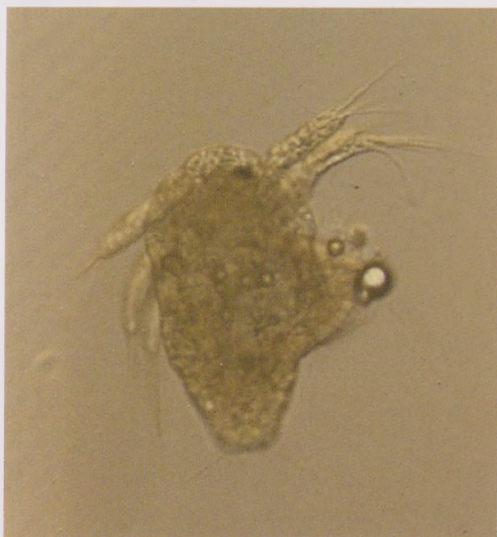
A gyűjtéseket a gödi Duna-szakaszon (1669 fkm) és az itt található mellékágon végezzük. Az irodalmi tapasztalatok alapján ismert, hogy a felső 2-3 cm-es rétegben található az egyedek nagy része, ezért a pszammonból a gyűjtés a felső 3 cm-es rétegből történt.

A főágban a nagyobb kavicsokat megtűntük le, melyek összefelületük mintavételként megközelítőleg 0,5 m² volt. A mintavételek kisvízes időszakban történtek, az első levonuló áradás utáni időpontban (2008. 06. 04.), illetve egy tartósabb kisvízes periódus alatt (2008. 09. 09.).

A tartósan kisvízes időszakban a főágban és a mellékágban is mintát vettünk mesterséges (eredeti, a medertől eltérő kőzet) kövezésekről is, melyek az eredeti mederanyagtól eltérő, nagyobb méretű megtelepedési felületet biztosítottak a vizsgált élőlények számára.



19. ábra. *Floscularia melicerta* (Ehrenberg, 1832). Rögzülten élő kerekeshérg, mely gyakran a növényi felszíneken telepszik meg. a) páros kerékszerv, mely állandó mozgással biztosítja a víz áramlását, a táplálék szájnílás felé terelését, b) redőzött ház, c) a házon megtelepedett bevonatlakó kovaalga



20. ábra. Evezőlábú rák lárvális alakja (nauplius lárv).
Kis egyedszámban fordult elő a bevonatban

Első eredményeink

A várt közösségalkotó szervezetek közül az evezőlábú rákok csak lárvális alakban (20. ábra) fordultak elő, ezek is szórványosan. Az ágascápú rákok esetében *Alona*, *Alonella*, *Macrothrix* fajokat mutattuk ki, melyek a lassabban áramló szakaszokat, az iszapos aljzatot kedvelik.

A főág és mellékág fajsámát össze-sítve megállapíthatjuk, hogy a mellék-ágban 38, a főágban 15 taxon jelenlétét mutattuk ki (2. táblázat).

Ugyanannál a mintavételi helynél, a két mintavételi időpontban tapasztalható csökkenő taxonszámról az adhat magyarázatot, hogy míg az első kisvizes

	Főág 2008. 06. 04.	Mellékág 2008. 06. 04.	Főág 2008. 09. 09.	Mellékág 2008. 09. 09.
<i>Rotatoria</i>	11	3	5	35
<i>Cladocera</i>	1	1	1	3
Összes taxon szám	12	4	6	38

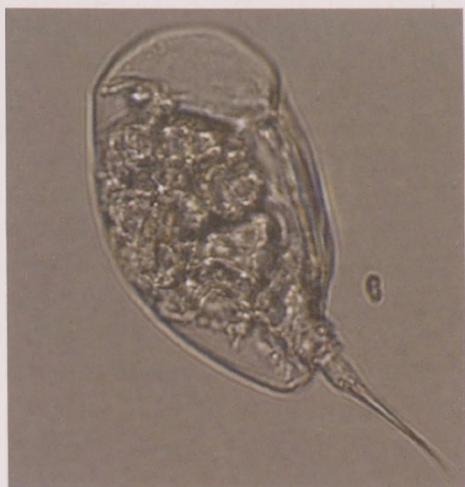
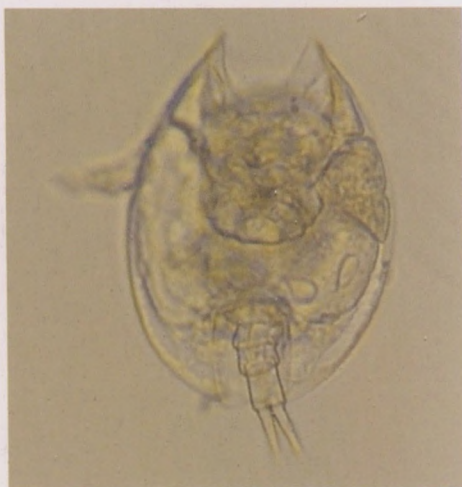
2. táblázat. Taxonszámok alakulása a főágban és a mellékágban



21. ábra. *Colurella obtusa* (Gosse, 1886)

mintavételkor a főág esetében a planktonikus elemek közül számos fajt megtaláltunk a mintában, addig a tartósan kisvizes periódus ideje alatt történt gyűjtéskor már csak főként a parti régió tipikus fajai kerültek elő, *Colurella* (21., 22. ábra) és *Lepadella* (23. ábra) fajok.

A főágtól – vízállástól függően – lefűződő mellékágban ezzel ellentétes taxonszám változást észleltünk. A kimutatott taxonszám jelentősen megnőtt, az áradás levonulása utáni kisvizes időszakban tapasztalható képest.

22. ábra. *Colurella colurus* (Ehrenberg, 1830)23. ábra. *Lepadella ovalis* (Müller, 1786)

A tartósan kisvizes szakaszban az áramlástól mentes, hullámzástól védett részen lévő természetes aljzat taxonszáma jelentősen nőtt, olyan fajokkal gyarapodott a közösség, mint a *Cephalodella ventripes*, *Trichocerca tigris*, *Trichocerca porcellus* – melyek a bevonat tipikus elemei – vagy a homokos üledékben előforduló *Encentrum wisniewski*.

A szeptemberi mintavételi időpontban a mesterséges kövezés esetében is azt tapasztaltuk, hogy a főághoz képest a mellékágban sokkal fajgazdagabb közösség alakul ki.

Következtetések

A Duna esetében pl. egy egyszeri hossz-szelvény vizsgálatban kimutatott zooplankton taxonszám 4-26, lassúbb áramlási viszonyokkal jellemezhető mellékvizekben 6-30 (GÜLYÁS 2002). Ezzel összevetve már előzetes vizsgálataink alapján is látható az, hogy a parti régió, illetve a bevonat egy sokkal fajgazdagabb, változatosabb közösség kialakulását biztosíthatja.

Messzemenő következtetéseket azonban egyelőre még nem vonhatunk le, hiszen előzetes vizsgálatainkkal az elsődleges kérdésfelvetést kívántuk tisztázni, mely szerint eltérő közösség alakulhat ki a nyugodt, áradásmentes időszakban két egymással átmenetileg összeköttetésben álló víztér között. Az aljzat minősége bár hatással van a kialakuló közösségre (sok lebegőanyagot, rossz oxigénellátottságú, iszapot tartalmazó felületeken kevesebb az egyedszám) mégis a hullámzás és az áramlás a döntő befolyásoló tényező.

Irodalom

- BANCSI I., HAMAR J. 1981: Data on the Rotatoria and Zooflagellata fauna of the sediment in the Tisza and its tributaries. *Tiscia* 16: 155-159.
- OERTEL N., NOSEK J., PONYI J. 2007: Meiofauna-kutatások a Duna hiporheális régiójában. *Acta biol. debrecina, Suppl. oecol. hung* 16: 175-186.
- PONYI J. 2000: Fauna-vizsgálatok a Tisza partszegélyén 1959-ben. *Hidrológiai Tájékoztató* 40(1): 50-57.
- GULYÁS P. 2002: A Rotatoria és Crustacea plankton minőségi és mennyiségi vizsgálata a Dunán. *Vízügyi Közlemények* 84(4): 601-620.
- ZSUGA K. 1981: Benthic Entomostraca fauna of the Tisza and its tributaries. *Tiscia* 16: 183-190.

A DUNAI HALÁLLOMÁNY FELMÉRÉSÉNEK ÚJ ESZKÖZE, AZ ELEKTROMOS HALÁSZHAJÓ

GUTI GÁBOR¹

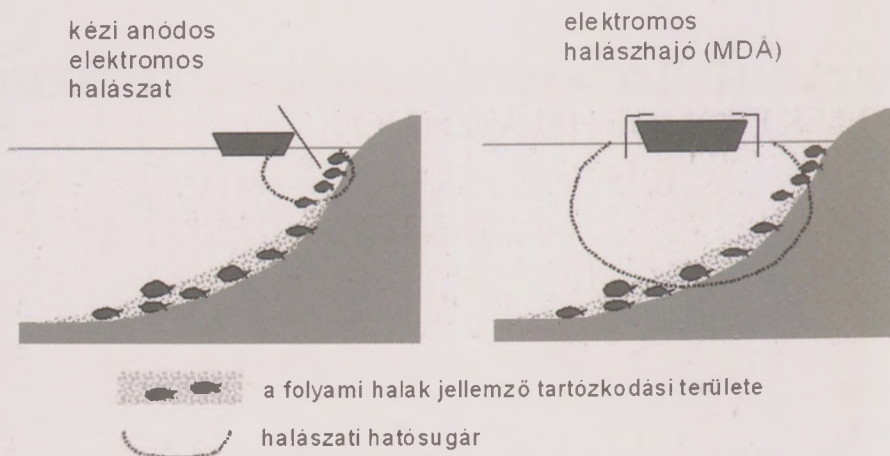
Kivonat

A dunai halbiológiai mintavétel hatékonyságának javítása érdekében egy nagyteljesítményű elektromos halászhajót építettünk, amelynek fogási eredményeit az általánosan elterjedt kézi anódos halászgéppel hasonlítottuk össze. A mintavételi tapasztalatok azt igazolták, hogy a halászhajóval gyűjtött halak között gyakoribbak a nagyobb méretű, a parttól távolabb és a mélyebb mederszakaszokon előforduló, általában rheofil fajok. A két mintavételi módszer párhuzamos alkalmazásával teljesebb képet kaphatunk a dunai halak fajegyütteseinek összetételéről, amit célszerű figyelembe venni a folyó halállományának, illetve ökológiai állapotának minősítésekor.

Bevezetés

A Duna magyarországi szakaszán több mint 60 halfaj fordul elő. Az elmúlt évszázadokban a halpopulációk mennyisége jelentős mértékben csökkent, és az utóbbi évtizedekben több faj veszélyeztetetté vált, illetve a kipusztulás határára jutott. A halállomány gazdasági jelentősége azonban nem szűnt meg, mivel a hagyományos kereskedelmi halászat helyett egyre inkább a rekreációs hasznosítás válik meghatározóvá. A halászati hasznosíthatóságuk mellett, a halak potenciálisan jó indikátorai a folyó környezeti terheléseinek, különösen a hidromorfológiai viszonyok megváltozásának, ezért a halállomány összetétele alapján a folyó ökológiai állapotára is következtetni lehet. Az EU Víz Keretirányelv (VKI) szerint, a halállomány biológiai integritása alapvető értékelési szempont a felszíni vizek ökológiai állapotának minősítésében. A vízfolyások standardizált halbiológiai felmérésének módszereit európai szabványok (CEN 2003) rögzítik, ennek ellenére a nagy folyók halállományának monitorozása még nem tekinthető egyszerű rutinszerű feladatnak a mintavételi eljárások vonatkozásában.

¹ guti.g@t-online.hu



24. ábra. A hagyományos kézi anódos elektromos halászat és az elektromos haláshajó halászati hatósugarának szemléltetése

A vízfolyások VKI szerinti halbiológiai monitorozása és minősítése az elektromos halászattal történő mintavételekre épül. A módszernek számos előnye van, mint például használata kevésbé függ a halak aktivitásától, alkalmas a halak térbeli eloszlásának vizsgálatára, a mintavétel viszonylag rövid idő alatt elvégezhető, stb. Az elektromos halászat hátránya ugyanakkor, hogy a vízmélység növekedésével csökken a hatékonysága, ezért a Dunán, és általában a nagy folyókon, csak a partvonal mentén előforduló halak felmérésére használható. A folyami mintavétel hatékonysága javítható viszont az elektromos halászeszköz teljesítményének növelésével, valamint az elektródok átalakításával. Ez a megfontolás ösztönözte azt a fejlesztési munkát, amelynek a célja a magyarországi Duna-szakasz halbiológiai felmérésére alkalmas elektromos haláshajó megépítése volt.

A Magyar Dunakutató Állomás elektromos haláshajójának leírása

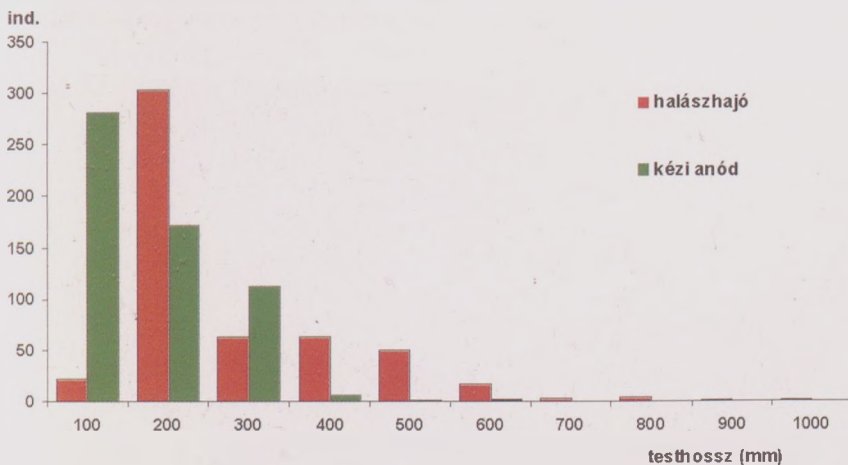
Az elektromos haláshajók számos típusa kapható kereskedelmi forgalomban, azonban sorozatgyártásban készült hajó beszerzésére nem volt lehetőségünk a magas árak és tengerentúli szállítási költségei miatt. Külföldi tapasztalataink hasznosításával végül magunk készítettük el egy elektromos haláshajó terveit, megfelelő szakemberek bevonásával. A hatósági engedélyezést követően a hajót hazai kivitelezőkkel építettük fel. A tervezéstől a vízrebocsátásáig két év telt el, és azóta rendszeresen használjuk az eszközt a dunai kutatásainkban.

Hajótest, motor	
Hajótest típusa, anyaga	egyedi tervezésű, alumínium
Hossz / szélesség	5,2 / 1,8 m
Súly felszereléssel	~ 900 kg
Főmotor	Yamaha FT50
Segédmotor	Yamaha M26
Halászgép	
Gyártó / típus	Hans Grass / EL65 IIGI
Teljesítmény	13 kW (impulzus 160 kW)
Feszültség	~ 450 V (300-600 V)
Áramerősség	~ 12 A (max. 35 A)
Elektródok	
Anód kialakítása	2 × 12 db 0,5 m hosszú drótkötél 2,5 m hosszú rúdon a hajó előtt
Katód kialakítása	vízvonal alatti hajótest ~ 5 m ² + 2 db 1,8 m hosszú drótkötél
Kiegészítő felszerelés	
Halmerítő szák	2 db 3 m hosszú nyélen 60 cm ø keret, háló szem: 4 mm
Navigációs eszközök	Lowrance LCX 15 MT beépített GPS, halradar
Világítás éjszakai munkához	1 db reflektor + 8 db lámpa mintavételi terület megvilágítására

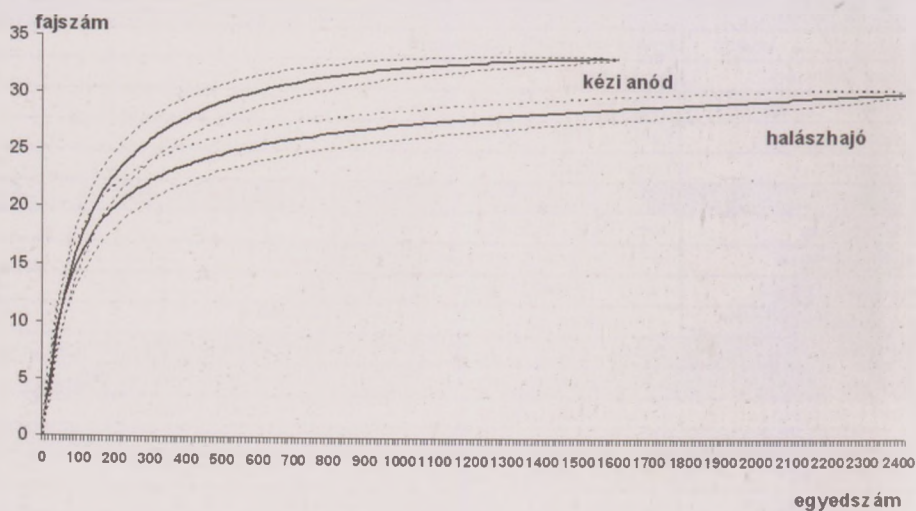
3. táblázat: A Magyar Dunakutató Állomás elektromos halászhajójának fontosabb paraméterei

Mintavételi tapasztalatok

Az elektromos halászhajót több országos (VKI monitorozás, Natura 2000 monitorozás, stb.) és nemzetközi (ECOTACT INTERREG, ICPDR JDS-2 Duna expedíció, stb.) projektben is sikeresen alkalmaztuk az elmúlt években. Többször végeztünk párhuzamos felméréseket egy általánosan használt, nagyobb teljesítményű kézi elektródos halászgéppel (Hans Grass EL63 IIGI, 5 kW) és az elektromos halászhajóval, így lehetővé vált a két mintavételi eljárás közvetlen összehasonlítása.



25. ábra. A halak testhosszgyakoriság eloszlása a hagyományos kézi anódos halászgéppel (N = 570 ind.) és az elektromos halászhajóval (N = 530 ind.) gyűjtött dunai mintákban.



26. ábra. Hagyományos kézi anódos halászgéppel ($N = 1610$ ind.) és elektromos halászhajóval ($N = 2420$ ind.) gyűjtött halak egyedszáma és a kimutatott fajok száma közötti összefüggés egyedszám alapú rarefaction elemzés alapján. A 95%-os konfidencia tartományt vékony szaggatott vonal jelzi.

Az elektromos halászhajó és a kézi anódos halászgép mintavételi eredményeit összevetve az eszközök méretszelektivitásában (25. ábra) és az észlelt fajok számában (26. ábra) egyértelmű különbség figyelhető meg. Az elektromos halászhajóval gyűjtött mintákban lényegesen kevesebb a 10 cm-nél kisebb halak aránya, és jóval nagyobb a 30 és 100 cm hosszúságú halak gyakorisága. Ez utóbbiak többnyire a mélyebb mederszakaszokon fordulnak elő, ahol a kézi anódos halászgép már kevésbé hatékony. A parthoz közeli sekélyebb mederrészek, amelyeket általában kisebb halak népesítenek be, a halászhajóval nehezebben közelíthetők meg, ezért a kézi anódos géppel halászhatóak eredményesebben.

Az elektromos halászhajóval és a kézi anódos halászgéppel gyűjtött minták fajösszetételét összehasonlítva megállapítható, hogy az utóbbival szignifikánsan több faj mutatható ki (26. ábra). A partvonal közelében, a sekélyebb szakaszokon előforduló kisméretű halfajok (*Gasterosteus aculeatus*, *Neogobius* fajok, *Proterorhinus semilunaris*, *Pseudorasbora parva*, *Rhodeus amarus*) csak elvétve, vagy egyáltalán nem jelennek meg az elektromos halászhajó mintáiban. Az elektromos halászhajóval gyűjtött halak között ezzel szemben gyakoribbak a nagyobb méretű, a parttól távolabb és a mélyebb mederszakaszokon előforduló, általában rheofil fajok (*Abramis* fajok, *Aspius aspius*, *Barbus barbus*, *Chondrostoma nasus*, *Rutilus rutilus*, *Pelecus cultratus*, *Ctenopharyngodon idella*, *Hypophthalmichthys molitrix*, *Silurus glanis*, *Gymnocephalus schraetser*) kifejlett példányai, amelyek többnyire meghatározó jelentőségűek a VKI szerinti ökológiai állapot minősítésében.



27. ábra. A halállomány felmérése a Dunán elektromos haláshajóval

Az eddigi tapasztalataink egyértelműen igazolták, hogy az elektromos haláshajó a dunai halállomány vizsgálatának egyik legfontosabb eszköze. Hasonló megállapításra jutott az ICPDR JDS-2 expedíció szakértői csoportja is, a Duna menti országokban alkalmazott halbiológiai mintavételi eljárások összehasonlításakor (WIESNER és mtsai 2008). Az elektromos haláshajóval és a kézi anódos halászgéppel történő mintavételek kölcsönösen kiegészítik egymást. Párhuzamos alkalmazásukkal teljesebb képet kaphatunk a dunai halak fajegyütteseinek összetételéről, amit célszerű figyelembe venni a folyó halállományának, illetve ökológiai állapotának minősítésekor. Az elektromos haláshajó standardizált alkalmazására vonatkozó ajánlások kidolgozásával felvethető a folyami halbiológiai mintavételi módszereket rögzítő európai szabvány (CEN 2003) és a hazai monitorozási protokollok továbbfejlesztésének kérdése is.



28. ábra. Éjszakai mintavétel a Dunán



29. ábra. A halak szákolása.

Köszönetnyilvánítás

A halászhajó terveinek elkészítését külföldi tanulmányutak segítették: Texas Christian University, USA (Állami Eötvös Ösztöndíj), University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Austria (Collegium Hungaricum Ösztöndíj). A hajó megépítésének költségét az FVM Vadászati és Halászati Főosztályának támogatása fedezte.



30. ábra. Mintavételi eredmény. A mérést követően a halak rövid időn belül visszakérülnek élőhelyükre.

Irodalom

- CEN 2003: Water quality – Sampling of fish with electricity. CEN/TC 230, Ref. No. EN 14011:2003 E, 16 pp.
- WIESNER C., SCHOTZKO N., CERNY J., GUTI G., DAVIDEANU G., JEPSEN N. 2008: Technical report with results from the fish sampling and analyses from the Joint Danube Survey 2007. International Commission for the Protection of the Danube River, Vienna, 73 pp.

A ZUZMÓK HOZZÁJÁRULÁSA MAGYARORSZÁG, EURÓPA ÉS A FÖLD ÖKOSZISZTÉMÁINAK DIVERZITÁSÁHOZ

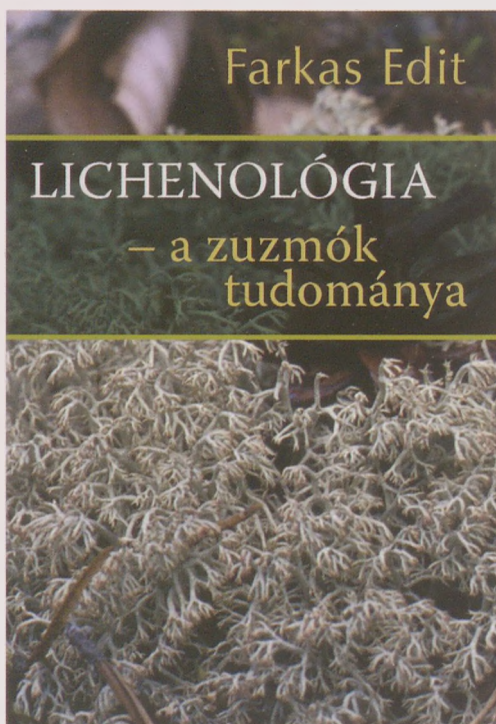
FARKAS EDIT¹, LÖKÖS LÁSZLÓ², MOLNÁR KATALIN³ ÉS VERES KATALIN

Kivonat

Az első magyar nyelvű kézikönyv, a „www.zuzmo.hu” honlap, valamint a 918 fajt tartalmazó online fajlista a hazai zuzmók jobb megismerését szolgálja, elősegíti a zuzmók és a lichenológiai kutatások természetben és társadalomban betöltött szerepének és jelentőségének megértését. Zuzmóflorisztikai adataink a lichenológiai szempontból is egyedülálló Pannon régiót képviselik. A trópusi esőerdők bioindikációjában jelentős szerepet betöltő levéllakó zuzmók kutatása pedig a globális klímaváltozással összefüggő biodiverzitás-felmérés számára értékes.

A zuzmók

A zuzmók gyakran picik és nem túl feltűnőek, mégsem haszontalanok: hozzájárulnak a biodiverzitáshoz, a talajképződéshez, bioindikációs szerepük van, értékes anyagokat termelnek, és nem utolsósorban szépek (31–33. ábra). A kizárólag bennük élő zuzmóképző (lichenizált) gombák,



¹ cfarkas@botanika.hu

² Magyar Természettudományi Múzeum Növénytára, 1476 Budapest, pf. 222

³ Duke University, Department of Biology, Durham, NC 27708-0338, USA



31. ábra. A skarlátzuzmó (*Cladonia bellidiflora*) – talajlakó zuzmó, podéciumainak csúcsán termőrétege piros pigmentet tartalmaz. (Lökös László felvétele)



32. ábra. A bibircses köglapony (*Peltigera aphthosa*) – helyenként kiterjedt gyepeket alkot, telepében zöldalgák és cianobaktériumok is élnek. (Veres Katalin felvétele)

valamint fotoszintézisre képes zöldalgák és/vagy cianobaktériumok alkotják őket. Összetett, teleptestű, autotróf, poikilohidrikus élőlények, amelyek akár miniatűr ökoszisztémáknak is tekinthetők. Többet tudhatunk meg róluk a „Lichenológia – a zuzmók tudománya” című kézikönyvből (FARKAS 2007). A kézikönyv (és részben a folyamatos fejlesztés alatt álló „www.zuzmo.hu” magyar nyelvű, ill. „lichen.hu” angol nyelvű honlap) a zuzmók változatos világának és a lichenológia tudományának minden ágát felöleli és bemutatja, hogy a közös vizsgált objektum kutatása a biológia mennyire szerteágazó területein folyik. A témakörben magyar nyelven elsőként megjelent kézikönyv röviden ismerteti kutatásuk történetét, és áttekinti az ehhez szükséges módszereket. A zuzmók felépítéséről, szaporodásáról, élettani, biokémiai és ökológiai tulajdonságairól alapvető ismereteket nyújt. A zuzmók felhasználása egyrészt a bennük található több száz speciális zuzmányanyag hatásának, másrészt extrém környezeti hatásokkal szembeni ellenálló képességüknek köszönhető. A zuzmók változatos felépítése, színbeli és élőhelybeli gazdagsága szembetűnő. Emiatt az élővilág e kevésbé feltűnő tagjainak hozzájárulása a föld sérülékeny biodiverzitásához igen jelentős.

Zuzmók Magyarországon

Magyarország zuzmóflórája – amelynek feltárása az 1800-as évek második felében kezdődött – még mindig tartogat újdonságokat számunkra. OTKA-pályázataink keretén belül folytatott florisztikai kutatásaink eredményeként 29 zuzmófajt és 3 mikrogombafajt újként mutattunk ki az ország területéről. Az eddig említett



33. ábra. A térképzuzmó (*Rhizocarpon geographicum*) – vulkanikus eredetű kőzeteket borít, tűri az erős magashegységi UV-sugárzást. (Farkas Edit felvétele)

fajok adatait a „Magyarországi zuzmók és zuzmólakó mikrogombák revideált fajlistája” c. online közlemény (LÖKÖS és FARKAS 2009) tartalmazza. A hazai zuzmófajok 196 nemzetségének 864-es fajszáma a hazai egyéb gombák számától (kb. 8-9 ezer faj – vö. ALBERT és mtsai 1990, BÁNHEGYI és mtsai 1985a, 1985b, 1987, HORTOBÁGYI 1979) ugyan elmarad, de a mohák fajszámával összevethető, hasonló nagyságrendű (199 nemzetséghez tartozó 629 faj – ld. ERZBERGER és PAPP 2004). A hazai hajtásos növények száma is csak mintegy háromszorosa a zuzmófajokénak (2626 faj – ld. KIRÁLY 2009). Ezekkel az adatokkal számolva a zuzmók a hazai növények és gombák kb. 7%-át teszik ki, ill. a zuzmóképző gombák az összes hazai gomba 9%-át képviselik.

A környezetünkben bekövetkező változások a zuzmók életterét is be-

szűkítik. A zuzmófajok védelme is egyre sürgetőbb feladattá vált. 1997 óta folytatott szakmai tevékenységünk eredményeképpen (vö. FARKAS és LÖKÖS 2007) 2005-ben 5, majd 2008 folyamán további 3 faj került törvényes védetség alá. A következő 8 zuzmófaj védett: tüskés vértecs (*Cetraria aculeata*), erdei iramzuzmó (*Cladonia arbuscula*), magyar tölcserzuzmó (*C. magyarica*), szelíd iramzuzmó (*C. mitis*), valódi iramzuzmó (*C. rangiferina*), virágos szakállzuzmó (*Usnea florida*), magyar bodrány (*Xanthoparmelia pseudohungarica*) és területény bodrány (*X. subdiffluens*). Mind a 8 faj a nagyobb felületű, ezáltal a levegőszennyezettségre érzékenyebb bokros vagy lombos telepű növekedési formába tartozik, viszonylag jól felismerhető, azonosítható. Az *Usnea florida* (és más *Usnea* fajok) és a *Cetraria aculeata* meglehetősen ritkák Magyarországon. A *Cladonia magyarica* és a fenti *Xanthoparmelia* fajok első tudományos leírása magyarországi populációik alapján történt, elterjedésük közel endemikus, a legjellemzőbb populációik itt találhatók. Három igen tetszetős, bokros telepű *Cladonia* faj (*C. arbuscula*, *C. mitis* és *C. rangiferina*) hazai állományai pedig tömeges gyűjtés veszélyének voltak kitéve, a Natura 2000 programmal összefüggésben azonban védetségük fokozottan indokolttá vált és megoldódott.

Zuzmók Európában

A BioAssess EU-projekthez kapcsolódóan készült el két európai zuzmó-biodiverzitást felmérő tanulmány (BERGAMINI és mtsai 2005, STOFER és mtsai 2006), amelyben adataink a lichenológiai szempontból is egyedülálló Pannon régiót képviselik. Szintén hazai adatokkal járultunk hozzá a Nyugati-Kárpátok zuzmólistájának elkészítéséhez (BIELCZYK és mtsai 2004) és a környezet állapotára érzékeny közép-európai *Leptogium* fajok feldolgozásához (CZEIKA és mtsai 2004). A Nyugati-Kárpátok 7 országban húzódik keresztül, hazánkban a teljes Északi-középhegység tartozik területéhez, ahol a hazai zuzmók több mint 80%-a megtalálható. A lista 288 nemzetség 1817 fajt tartalmazza (az Európában előforduló fajok mintegy egynegyedét). Tizenegy közép-európai cianofil zuzmó (többek között a Magyarországon a közelmúltban felfedezett *Leptogium biatorinum* és a *Leptogium magnussonii*) florisztikai és taxonómiai kutatása cseh–magyar–osztrák–szlovák együttműködésben valósult meg. E felmérések és publikációk jelentősége a tátrai fenyőpusztulás kapcsán jelentősen megnövekedett, mivel a korábbi állapot referenciaadatait tartalmazzák.

Zuzmók az esőerdőkben

A trópusi esőerdők bioindikációjában jelentős szerepet betöltő levéllakó zuzmók (kb. 800 faj) (LÜCKING 1997) kutatása a globális klímaváltozással összefüggő biodiverzitás-felmérés számára értékelhető. A Trinidadból kimutatott 15 levéllakó zuzmó közül 4 új a Karib-szigetek térségére, 9 pedig Trinidad és Tobago területére (FARKAS és HAWKSWORTH 2005). Svéd és magyar (Thor: 1985, Pócs: 2003) Fidzsi-szigeteki gyűjtemények feldolgozása alapján (FARKAS 2008) a területről igazolt 78 faj közül 70 a területre új adat, 3 faj pedig a tudományra nézve is új (*Calopadia fijiensis*, *Porina kadavuensis*, *P. taveuniensis*).

Kutatásainkat az OTKA T047160 pályázata támogatta.

Irodalom

- ALBERT L., BABOS L., BOHUS G., RIMÓCZI I., SILLER I., VASAS G., VETTER J. 1990: *Gombahatározó*. Országos Erdészeti Egyesület Mikológiai Társasága, Budapest, 473 pp.
- BÁNHÉGYI J., TÓTH S., UBRIZSY G., VÖRÖS J. (1985a, b, 1987): *Magyarország mikroszkopikus gombáinak határozókönyve. 1-3*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 5–511., pp. 517–1152., pp. 1157–1316.
- BERGAMINI A., SCHEIDEGGER C., STOFER S., CARVALHO P., DAVEY S., DIETRICH M., DUBS F., FARKAS E., GRONER U., KÄRKKÄINEN K., KELLER C., LÓKÖS L., LOMMI S., MÁGUAS C., MITCHELL R., PINHO P., RICO V. J., ARAGÓN G., TRUSCOTT A.-M., WOLSELEY P., WATT

- A. 2005: Performance of macrolichens and lichen genera as indicators of lichen species richness and composition. *Conservation Biology* 19(4): 1051–1062.
- BIELCZYK U., LACKOVIČOVÁ A., FARKAS E. E., LÖKÖS L., LIŠKA J., BREUSS O., KONDRATYUK S. YA. 2004: *Checklist of lichens of the Western Carpathians*. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków, 181 pp.
- CZEIKA H., CZEIKA G., GUTTOVÁ A., FARKAS E., LÖKÖS L., HALDA J. 2004: Phytogeographic and taxonomic remarks on eleven species of cyanophilic lichens from Central Europe. *Preslia* 76: 183–192.
- ERZBERGER P., PAPP, B. 2004: Annotated checklist of Hungarian bryophytes. *Studia Botanica Hungarica* 35: 91–150.
- FARKAS E. 2007: *Lichenológia – a zuzmók tudománya*. [Lichenology – the knowledge of lichens.] MTA ÖBKI, Vácrátót, 193 pp.
- FARKAS E. 2008: Contributions to the foliicolous lichen flora of the Fiji Islands. – “Biology of lichens and bryophytes”. The 6th IAL Symposium and Annual ABLIS Meeting. Asilomar, CA, USA, 13–19 July, 2008, Abstracts. p. 17.
- FARKAS E., HAWKSWORTH D. L. 2005: New foliicolous lichen records from two different habitats in Trinidad. *Caribbean Journal of Science* 40(3): 399–401.
- FARKAS E., LÖKÖS L. 2007: Védett zuzmófajok Magyarországon. [Protected lichen species in Hungary]. *Mikológiai Közlemények, Clusiana* 45(1–3): 159–171. (2006).
- HORTOBÁGYI T. 1979: *Növényrendszertan*. Tankönyvkiadó, Budapest, 754 pp.
- KIRÁLY G. 2009: *Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok*. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvald, 616 pp.
- LÖKÖS L., FARKAS E. 2009: *Magyarországi zuzmók és zuzmólakó mikrogombák revideált fajlistája*. – <http://www.nhmus.hu/modules.php?name=Tar-Noveny&op=mozuzmolista2>
- LUCKING R. 1997: The use of foliicolous lichens as bioindicators in the tropics, with special reference to the microclimate. *Abstracta Botanica* 21: 99–116.
- STOFER S., BERGAMINI A., ARAGÓN G., CARVALHO P., COPPINS B. J., DAVEY S., DIETRICH M., FARKAS E., KÄRKKÄINEN K., KELLER CH., LÖKÖS L., LOMMI S., MÁGUAS C., MITCHELL R., PINHÔ P., RICO V. J., TRUSCOTT A.-M., WOLSELEY P. A., WATT A., SCHEIDEGGER C. 2006: Species richness of lichen functional groups in relation to land use intensity. *Lichenologist* 38(4): 331–353.

ÚJ FÉNYSZERKEZETES MÓDSZER KIDOLGOZÁSA A SZERKEZETEK TÉRBELI REKONSTRUKCIÓ- JÁRA

KISS ÁRON KEVE¹, ÁCS ÉVA ÉS KISS KEVE TIHAMÉR

Kivonat

A jelen dolgozatban egy fénymikroszkópos, nagyfelbontású videomikrográfias módszert ismertetünk, melynek segítségével áteső megvilágítással és DIC kontrasztosítással nagyfelbontású videofelvételek készíthetők, a videóval felvett optikai szeletekből pedig a sejtek / szervezetek háromdimenziós rekonstrukciója készíthető el. A módszer alkalmas az általános sejt szerkezet / testszerkezet térbeli feltárására mozgó élőlényeknél, továbbá számos, az élőlény szempontjából adaptív, ill. ökológiailag releváns funkcionális tulajdonság vizsgálatára.

Bevezetés

Az utóbbi két évtizedben a modern fénymikroszkópos módszerek teljesen új, eddig ismeretlen területekre nyújtottak bepillantást az élettudományok területén. A legfontosabb újítások közé tartozik a fluoreszcens festékek elterjedése, mellyel sejtek, sejt szerkezetek festhetők meg specifikusan, illetve a különböző optikai szeletelési technikák, melyekkel készített optikai szeletekből a vizsgált sejt vagy szövet háromdimenziós számítógépes rekonstrukciója készíthető el. Bár ma már az élettan, immunológia és molekuláris biológia területén általánosan használttá vált, és a kutatás szempontjából gyakran kulcsfontosságú eszközzé lépett elő a modern festési, képrögzítési és képelemzési eljárásokkal felszerelt fénymikroszkóp, a vízi mikroszervezetek felépítésének és ökológiai tulajdonságainak vizsgálata során ezen komoly perspektívával rendelkező módszer használata még szórványos, a benne rejlő lehetőségek még kevésbé ismertek és nem kiaknázottak. Jelen cikkünkben egy fénymikroszkópos videomikrográfias módszert mutatunk be, melynek segítségével nagyfelbontású és nagy kontraszttal rendelkező videofelvételek készíthetők élő szervezetekről, illetve elkészíthető a sejt szerkezet /

¹ aronkevekiss@yahoo.co.uk

testszerkezet általános térbeli rekonstrukciója is. Kitérünk a módszer eddigi eredményes, és további lehetséges alkalmazási területeire, továbbá lehetséges továbbfejlesztési irányaira. A mozgó szervezetek általános térbeli rekonstrukciója egy eddig nem kidolgozott módszertani területet jelent a fénymikroszkópiában.

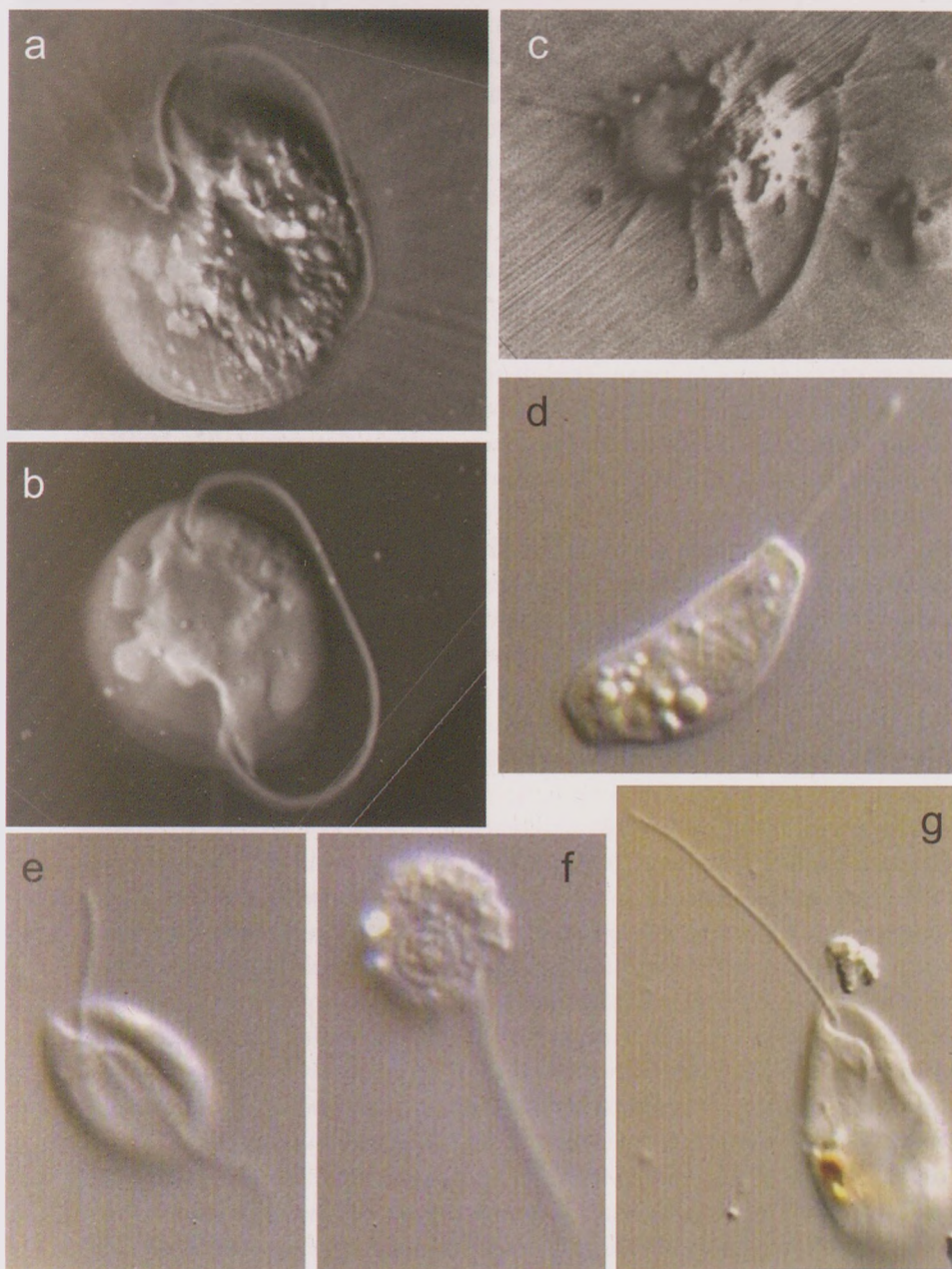
A módszer ismertetése

A módszert kisméretű eukarióta egysejtűek (elsősorban heterotróf ostorosok) vizsgálata során dolgoztuk ki. Nagyfelbontású fordított mikroszkópot használtunk (Olympus IX-70), melynél az objektív a fedőlemez alatt van, ezáltal a fedőlemezre tapadó szervezetek is jól vizsgálhatók. Az egysejtűeket tartalmazó vízmintát a fedőlemezre csöpögtettük, ráhelyeztünk egy fedőlemeznel kisebb, középen lyukas műanyag lemezt, és a kondenzorlencsét a lyuknál közvetlenül belenyomtuk a vízmintába. A fedőlemez és a kondenzor közötti vastagabb víztér lehetővé tette, hogy az objektív mozgatása közben ne érje összenyomó erő a mintát. A vizsgálatokhoz nagy felbontóképességű olajimmerziós objektívet (numerikus apertúra: 1,3), standard áteső Köhler-megvilágítást, a kontrasztosításhoz pedig erős, sötétlátótérhez közeli Nomarski differenciál interferenciakontraszt (DIC) optikát alkalmaztunk.

A szervezetekről videofelvételeket készítettünk egy analóg videokamera (JVC-KYF30B 3CCD) segítségével. A videojelet analóg / digitális konverterrel digitalizáltuk, a felvételt pedig tömörítés nélkül számítógép merevlemezre rögzítettük. A videofelvételeket utólag, gyakran képkockáról képkockára léptetve vizsgáltuk, illetve képkockákat vágtunk ki további képelemzés céljára. Az alkalmazott folyamat során fizikai kontrasztosítás történt a DIC használatával, többlet digitális kontrasztosítás pedig a digitalizálás során, a videofelvételek lejátszásakor és a képelemzés (differenciális kontrasztosítás) során. Zajszűrés pedig a digitalizáláskor (4D) és a képelemzés során (szigma és rang) történt. A háromdimenziós rekonstrukcióhoz az optikai szeleteket a nagy apertúrájú objektív kis mélységélessége biztosította, a szervezetek végigszeletelése pedig videofelvétel közben a mikrocsovar mozgatásával történt. Így egy egysejtű szervezetről egyetlen másodperc alatt 25 optikai szelet készíthető. A videóból kivágott szeletekből a Zeiss AxioVision programjának segítségével készítettünk háromdimenziós rekonstrukciót.

Alkalmazási területek

Az eddigi gyakorlat a háromdimenziós szerkezetrekonstrukciókhoz fluoreszcensen festett mintákat használt, amikben a megfestett sejtek / sejtservecskék fluoreszcens fénylése jelenti a rekonstrukcióhoz szükséges specifikus információt. A fent ismertetett áteső megvilágítással és DIC kontrasztosítással készült képeken a szürke háttéren megjelenő finom intenzitáskülönbségek hordozzák az információt. Ennek ellenére az erőteljes kontrasztosítás és a képelemzés során használt további differenciális kontrasztosítás



34. ábra. Nem leírt ostoros fajokról készített térbeli rekonstrukciók és képek. a-b: *Protaspis* sp. térbeli rekonstrukciója. a: A sejt bal felső oldalán látható a két ostor eredése a két alapi testtel. b: Az állábszerkezet rekonstrukciója. c: *Cercomonas* sp. fonalas állásbas amöboid formája, a vékony állábakban látszanak az extruszómák, az ostor jobb oldalon lefelé ível. d-g: Videofelvételekből kivágott képek. d: *Petalomonas* sp., e: *Protaspis* sp., f: *Metromonas* sp., g: *Notosolenus* sp. (Képek: Kiss Áron Keve)

lehetővé tette a térbeli rekonstrukciót. A térbeli képen a fluoreszcens módszerekkel szemben minden, áteső megvilágítással látható sejtalkotó megtalálható. A módszer így részletes általános képet ad a sejtről, bizonyos struktúrák azonban specifikus jelölés nélkül csak kevésbé vagy egyáltalán nem láthatók. Heterotróf ostorosoknál a sejt felszíne, a sejtmag szerkezete, az ostorok eredése, az alapi testek, mikrotubuluskötegek, a sejtplazmában található részecskék, a Golgi készülék, az állábak térbeli alakja, a bekebelező szervecske, stb. megjeleníthető térben. Kisebb nagyítású objektívekkel vizsgálható a kisméretű többsejtű élő állatok testszerkezete, a gyakran visszahúzódó testrészek (pl. kerékszerv) felépítése, a rágó szerkezete az élő állatban és sok más szervecske is.

A kontrasztosított, tömörítetlen videofelvételek képkockáról képkockára való léptetésével számos mozgásforma létrejöttének szerkezeti háttere, és az élőlény szempontjából adaptív funkcionális jelentősége is vizsgálható. Heterotróf ostorosoknál az úzás, ostorcsapás, állábképzés, citoplazma mozgások, életforma váltás, táplálékszerzés megfigyelhetővé válik. Többsejtűeknél szintén jól vizsgálhatóak a különböző táplálékszerzési és menekülési mozgásformák, valamint ezek szerepe a szervezet életében. Megfigyelhető a táplálék elfogyasztás előtt, ezáltal vizsgálható a szilárd vázzal nem rendelkező táplálék mennyiségi és minőségi összetétele is. Mivel a térbeli rekonstrukcióhoz az optikai szeletek nagyon rövid idő alatt (1-2 sec) felvehetők, lassabb folyamatoknál (pl. állábképzés, bekebelezés, lassabb sejtmozgások) lehetőség van a folyamat során többszöri szerkezetrekonstrukcióra, így tér és időbeli (4D) rekonstrukcióra is.

A módszer segítségével elért eddigi eredmények

A módszer használatával jelentős eredményeket értünk el a heterotróf ostorosok helyi diverzitásának (Kiss és mtsai 2008, 2009a, b) és funkcionális sokféleségének vizsgálata során (Kiss 2008). Egyetlen dunai planktonmintából származó természetközeli, dúsításmentes tenyészet részletes vizsgálata során 130 heterotróf ostorost, illetve összesen 183 kisméretű (30 μm alatti) heterotróf eukarióta fajt mutattunk ki. A talált fajok legnagyobb része nagyon kis egyedszámban került elő (gyakran csak egyetlen példány), a ritka fajok száma nagyon nagy. A talált fajok 44%-a (55 faj) ismereteink szerint nem leírt, a tudományra nézve új. Ez az óriási heterotróf egysejtű diverzitás lényegesen meghaladja az eddigi mikroszkópos vizsgálatok során kimutatott fajszerkezeteket. A talált nagyon nagy számú ritka faj egybeesik az eddig csak molekuláris ökológiai vizsgálatok során kimutatott 'ritka egysejtű bioszféra' koncepcióval (STOECK és mtsai 2009). A különböző funkcionális jellemzők vizsgálatával az eddig többnyire egységesen baktériumfogyasztóknak tekintett heterotróf ostorosok között meglehetősen nagy funkcionális sokféleséget (15 különböző niche csoport) tártunk fel. Eredményeinkhez nagyban hozzájárult a fent ismertetett videomikrográfias módszer használata. Lehetőségünk nyílt minden ritka fajról videofelvételt készíteni, a felvételeket később elemezni tudtuk, a sejtek térbeli szerkezetét rekonstruáltuk, és a legkisebb, fénymikroszkóppal még látható sejtszerkezeti

bélyegeket is fel tudtuk használni a meghatározásban. A nagy funkcionális sokféleség vizsgálata során a videofelvételek alkalmazásával természetes körülmények között tudtuk vizsgálni a fajok táplálékkeresési, táplálkozási, predátor elkerülő, életforma-váltási és egyéb jellemzőiket, így számos különböző realizált niche-t tudtunk feltárni.

Kitekintés – a továbbfejlesztés lehetőségei

A jelen cikkben ismertetett módszer több különböző irányban is továbbfejleszthető. A fénymikroszkóp felbontóképessége tovább növelhető speciális, még nagyobb apertúrájú objektívek használatával (TIRF objektívek), a megvilágító hullámhossz csökkentésével (kék ill. közeli UV) és részben ferde megvilágítással. A kontraszt (különböző fénytörésű sejtstruktúrák megjelenítése) növelhető a DIC-kel összehangolt irányú ferde megvilágítással, az analóg jel kontrasztosításával, ill. további zajsűrűsítéssel. Az optikai szeletek vastagsága csökkenthető konfokális feltét alkalmazásával és egy matematikai eljárással (dekonvolúció). Nagyon izgalmas és kevésbé kidolgozott terület az élő sejtekben használható (vitális) fluoreszcens festékek alkalmazása mozgó élőlényeknél – ezekkel a festékekkel bizonyos sejtstruktúrák specifikusan jelölhetők és mozgás közben vizsgálhatók (pl. mikrotubulusok, endoplazmatikus retikulum, mitokondriumok). A diverzitásvizsgálatokban a ritka fajok is leszámazástaniilag azonosíthatók volnának, ha sikerülne egy vagy néhány sejtet a mintából kiemelve bizonyos géneket felszaporítani, és bázissorrendjüket meghatározni.

A legfontosabb üzenet az eukarióta mikroorganizmusokkal foglalkozó ökológusok számára talán az, hogy az élő szervezetek megfigyelése, bár manapság nem számít túl divatosnak, rengeteg olyan ökológiaiailag releváns, és gyakran csak így megfigyelhető jelenségre világít rá, melyek feltételezések helyett közvetlen bizonyítékokkal segítenek jobban megérteni az élőlények funkcionális jellemzőit és természetben betöltött szerepüket. Ehhez nyújtanak a modern fénymikroszkópos technikák, köztük az általunk kifejlesztett módszer is, megfelelő eszközt.

Irodalom

- KISS Á. K. 2008: A dunai heterotróf ostoros közösség táplálkozási stratégiái: funkcionális diverzitás és niche szegregáció. *Hidrológiai Közlemény* 88: 87-90.
- KISS Á. K., ÁCS É., BOLLA B., TÓTH A., TÓTH B., KISS K. T. 2008: Diversity of eukaryotic microorganisms (algae, protozoa, rotifers and microcrustacea) in the River Danube at Göd (Hungary). Proceedings of the 37th International Conference of IAD, Chisinau, Moldova. *Limnological Reports* 37: 170-175.
- KISS Á. K., ÁCS É., KISS K. T. 2009a: The unexpected local diversity of heterotrophic flagellates and other nanoeukaryotes in the River Danube – a huge diversity of rare species is explored. Proceedings XIII. International Congress of Protistology, p. 220.

- KISS Á. K., ÁCS É., KISS K. T. 2009b: Váratlan heterotróf nanoeukaróta diverzitás a Duna planktonjában. *Hidrológiai Közlöny* 87/6 (elfogadva)
- STOECK T., RICHARDS T. A., BASS D., NEBEL M., 2009: Exploring the "Rare Protistan Biosphere". 28. Wissenschaftliche Tagung der Deutsche Gesellschaft für Protozoologie, Naumburg (Saale). Programm & Abstracts, Universität Leipzig p. 29.

A KLÍMAVÁLTOZÁS HATÁSA MAGYARORSZÁG NÖVÉNYZETÉRE: SÉRÜLÉKENYSÉGI ELEMZÉSEK

CZÚCZ BÁLINT¹, TORDA GERGELY, MOLNÁR ZSOLT, HORVÁTH FERENC, BOTTA-DUKÁT ZOILTÁN
ÉS KRÖEL-DULAY GYÖRGY

Kivonat

Vizsgálatainkban egy élőhely-alapú, komplex sérülékenységi elemzés keretében nyújtunk értékelést hazánk élővilágának éghajlatváltozás általi sebezhetőségére. Ehhez a MÉTA adatbázis alapján értékeltük a különböző élőhelyek lokális kitettségét, érzékenységet és alkalmazkodóképességét. A kitettség számszerűsítéséhez hat lehetséges éghajlati forgatókönyvet használtunk fel. A különböző élőhelytípusok éghajlat-érzékenységet bioklimatikus modellek segítségével határoztuk meg, az alkalmazkodóképesség becsléséhez tájökológiai indexeket használtunk. A kidolgozott módszertan lehetőséget nyújt az élővilág éghajlati veszélyeztetettségének átfogó vizsgálatára, mely akár ágazatokon átívelő, integrált sérülékenységi elemzések keretében is alkalmazható.

Bevezetés

A globális-éghajlatváltozás a XXI. század folyamán a bolygónkon élő növény- és állatfajok többsége számára komoly, sok esetben végzetes kihívást fog jelenteni (FISCHLIN és mtsai 2007). A biológiai sokféleség drámai csökkenése egyre inkább elkerülhetetlennek látszik, és ez a folyamat várhatóan az ökológiai rendszerek által a társadalom felé nyújtott „szolgáltatásoknak”, az úgynevezett ökoszisztéma szolgáltatások („ecosystem services”, mint például a megporzás biztosítása, kártevők féken tartása, erózióvédelem, biológiai sokféleség fenntartása – bővebben lásd pl. MEA 2005) általános csökkenésében fog megnyilvánulni. Mivel mindannyiunk élete, jóléte, és ezáltal az egész társadalmi berendezkedésünk számos tekintetben függ ezeknek a szolgáltatásoknak a folyamatos elérhetőségétől, a biodiverzitás degradációjának elkerülése és az ökoszisztémák „egészségének” megőrzése alapvető társadalmi érdek. A sokféleségből fakadó alkalmazkodó- és regenerálódóképesség elvesztése megnöveli a kellemetlen „ökológiai megglepetések”

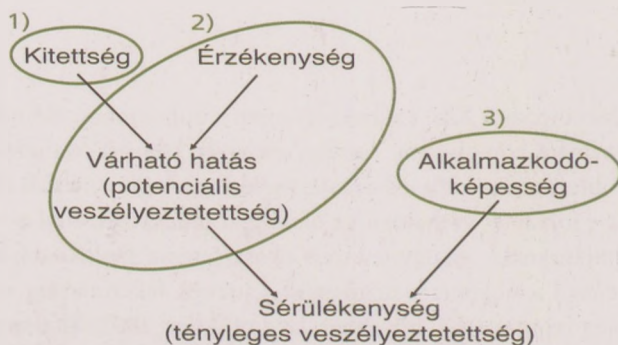
¹ czucz@botanika.hu

(FISCHLIN és mtsai 2007; BURKETT és mtsai 2005) kialakulásának a valószínűségét, amelyek pusztító következményekkel járhatnak az emberiség jóléte szempontjából.

Anyag és módszer

A várható folyamatok vizsgálatára az elmúlt évtizedekben számos modelleszaládot fejlesztettek ki, melyekkel mind az egyes fajok várható terjedése/visszaszorulása, mind pedig a kontinentális léptékű vegetációs átrendeződési folyamatok jól vizsgálhatók. A kettő közötti léptékben (a közösségek, élőhelyek szintjén) azonban sajnos meglehetősen hiányos a nemzetközi modellezési eszköztár, pedig nemzeti szintű elemzésekhez sokszor ez a szint lenne a legalkalmasabb (CZÚCZ és mtsai 2009a). A Nemzeti Éghajlatváltozási Stratégia (NÉS) megalapozása során is figyelembe vett munkánkban² egy ilyen köztes léptékű elemzés megvalósítását tűztük ki célul, melyet a MÉTA adatbázis (MOLNÁR és mtsai 2007) egyedi adottságai (országosan teljes területi és tematikai lefedettség, megfelelő felbontás) tettek lehetővé. Ehhez az Éghajlatváltozási Kormányközi Testület (Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC) által kidolgozott és (elsősorban társadalmi-gazdasági rendszerek esetében) elterjedten használt sérülékenységi elemzés („vulnerability assessment”, PARRY és CARTER 1998, 35. ábra) módszertanát adaptáltuk az elérhető adatforrásokra, hogy ily módon értékeljük hazánk legfontosabb természetes és természetközeli élőhelyeinek éghajlatváltozás általi sebezhetőségét.

A választott módszertannak megfelelően (35. ábra) először a kitettség számszerűsítésére került sor, melyhez négy különböző éghajlati világmodell (GCM) és három különböző emissziós forgatókönyv (SRES scenárió) hat lehetséges kombinációját



35. ábra. A sérülékenységi elemzés elvi menete a három fő lépés feltüntetésével.

² A teljes jelentés a módszertan további részleteivel itt érhető el: CZÚCZ B., KRÖEL-DULAY GY., RÉDEI T., BOTTA-DUKÁT Z., MOLNÁR ZS. (szerk.), 2007: Éghajlatváltozás és biológiai sokféleség – elemzések az adaptációs stratégia tudományos megalapozásához. Kutatási jelentés, kézirat. MTA ÖBKI, Vácrátót. http://www.botanika.hu/download-01/NES/Eghajlatvaltozas_Biodiverzitas.pdf

használtuk fel, ily módon számszerűsítve az éghajlati rendszer és a társadalmi gazdasági környezet belső folyamataiból fakadó bizonytalanságokat. Következő lépésként az egyes élőhelyek elterjedése és az éghajlati scenáriók alapján az élőhelyek lokális

	Élőhelytípus (Á-NÉR kód, Natura 2000 kód)
5	Békalilimos és más lápi hínár (A4, 3160), Tőzegmohás átmeneti lápok és tőzegmohalápok (C23, 7140), Láprétek (Caricion davallianae) (D1, 7230), Csarabosok (E5, 4030), Éger- és kőrslápok, égeres mocsárerdők (J2, 91E0), Mészkerülő bükkösök (K7a, 9110), Alföldi zárt kocsányos tölgyesek (L5, 91F0), Nyílt, gyepekkel mozaikos homoki tölgyesek (M4, 91I0), Mészkerülő lomelegyes fenyevesek (N13)
4	Veres csenkeszes hegyi rétek (E2, 6510), Szikes rétek (F2, 1530), Zárt sziklagyepek, fajgazdag Bromus pannonicus gyepek (H1, 6190), Nyírlápok, nyíres tőzegmohalápok (J1b), Gyertyános-kocsányos tölgyesek (K1a, 91F0), Bükkös sziklaerdők (LY3, 9150), Nyílt, gyepekkel mozaikos lösztölgyesek (M2, 91I0), Nyílt, gyepekkel mozaikos sziki tölgyesek (M3, 91I0)
3	Nádas úszólápok, lápos, tőzeges nádasok és télisásosok (B1b), Lápi zombékosok (B4, 7230), Forrásgyepek (C1), Kékperjés rétek (D2, 6410), Mocsárrétek (D34, 6440), Pataparti és lápi magaskórósok (D5, 6430), Hegy-dombvidéki sovány gyepek és szőrűgyepek (E34, 6520), Félzáraz irtásrétek, száraz magaskórósok és erdőssztyeprétek (H4, 6210), Árnyéktűrő nyílt sziklanövényzet (I4), Fűzlápok, lápcserjések (J1a, 91E0), Keményfás ártéri erdők (J6, 91F0), Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek (K2, 91G0), Bükkösök (K5, 9130), Hegylábi és dombvidéki elegyes tölgyesek (L2x, 91I0), Szurdokerdők (hegyi juharban gazdag, sziklás talajú, üde erdők) (LY1, 9180), Homoki borókás-nyárasok (M5, 91N0)
2	Zsíókás és sziki kákás szikes mocsarak (B6, 1530), Franciaperjés rétek (E1, 6510), Ürmöspuszták (F1a, 1530), Kocsordos-őszirózsás sziki magaskórósok, rétsztyepek (F3, 1530), Üde mézpázsitos szikfokok (F4, 1530), Padkás szikesek és szikes tavak iszap- és vakszik növényzete (F5, 1530), Nyílt homokpusztagyeppek (G1, 6260), Homoki sztyeprétek (H5b, 6260), Égerligetek (J5, 91E0), Cseres-kocsánytalan tölgyesek (L2a, 91M0), Zárt mészkerülő tölgyesek (L4a, 91M0), Sztyepecserjések (M6, 40A0)
1	Állóvízi sulymos, békalencsés, rucaörömös, tócsagazos hínár (A1, 3150), Tündérrózsás, vízitökös, rencés, kolokános (láptavi) hínár (A23, 3160), Áramlóvízi, (nagylevelű) békaszlós, tündérfátyal hínár (A3a, 3150), Szikes, vízboglárkás, tófonalas vagy csillárkamoszatos hínár (A5, 1530), Nem tőzegképző nádasok, gyékényesek és tavikákások (B1a), Harmatkásás, békabuzogányos mocsári-vízparti növényzet (B2), Vízparti virágkákás, csetkákás, vízi hídörös, mételykórós mocsarak (B3), Nem zombékoló magassásrétek (B5), Ártéri és mocsári magaskórósok (D6, 6430), Cickórós puszták (F1b, 1530), Mészkedvelő nyílt sziklagyepek (G2, 6190), Nyílt szilikát sziklagyepek (G3, 6190), Felnyló mészkedvelő lejtő és törmelékgyepek (H2, 6240), Lejtőgyepek egyéb kemény alapkőzeten (H3a, 6240), Kötött talajú sztyeprétek (lössz, agyag, nem köves lejtőhordalék, tufák) (H5a, 6240), Üde természetes pionír növényzet (I1), Lössfalak és szakadópartok növényzete (I2), Folyómenti bokorfüzesek (J3, 91E0), Fűz-nyár ártéri erdők (J4, 91E0), Mészkerülő gyertyános-tölgyesek (K7b, 91G0), Mész- és melegkedvelő tölgyesek (L1, 91H0), Cseres-kocsányos tölgyesek (L2b, 91M0), Nyílt mészkerülő tölgyesek (L4b, 91M0), Törmeléklető-erdők (LY2, 9180), Tölgyes jellegű sziklaerdők, tetőerdők és egyéb elegyes üde erdők (LY4, 9150), Molyhos tölgyes bokorerdők (M1, 91H0), Sziklai cserjések (M7, 40A0), Száraz-félzáraz erdő- és cserjés szegélyek (M8, 6210), Mészkedvelő erdeifenyvesek (N2)

4. táblázat. Hazánk főbb természetes és természetközeli élőhelytípusainak éghajlat-érzékenységi besorolása ötfokú skálán értékelve (5: leginkább veszélyeztetett → 1: nem veszélyeztetett). Az élőhelyek felsorolása az Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszert (Á-NÉR, BOLONI és mtsai 2007) követi, az egyértelműen megfeleltethető élőhelytípusok esetében a Natura 2000 osztályozási rendszer szerinti élőhelykódokat is feltüntettük.

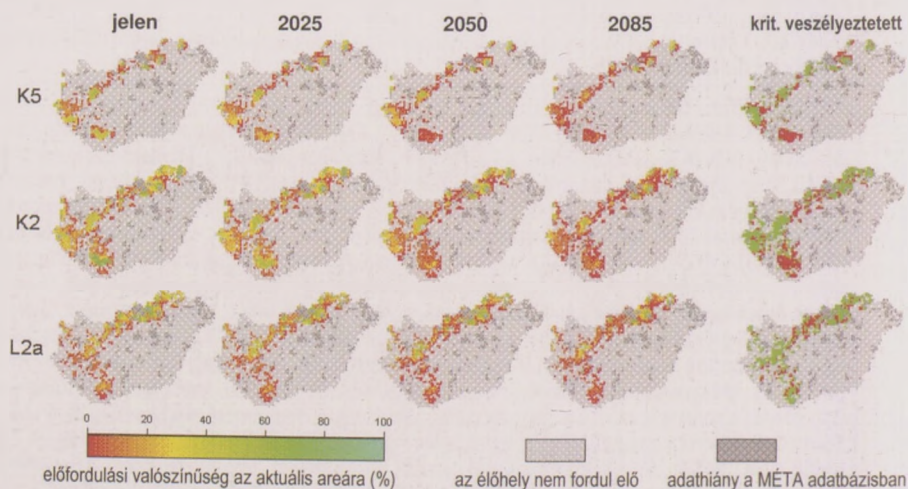
kitettségét, érzékenységét és alkalmazkodóképességét számszerűsítettük. Az elemzés harmadik fő lépése az egyes élőhelyek autonóm alkalmazkodóképességének a becslése, melyet az élőhelyfoltok méretének, elhelyezkedésének és természetességének tájékológiai értékelésével végeztünk el.

Mivel a bemutatott módszertan jól illeszkedik a sérülékenységi elemzések fő vonulataiba, így lehetőséget nyújt a természetes élővilágnak és az általuk biztosított ökoszisztéma szolgáltatásoknak komplex, szektorokon átívelő, integrált elemzések keretében történő jobb figyelembevételére.

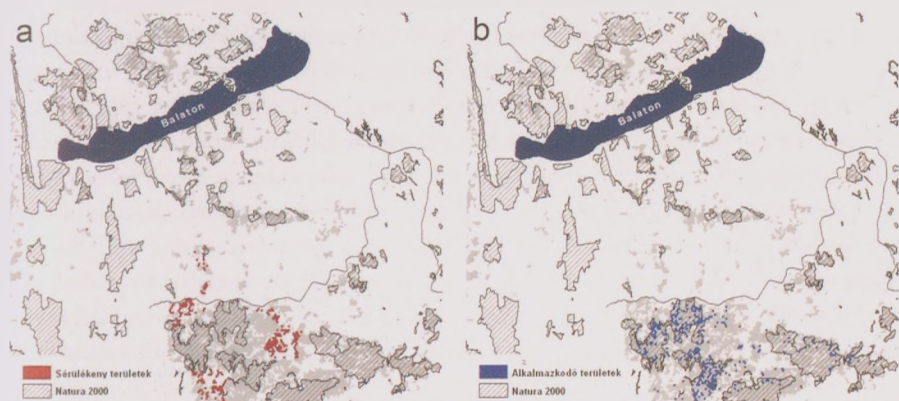
Főbb eredmények

Az alkalmazott összetett, többszintű stratégiának megfelelően munkánk során számos eredmény született több különböző szinten, melyek közül itt csak említés szintjén tudjuk a legfontosabbakat felsorolni. Az eredmények részletesebben kifejtve CZÚCZ és munkatársai (2007, 2009a) nagyobb terjedelmű műveiben találhatók meg. A legfontosabb eredmények a sérülékenységi elemzés egyes lépéseihez kapcsolódóan a következők voltak:

Érzékenység: A legfontosabb élőhelytípusok éghajlat-érzékenységének statisztikai meghatározása, az összes MÉTA élőhely éghajlat-érzékenységi indikátorszámokkal való jellemzése (4. táblázat)



36. ábra. Az éghajlatváltozás modellezett várható hatása hazánk három legjelentősebb zonális erdőtípusára (K5: bükkösök, K2: gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, L2a: cseres-kocsánytalan tölgyesek). Az első négy ábra-oszlopban az élőhelyek várható előfordulási valószínűségei láthatók, az utolsó oszlop pedig az elterjedési terület legérzékenyebben érintett részeit emeli ki pirossal (2050-re legalább 50%-os elterjedési valószínűség csökkenés).



37. ábra. Sérülékeny és átalakuló területek a dél-dunántúli gyertyános-kocsánytalan tölgyesek (K2) esetében, és ezek összevetése a Natura 2000 területekkel. a) kifejezetten sérülékeny területek (jelentős várható hatás, csekély alkalmazkodóképesség); b) várhatóan átalakuló területek (jelentős várható hatás, jelentős alkalmazkodóképesség).

Várható hatás: A legfontosabb élőhelytípusok potenciális veszélyeztetettségének térben explicit módon való meghatározása (36. ábra)

Alkalmazkodóképesség és sérülékenységi elemzés: Az éghajlati alkalmazkodóképesség táj-ökológiai modellezése három élőhelyre, mely későbbi szakpolitikai stratégiai elemzések alapja lehet (37. ábra)

Módszertani újdonságok: Az autonóm adaptáció egyszerűsített elvi modellje, a sérülékenységi elemzések módszertanának első teljes adaptációja a természetes élővilágra (Czucz és mtsai 2009a, 2009b).

Tanulságok és ajánlások

Mivel a természetes ökoszisztémák alapján stabil és önfenntartó rendszerek, az éghajlatváltozás káros következményei mérséklésének, elkerülésének legjobb módja e rendszerek természetes ellenálló-képességének és alkalmazkodóképességének megerősítése, illetve az ezt gyengítő tevékenységek visszaszorítása. Ez három különböző szinten valósítható meg:

- az élőhelyek természeti állapotának (összetételbeli, szerkezeti és funkcionális diverzitásának) javítása, a külső környezeti terhelések és az ezeket okozó káros tájhasználati gyakorlatok (lecsapolás, túllegeltetés, stb.) visszaszorításával;
- az élőhelyek környezetének (élőhelymozaik) természetességének, termőhelyi és élőhelyi változatosságának, gazdagságának megőrzése, illetve fokozása;
- a tágabb táj, elsősorban a természetes élőhelyeket körülvevő kultúrtáj („mátrix”) átjárhatóságának biztosítása a természetközeli élőhelyek fajai számára.

Míg stabil környezeti feltételek között sok faj és élőhely jó eséllyel megőrizhető megfelelő méretű természeti területek (nem csak védett területek) megőrzésével, addig egy megváltozó klímában – amikor is a fajok vándorlása és az élőhelyek elmozdulása várható – kiemelt jelentősége lesz a tágabb környezet állapotának, ami döntően más szektorok kezelésében van. Jelentős klímaváltozás esetén a természetvédelem szempontjainak az érintett szektorok (mezőgazdaság, erdészet, vízgazdálkodás, közlekedés) tevékenységébe való integrálása elengedhetetlenné válik a Kárpát-medence biológiai sokféleségének a megőrzéséhez. Szerencsére ez a folyamat több előremutató ágazati politikában már megfigyelhető (pl. agrár- és erdő-környezetvédelmi programok, Pro Silva típusú erdőgazdálkodás, Víz Keretirányelv), de még számos további, e kezdeményezéseket folytató intézkedésre van szükség. Saját eredményeink és a kérdéskörre vonatkozó irodalom tanulságai alapján a leginkább érintett szektorok számára a következő ajánlásokat tesszük:

Természetvédelem: az érzékeny élőhelyek és fajok prioritási listáinak kialakítása, a vizes élőhelyek, védett területek vízmegtartó képességének helyreállítása, esetleges vízpótlási lehetőségek kidolgozása; az élőhelyek heterogenitásának, mozaikosságának és különböző szukcessziós stádiumoknak a fenntartása; a térbeli struktúra, a hálózatosság fokozott figyelembevétele a védett területek kijelölésekor; védelmi koncepció és kezelési ajánlások kidolgozása a városi és mezőgazdasági területekbe ágyazódó műveletlen területek (mezsgyék, sövények, fasorok) hálózatainak a fenntartására és kedvező természeti állapotba hozására; a monitorozó tevékenység erősítése.

Vízgazdálkodás: a csapadékvíz és a talajvíz megtartását előtérbe helyező vízkészlet-gazdálkodás előmozdítása; ökológiai szempontok fokozott figyelembevétele a tározók üzemeltetése, valamint a hullámterek kezelése terén; kisvízfolyások és partjaik revitalizációja, a Víz Keretirányelv előírásainak és ajánlásainak követése.

Erdészet: folyamatos erdőborítottságot biztosító természetyszerű és természetközeli erdőgazdálkodás folytatása; a természetyszerű erdőkre és az erdészeti ültetvényekre vonatkozó szabályozások elkülönítése; az erdőössztyepp zónában a kis záródású erdők elfogadása és fenntartása.

Mezőgazdaság: a hagyományos tájgazdálkodás elemeinek (gyepek kaszálása, legeltetése) fenntartása vagy újraélesztése; pufferterületek biztosítása az érzékeny élőhelyek környezetében; a kevésbé intenzív, kisebb környezetterheléssel járó gazdálkodási módok előtérbe helyezése; az agrártáj heterogenitásának, mozaikosságának (mezsgyék, sövények, fasorok, kis parcellaméret) növelése.

Közlekedés: ökológiai átjárók (vadátjárók) létesítése a főutakon és az autópályákon; őshonos fajokból álló sövények, cserje és erdősávok telepítése ezek szegélyére.

Irodalom

BOLONI J., MOLNÁR ZS., ILLYÉS E., KUN A. 2007: A new habitat classification and manual for standardized habitat mapping. *Annali di Botanica* 7: 105-126.

- BURKETT V. R., WILCOX D. A., STOTTLEMYER R., BARROW W., FAGRE D., BARON J., PRICE J., NIELSEN J. L., ALLEN C. D., PETERSON D. L., RUGGERONE G., DOYLE T. 2005: Nonlinear dynamics in ecosystem response to climatic change: Case studies and policy implications. *Ecological Complexity* 2(4): 357-394.
- CZÚCZ B., KRÖEL-DULAY GY., RÉDEI T., BOTTA-DUKÁT Z., MOLNÁR ZS. 2007: Éghajlatváltozás és biológiai sokféleség – elemzések az adaptációs stratégia tudományos megalapozásához. Kutatási jelentés, kézirat. MTA ÖBKI, Vácrátót, http://www.botanika.hu/download-01/NES/Eghajlatvaltozas_Biodiverzitas.pdf
- CZÚCZ B., TORDA G., MOLNÁR ZS., HORVÁTH F., BOTTA-DUKÁT Z., KRÖEL-DULAY GY. 2009a: A spatially explicit, indicator-based methodology for quantifying the vulnerability and adaptability of natural ecosystems. In: FILHO W. L., MANNKE F. (eds): *Interdisciplinary Aspects of Climate Change*. Peter Lang Scientific Publishers, Frankfurt, pp. 209-227.
- CZÚCZ B., KRÖEL-DULAY GY., TORDA G., MOLNÁR ZS., TÓKEI L. 2009b: Regional scale habitat-based vulnerability assessment of the natural ecosystems. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* 6(44): 442006.
- FISCHLIN A., MIDGLEY G. F., PRICE J. T., LEEMANS R., GOPAL B., TURLEY C., ROUNSEVELL M. D. A., DUBE O. P., TARAZONA J., VELICHKO A. A. 2007: Ecosystems, their properties, goods, and services. In: PARRY M. L., CANZIANI O. F., PALUTIKOF J. P., van der LINDEN P. J., HANSON C. E. (eds.): *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 211-272.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment) 2005: *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington, 155 pp.
- MOLNÁR ZS., BARTHA S., SEREGÉLYES T., ILLYÉS E., BOTTA-DUKÁT Z., TÍMÁR G., HORVÁTH F., RÉVÉSZ A., KUN A., BOLÓNI J., BÍRÓ M., BODONCZI L., DEÁK J. Á., FOGARASI P., HORVÁTH A., ISÉPY I., KARAS L., KECSKÉS F., MOLNÁR CS., ORTMANN-AJKAI A., RÉV SZ. 2007: A grid-based, satellite-image supported, multi-attributed vegetation mapping method (MÉTA). *Folia Geobotanica* 42: 225-247.
- PARRY M. L., CARTER T. R. 1998: *Climate Impact and Adaptation Assessment: A Guide to the IPCC Approach*. Earthscan, London. 166 pp.

A KLÍMAVÁLTOZÁS FLÓRÁRA ÉS VEGETÁCIÓRA GYAKOROLT VÁRHATÓ HATÁSAINAK BIOINDIKÁCIÓS VIZSGÁLATA

BORHIDI ATTILA^{1,2}

Bevezetés

„Az éghajlatváltozás és biológiai sokféleség – elemzések az adaptációs stratégia tudományos megalapozásához” címmel (CZÚCZ és mtsai 2007) kutatási jelentés készült az Intézetben 2007-ben, népes szerkesztő gárda gondozásában. A különben nagy felkészültséggel megírt, sok új szempontot felvonultató munka iránt oly nagy érdeklődés nyilvánult meg, hogy az felkerült az internetre, ami által publikációvá vált, anélkül, hogy egy vagy több felkért lektor a munkát szakmailag megbírálta volna. Ennek tudható be, hogy sem a címben szereplő adaptációs stratégia két fő típusának, „a vándorlás-elvű”, s a „menedék-elvű” adaptáció meghatározása során, sem az egész kötetben nem történik említés arról, hogy ezek a jelenleg működő ökológiai, azaz termőhelyi és közösségi magatartás-formákon alapulnak, holott a várható változások szempontjából az utóbbi az érzékenyebb. A nagyszámú jól megírt fejezetektől feltűnően elűt a második fejezet (CSECSERITS és mtsai 2007), amelynek címe: Fajonkénti értékelés, edényes növények. Megállapítható, hogy e fejezet szerzői:

1) Nem ismerik sem a hazai, sem a nemzetközi irodalmat. Nem említik, hogy hazánkban a közösségek átrendeződésével kapcsolatos kutatások világviszonylatban az elsők között, 1990-ben kezdődtek. Ezekről 1995-ben az EURECO '95 nemzetközi konferencián beszámoltunk (BORHIDI és MORSCHHAUSER 1995, BORHIDI és mtsai 1995). Azt sem említik, hogy e tárgykörben az első Nemzetközi Szimpóziumot 1997-ben rendezte a svájci ZTH, meghívott előadókkal, – köztük a jelen tanulmány szerzőjével. A Szimpózium teljes anyaga, előadásokkal és az azt követő viták szövegével együtt könyv alakban megjelent 1999-ben a bázeli Birkhauser Kiadónál (BORHIDI és mtsai 1999). Cikkünk ezen kívül még magyarul is megjelent a könnyebb hozzáférhetőség kedvéért 2001-ben az MTA ÖBKI által szerkesztett akadémiai kiadványban (BORHIDI és mtsai 2001).

¹ borhidi@gamma.ttk.pte.hu

² MTA Ökológiai és Botanikai Kutató Intézet, 2163 Vácrátót

³ Pécsi Tudományegyetem, Növényrendszertani és Geobotanikai Tanszék, 7624 Pécs, Ifjúság út 6.

2) Az általuk idézett és hivatkozott forrásokat sem olvasták el. Ezt bizonyítja a „Hőmérsékletigényt leíró ökológiai mutatók (TB, TS, TZ értékek)” és a „Vízigényt leíró ökológiai mutatók (WB, WS, WZ)” című alfejezetek címe és szövege, holott a hivatkozott munkák (ELLENBERG és mtsai 1991, BORHIDI 1993, 1995), külön felhívják a figyelmet arra, hogy az indikátorszámok „igényként” való interpretációja szakmailag megalapozatlan és helytelen. (Mellesleg a növényeknek hőigényük ill. hőtoleranciájuk van és nem hőmérséklet-igényük). Ennek következtében az ezzel kapcsolatos okfejtésük felületes, állításai sem saját vizsgálatokkal, sem szakirodalmi adatokkal nem igazoltak, sőt azokkal ellentétesek.

3) Mivel a szerzők nem tudtak mit kezdeni a Szociális Magatartás Típusokkal, mint ökológiai tulajdonsággal, meg sem említik őket, sem a ráépülő nagy adatbázisokat, holott ezekre is vannak közölt adatok.

A termőhely ökológiai megközelítése indikátorszámokkal

Sajnos, terjedelmi korlátok miatt a fent kifogásolt kérdések részletes megvitatását mellőznünk kellett, így csak hivatkozunk BORHIDI és mtsai 2000-ben, (Fekete Gábor tiszteletére megjelentetett ÖBKI Kiadvány) megjelent összefoglaló cikkére – amely szintén elkerülte a tanulmány szerzőinek figyelmét. Ebben a bioindikáció elméleti okfejtésén kívül egy nagy adatbázis is található, amelyben 85 hazai természetes növénytársulás indikátorszámokkal való jellemzése található meg. A mutatószámok tekintetében meg kell különböztetnünk az ökológiai mutatószámokat és a természetesség meghatározására ajánlott szociális magatartási típusok értékszámain, illetőleg azt, hogy ezek mit árulhatnak el nekünk a növénytársulásokról.

Az indikátorszámokkal való vegetációváltozás vizsgálatára – a számos németországi tapasztalaton túlmenően – két hazai újratérképezett terület (Szentendre-Visegrádi hegység 1954–1984 BORHIDI és HORVÁTH F. 1987, és Baláta-tó 1959–1989–1998, BORHIDI és mtsai 1990, 1998 a, b, MAJER és mtsai 2002, MORSCHHAUSER és mtsai 2005)) összehasonlító vizsgálata is módot adott. Az indikátorszámok átlagai elég megbízhatóan mutatták az eltelt 30 ill. 40 év alatt bekövetkezett termőhelyi és állományszerkezeti változásokat.

Megbízhatóság, interpretációs gondok

A vitatott fejezet szerzői az indikátorszámok megbízhatóságát kifogásolják általánoságban, hivatkozások nélkül. Ezekre ELLENBERG és BORHIDI idézett munkái megfelelő választ adtak, amelyeket terjedelmi okokból ehelyütt nem ismételünk meg. Szólnunk kell azonban az indikátorszámokkal való matematikai műveleteket ért kritikákról.

Az indikátor számokkal való matematikai műveletekkel kapcsolatban számos jogos kifogás merült fel. Az indikátor számok súlyozott átlagolása, igen gyakran használt

eszköz a társulások ökológiai hátterének jellemzésére. Bár az indikátor számok ordinális jellegűek, ez a felhasználási mód matematikailag helytelen, amint arra többen is rámutattak. FEOLI és ORLÓCI már 1979-ben a növényzociológiai táblázatok adatainak átlagolásával kapcsolatban kimutatta, hogy ez az ellentmondás a koncentrációs analízis alkalmazásával küszöbölhető ki. Nálunk a homoki szukcesszió során a termőhely vízgazdálkodásának W-számokkal való indikálásánál (ZÓLYOMI és mtsai 1987-88) merült fel hasonló módszertani probléma, amelyet PRÉCSÉNYI (1995) szintén a koncentrációs analízis alkalmazásával oldott fel. Később ugyanezt a módszert alkalmazta BOTTA-DUKÁT és RUPPRECHT (1999) az indikátor számok használatában. Legutóbb LENGYEL és mtsai (2009) mutatták ki, hogy a mezofil rétek ökológiájának indikátor számokkal való jellemzésekor a „matematikailag helytelen” súlyozott átlagok és a „matematikailag helyes”, – bár sokszorta bonyolultabb – koncentrációs analízissel kapott értékek olyan szorosan korrelálnak, hogy a két módszer ekvivalensen alkalmazható. A maximális korrelációk regressziós értékei mindegyik ökológiai indikátor szám esetében magasan 0.9 fölött vannak, kivéve a kontinentalitási indikátor számoknál, amelyek – mint tudjuk – nem ökológiai méréseken vagy termőhelyi megfigyeléseken, hanem area-típusokon alapulnak. Ez a gyenge összefüggés is arra utal, hogy a klímaváltozás hatásait area-változással indikálni, ahogyan azt CSECSERITS és mtsai (2007) javasolják, nem kellően érzékeny módszer és egyúttal bizonytalan is.

A klímaváltozás bioindikációja mérőszámokkal – hazai vizsgálatok 1990–1994.

A Nemzetközi Geoszféra-Bioszféra Program (IGBP) azzal a céllal indult 1987-ben, hogy a globális környezeti változások jelenségeit és várható következményeit kutassa és előre jelezze.

A kutatások homlokterében állt a légköri változások által indukált éghajlatváltozás kiterjedésének, természetének és irányának megismerése, valamint a hidroszféra és a bioszféra e változásokra adott várható válaszainak felderítése és megértése.

Az élővilág részéről az éghajlat megváltozására adandó legkézenfekvőbb válasz az élőlények populációinak ill. az élőközösségeknek valamilyen irányú térbeli elmozdulása, amelybe éppúgy beletartozik a növénytakaró eltolódása, mint a fajpopulációk migrációja egészen a népvándorlás jellegű társadalmi mozgásokig.

A klímaváltozás és a növénytakaró ehhez kapcsolódó eltolódása valójában egy folyamatos és folytonos változás. Ez a folyamat napjainkban oly mértékben felgyorsult, hogy hatásainak gazdasági és társadalmi következményeihez egy emberöltőn belül akár többször is alkalmazkodni szükséges. A jelenlegi vegetáció-változás sajátossága *multivektoriális természete és multifaktoriális szabályozottsága*. A multivektoriális természete azt jelenti, hogy egyidejűleg több fontos változás zajlik, mint a klímaváltozás, a környezeti savasodás, az eutrofizálódás és a sivatagosodás. A multifaktoriális szabályozás pedig azt jelenti, hogy e folyamatokat nagyszámú környezeti tényező különböző módon és mértékben befolyásolja, térben és időben egyaránt.

Ennek természetes következménye, hogy a klímaváltozás hatása a különböző éghajlati és növényzeti övben más-más módon jelentkezik, s ennek megfelelően a környezeti válaszok egészen termőhely- illetve társulás szintig lemenően is különbözők lehetnek. Ezért szükségesnek mutatkozott, hogy a Föld és ezen belül Európa különböző klíma- és vegetációövezeteiben megfelelően kiválasztott, állandó mintaterületeken hosszú távú rendszeres vizsgálatokkal tárják fel a változások mibenlétét, mechanizmusát, irányát és várható következményeit.

A vizsgált mintaterületek

A klímaváltozásoknak a flórára és a növénytakaróra gyakorolt hatásának vizsgálatára a szerző és munkatársai a legalkalmasabbnak látszó mintaterületeket jelölték ki. Mivel az előrejelzések térségünkben felmelegedést és szárazodást prognosztizáltak, az ország legdélibb részein, a Mecsek és a Villányi hegység meredek, déli kitettségű sziklás lejtőin, természetes védett gyeptársulásokban és erdőállományok tisztásain választották ki a mintaterületeket, ahol az extrazonális termőhely a vizsgálandó klímahatásokat mikro- és mezoklimatikus formában tovább erősíti. A mikroklimatikus hatás erősítése érdekében mindenütt gyepterő ökotonokat jelöltek ki vizsgálatra az átmenet szerkezeti sajátosságai-ból (szegélyhatási!) adódó termikus többletének kihasználása céljából, 4 mintaterületen:

1. A villányi Szársomlyó meredek déli lejtőjén, 350 m tengerszintfeletti magasságban 35 fokos meredek déli lejtőn,

2. A Mecsekben a Misina déli lejtőjén, 300 m tengerszintfeletti magasságban, meredek löszgyep-karszbokorerdő ökoton, a Pintér-Kert természetvédelmi területén 40 fokos délnyugati lejtőn.

3. A mecseki Tubesen 15 fokos lejtésű mészkő sziklalejtőn 450 m tengerszintfeletti magasságban délnyugati kitettségben.

4. A Jakabhegy déli lejtőjén savanyú talajú gyepterő-bokorerdő ökotonban vörös permi homokkövön, DDNY-i 25 fokos lejtőn.

Ezek eredményei mind a nemzetközi, mind a hazai irodalomban megjelentek.

Eredmények

Az ökológiai mérőszámok jó és megbízható indikációkat nyújtottak a vizsgált mintaterületeken történt populáció-dinamikai elmozdulások természetéről. A szélsőségesen meredek déli kitettségű sziklagyepterő-bokorerdő ökotonban, a Szársomlyón találták a leghatározottabb változást. Itt – beleértve bizonyos ingadozásokat is – a hőmutatók csoporttömegre számított átlagértéke (mT) 6-ról 6,5-re nőtt, miközben a nedvesség mutatók tömeg-átlaga (mW) 4-ről 3,5-re csökkent, tehát megközelítően ugyanolyan mértékben változott, ellenkező irányban. A talaj reakció mutatói átlagértékben számolva 7,2-ről 7,6-ra emelkedtek, ami a nedvesség-mutató változásával van összhangban.

A tápanyag-háztartást indikáló nitrogén-mutató meglehetősen tág határok közt ingadozik, a kontinentalitási mutatók átlaga rendkívül erős emelkedést mutat 3,9-ről 4,6-ra és vele tart a fénymutató átlagértékének szintén jelentős emelkedése 6,3-ról 6,9-re.

Ezek a változások egyértelműen a sziklagyepben a növényzet borításának csökkenését és ennek ökológiai hatásait mutatja (BORHIDI és mtsai 1995).

A borítás csökkenése együtt jár a gyeptakaró szerkezeti változásával, nevezetesen az évelő fűvek és lágyszárúak illetve az egyéves növények arányának megváltozásával.

Egyértelmű változások következtek be az évelő és az egyéves fűvek és lágyszárú növények relatív borításában mind a négy különböző mintaterületen. Tekintetbe véve az egyes években bekövetkezett ingadozásokat is, a változások általános trendje nyilvánvaló: az évelő növények borítása csökkent és a szabaddá váló felszíneket egyre növekvő mértékben foglalták el az egyévesek, amelyek nem gyomok, hanem a nyílt sziklagyep természetes pionír elemei. Ezért a folyamatot nem tekintjük degradációnak, hanem egy természetes esemény sorozatnak, amelyet therofitizációnak, vagyis „egyévesedés”-nek nevezünk, és amelyet a szukcesszióknak egy az őshonos flóra elemeiből, alacsonyabb szintről való újraindulásaként értékelünk.

Az egyévesedés folyamata zajlik le a hazai meszes homokpusztai vegetációban is, amikor a pionír *Festucetum vaginatae* zavarása után előálló másodlagos szukcesszió *Brometum tectorum*-mal kezdődik. A savanyú talajú homokpusztákon ugyanennek a folyamatnak felel meg, hogy a *Corynephorum*-ok megzavarását követően szintén *Bromion* vagy *Airion* gyepek jelentkeznek.

A klímaváltozás hatásaként jelentkező másik vegetáció-változási folyamatot a Mecsek hegységben, a 400 és 600 m közé eső magassági övben figyeltük meg és tanulmányoztuk déli kitettséű olasztölgyes (*Tamo-Quercetum virgilianae*) állományban. Megállapítottuk, hogy az erdő cserjeszintje jelentősen megnövekedett, amelyet 3 lián faj a *Lonicera caprifolium* a *Tamus communis* és a *Hedera helix* egyedei fonnak bozítottá. Ezt a jelenséget – amelyhez hasonlót trópusi erdőkben lehet tapasztalni a lombkorona megnyitása után – *folyondárosodásnak*, vagy *lianizációnak* nevezhetjük. Ezzel a folyamattal egyidejűleg a geofiton fajok száma is megnövekedett.

Általános következtetések

A klímaváltozás hatásai nagyobb érzékenységgel észlelhetők társulás-szinten, mint élőhelyi szinten, a magasabb szintű rendezettség és a forrásfelosztás ellenőrzöttebb jellege miatt. Ezért a vizsgálatokat társulás szinten is (!) ajánlatos végrehajtani, majd a hasonló élőhelyeken élő társulásokban észlelt reakciókat integráltan értékelni.

A klímaváltozás hatásai, amelyek a hazai scenáriók szerint a felmelegedés növekedésében, a csapadék ellátottság csökkenésében és rapszodikusságában nyilvánul meg. Ezek a körülmények a források mennyiségén és hozzáférhetőségén keresztül a termőhelyek ökológiai állapotát változtatják meg, ezért a hatások észlelésére és értékelésére az

ökológiai mutatószámok használata a jövőben is ajánlott. Ezek igen nagyszámú kutató több évtizedes regisztrált, jegyzőkönyvezett és térképezett megfigyelésén és igen sok hozzákapcsolt ökológiai vizsgálaton is alapulnak (BOCKER és mtsai 1983). Mivel az újabb generáció egyes fiatal tagjai ilyen tapasztalatokkal nem rendelkeznek, pusztán elméleti megfontolások alapján lebecsülik és negligálják, miközben hibásan interpretálják ezeket, és egyelőre adósak maradnak azzal, hogy jobbakat ajánljanak helyettük. Az adatbázisból a klímaváltozás hatáselemzésére igen alkalmasak az életformák, amelyek alapvetően az éghajlat korlátozó hatásaihoz alakult adaptációs formák. Az eredeti Raunkiaer-féle rendszernek világméretű, rendkívül részletes változatát dolgozták ki (ELLENBERG és MUELLER-DOMBOIS 1966), amelynek szelektív adaptálása a hazai flórára kívánatos lenne, amint azt a gymnocönológusok az egyévesekre vonatkozóan meg is teszik (PINKE 2000, PÁL 2007).

A flóraelemek vagy area-típusokkal való indikálásnál figyelembe kell venni, hogy ezek hosszú, különböző ökológiájú földtörténeti időszakok során alakultak ki, s mint ilyenek történeti és nem ökológiai kategóriák. Ennek bizonyítéka, hogy a különböző area-típusokban hasonló arányban és eloszlásban találunk nedves erdei és száraz gyeppajzokat. Ennek bizonyítására bemutatjuk az alábbi táblázatban néhány flóraelem hő- és víz-mutatóinak eloszlását a hazai flórában (BORHIDI 1997):

Hő (T) mutató %	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Össz.
Balkáni fajok	-	-	-	3	7	20	32	33	4	100
Pannóniai fajok	-	-	-	1	11	22	29	36	1	100
Alpin-Kárpáti fajok	-	3	17	32	17	10	17	4	-	100
Szubmediterrán fajok	-	-	-	-	5	20	32	38	5	100
Kontinentális fajok	-	-	-	5	10	38	33	13	1	100

Víz (W) mutató %	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10-12	Össz.
Balkáni fajok	8	12	17	24	12	16	6	3	2	-	100
Pannóniai fajok	9	17	13	6	5	2	7	1	2	2	100
Alpin-Kárpáti fajok	12	12	11	16	14	30	-	-	5	-	100
Szubmediterrán fajok	8	18	21	23	14	9	5	1	-	1	100
Kontinentális fajok	5	22	20	15	12	7	4	8	4	3	100

Annak ellenére, hogy az újabb éghajlat-változási módszertani tanulmány még említés szintjén sem foglalkozik a szociális magatartási típusokkal, (SzMT), ezek igen hasznosaknak bizonyulhatnak a változások bizonyos stádiumának, és pedig a társulások

dezorganizációjának korai fázisban való detektálásában, amelyet az jelez, hogy az ökoszisztémában még nem következnek be változások, csak egyes fajok szerepe változik meg a társulásban (pl. a sivatagosodás első jele a természetes pionírok elszaporodása). Az SzMT-t újabban BARTHA S. és munkatársai (2008) alkalmazták eredményesen közép-itáliai bükkösökben lezajlott változások regisztrálására.

Vannak, akik a Németh-féle természetvédelmi értékelési rendszert alkalmasnak gondolják a klímaváltozás hatásának előrejelzésére. Ezt diszciplináris okokból valószínűtlennek tartom, tekintve, hogy ez a rendszer igen heterogén kritériumokra támaszkodik, amelyeknek nincs konkrét ökológiai tartalma. Klíma-indikációs célokra eddig még nem alkalmazták.

Jelentős erőfeszítések történtek a klímaváltozás hatásait előrejelző modellek kidolgozására. Miután a több olyan klíma-modellt teszteltem a trópusokon (BORHIDI 1991), amelyek alapján országos és kontinentális léptékű vegetáció-térképek készültek, azt tapasztaltam, hogy a helyi értékek behelyettesítésekor a modell nem a valóságnak megfelelő eredményt adott. A jelenleg fejlesztés alatt levő és igen tetszetős modellek prognózisra való használhatósága még hosszú távú vizsgálatokkal igazolandó bizonyítást igényel. Ezért a terepvizsgálatok megkerülhetetlenek és logikai konstrukciókkal nem helyettesíthetők. A modellek nagyon divatosak, és amíg pl. légkörfizikai jelenségekre alkalmazzák őket, elviselhetnek olyan szükségszerű egyszerűsítéseket, amelyeket az ökoszféra történéseinek bonyolultsága nem enged meg.

A klímaváltozás hatásainak tekintetében két alapvetően különböző élőhely-típust különböztethetünk meg. a) a felmelegedés és kiszáradás hatására a termőhely tápanyagforrása, a tápanyag hozzáférhetősége csökken: a változás iránya a produkció-csökkenés, tágabb értelemben a sivatagosodás. b) a felmelegedés és kiszáradás következtében új tápanyagforrások szabadulnak fel. Ezek felhasználására a bennszülött flóra többnyire nincs felkészülve. Az ilyen termőhelyek (lápok, árterek, mocsarak) sorsa az elgyomosodás, a tájidegen inváziós fajok tömeges megjelenése.

Végül egy megjegyzés: Mivel a tudomány-mérési bürokrácia a kutató teljesítményét – jobb esetben – munkáinak idézettségével méri, a jogos idézés elmulasztása etikai problémát, a kollegialitás hiányának gyanúját veti fel; ha pedig prioritással rendelkező hazai kutatásra való hivatkozást mulasztunk el, ez nemzeti önmeghatározásunk elismer(tet)ését gátolja. A szakirodalom ismeretének hiánya egyik felelősség alól sem mentesít.

Irodalom

- BARTHA S., MEROLLI A., CAMPATELLA G., CANULLO R. 2008: Changes of vascular plant diversity along a chronosequence of beech coppice stands, central Apennines, Italy. *Plant Biosystems* 142: 572-583.

- BORHIDI A. 1991: *Phytogeography and Vegetation Ecology of Cuba*. Akadémiai Kiadó, Budapest, 858 p. + 16 colour tables + 1 map.
- BORHIDI A. 1993: *A Magyar Flóra Szociális Magatartás Típusai, Természetességi és Relatív Ökológiai Értékszámai*. Social Behaviour Types of the Hungarian Flora, its naturalness and relative ecological indicator values. Janus Pannonius Tud. Egy. Kiadványai, Pécs, 95 pp.
- BORHIDI A. 1995: Social behaviour types, their naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants of the Hungarian Flora. *Acta Botanica Hungarica* 39: 97-182.
- BORHIDI A. 1997: Növényi társadalmak szerkezete és működése új megvilágításban. MTA Székfoglaló értekezések, 36 pp.
- BORHIDI A., CSETE S., CSIKY J., KEVEY B., MORSCHHAUSER T., SALAMON-ALBERT É. 2000: Talaj és természetes növényzet. Bioindikáció és természetesség a növénytársulásokban. In: VIRÁGH K., KUN A. (szerk.): *Vegetáció és dinamizmus. A 70 éves Fekete Gábort köszöntik tanítványai, barátai és munkatársai*. MTA ÖBKI, Vácrátót, pp.159-194.
- BORHIDI A., CSETE S., CSIKY J., MORSCHHAUSER T. 1998a: Termőhely- és vegetációváltások a Baláta-tó Természetvédelmi Területén. I. Vízi fátlan növénytársulások. JPTE Növénytani Tanszék, Pécs, 74 p.
- BORHIDI A., CSETE S., CSIKY J., MORSCHHAUSER T. 1998b: Termőhely- és vegetációváltások a Baláta-tó Természetvédelmi Területén. II. Erdőtársulások. JPTE Növénytani Tanszék, Pécs, 56 p.
- BORHIDI A., DÉNES A. 1997: A Mecsek és a Villány hegység sziklagyep társulásai. (The rock sward communities of the Mecsek and Villány Mts.) *Studia Phytologica Jubilaria*, Pécs, pp. 45-66.
- BORHIDI A., HORVÁTH F. 1987: Bewertung anthropogener Waldstandorts-veränderungen mit vergleichender Vegetationskartierung. (Biosphären-Reservat im Pilisgebirge, Ungarn). Kongressberichte über die Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen. Halle, 3:166-168.
- BORHIDI A., KEVEY B. 1996: An annotated checklist of the Hungarian plant communities, II. The forest vegetation. In: BORHIDI A. (ed.): *Critical Revision of the Hungarian Plant Communities*. Janus Pannonius Univ. Pécs, pp. 95-138.
- BORHIDI A., KEVEY B., MAJER J., OROSZ-KOVÁCS ZS. 1990: A környezetváltozás tendenciáinak felmérése és monitoringja dél-dunántúli lápterületeken. Esettanulmány: A Baláta-tó természetvédelmi területe. G-10 Program jelentése. JPTE, Pécs, 35 pp.
- BORHIDI A., MORSCHHAUSER T. 1995: Social Behaviour Types (SBTs) a new tool for assessing naturalness and ecology of plant communities. Eureco 95 Conf. Proceedings p. 215.
- BORHIDI A., MORSCHHAUSER T., ALBERT É. 1995: Global change induced vegetation dynamics in extreme exposed grassland-bushwoodland ecotones. Eureco 95 Conf. Proceedings p. 87

- BORHIDI A., MORSCHHAUSER T., SALAMON-ALBERT É. 1999: Lianization and Therophytation as complementary processes of Laurophyllization. In.: KLÖTZLI F., WALTER R.-G. (eds.): *Recent shifts in vegetation boundaries of deciduous forests, especially due to general global warming*. Birkhauser Verlag, Basel, pp. 83-97.
- BORHIDI A., MORSCHHAUSER T., SALAMON-ALBERT É. 2001: Talaj és természetes növényzet. (Ökológiai összefüggések a bioindikáció tükrében) In: BORHIDI A., BOTTA-DUKÁT Z. (szerk.): *Ökológia az ezredfordulón I. Magyarország az ezredfordulón. Stratégiai kutatások a Magyar Tudományos Akadémián - Műhelytanulmányok*, MTA, Budapest, pp. 55-72.
- BORHIDI A., MORSCHHAUSER T., ALBERT É. 2001: A klímaváltozás bioindikációjának kutatása. In: BORHIDI A., BOTTA-DUKÁT Z. (szerk.): *Ökológia az ezredfordulón I. Magyarország az ezredfordulón. Stratégiai kutatások a Magyar Tudományos Akadémián - Műhelytanulmányok*, MTA, Budapest, pp. 291-308.
- BOTTA-DUKÁT Z., RUPPRECHT E. 1999: Using concentration analysis for operating indicator values: effect of grouping species. *Acta Botanica Hungarica* 42: 55-63.
- BÖCKER R., KOWARIK I., BORNKAMM R. 1983: Untersuchungen zur Anwendung der Zeigerwerte nach Ellenberg. *Verh. Ges. Ökol.* 11: 35-56.
- CSECSEIRITS A., RÉDEI T., CZÜCZ B. 2007: Fajonkénti értékelés. Edényes növények. In: CZÜCZ B. és mtsai (szerk.): *Éghajlatváltozás és biológiai sokféleség. Elemzések az adaptációs stratégia tudományos megalapozásához. Kutatási jelentés*, MTA ÖBKI, pp. 10-29.
- CZÜCZ B., KRÖEL-DULAY GY., RÉDEI T., BOTTA-DUKÁT Z., MOLNÁR ZS. 2007: Éghajlatváltozás és biológiai sokféleség. Elemzések az adaptációs stratégia tudományos megalapozásához. *Kutatási jelentés*. MTA ÖBKI, pp. 278.
- ELLENBERG H. 1950: *Landwirtschaftliche Pflanzensoziologie I: Unkraut-gemeinschaften als Zeiger für Klima und Boden*. Ulmer, Stuttgart, 141 p.
- ELLENBERG H. 1952: *Landwirtschaftliche Pflanzensoziologie II. Wiesen und Weiden und ihre standortliche Bewertung*. Ulmer, Stuttgart, 143 p.
- ELLENBERG H. 1974: *Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas*. Scripta Geobotanica IX, Goltze Vrl. Göttingen, 97 p.
- ELLENBERG H. 1979: *Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas*. 2. Aufl. Scripta Geobotanica 9: 122 p.
- ELLENBERG H., MUELLER-DOMBOIS D. 1966: A key to Raunkiaer's plant life forms with revised subdivisions. *Ber. Geobot. Inst. Rübel* 37: 56-73.
- ELLENBERG H., WEBER H.E., DÜLL R., WIRTH R.W., WERNER W., PAULISSEN D. 1991: *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. Scripta Geobotanica XVIII. Goltze Vrl. Göttingen, 248 pp.
- FEKETE G., BORHIDI A., KEVEY B., KIRÁLY G., KUN A., MÁTYÁS CS., MIKA J., MOLNÁR ZS.: 2006: Természetes növényzetünk jövője. In: FEKETE, G., VARGA, Z. (szerk.): *Magyarország tájainak növényzete és állatvilága*. MTA Társadalomkutató Központ, Budapest, pp. 397-424.

- FEKETE G., BORHIDI A., MOLNÁR Zs., KUN A., KEVEY B., KIRÁLY G. 2006: A hazai természetes növényzet várható változásai az elkövetkező 50 évben, tekintettel a klíma- és tájhasználat-változás okozta átalakulásokra. In: FEKETE, G., VARGA, Z. (szerk.): *Magyarország tájainak növényzete és állatvilága*. MTA Társadalomkutató Központ, Budapest, pp. 409-419.
- FEOLI G., ORLÓCI L. 1979: Analysis of concentration and detection of underlying factors in structured tables. *Vegetatio* 40(1): 49-54.
- GIANONI G., CARRARO G., KLÖTZLI F. 1988: Thermophile, und laurophyllen Pflanzenarten reiche Gesellschaften im hyperinsubrischen Seengebiet des Tessins. *Ber. Geobot. Inst. ETH. Stiftung Rübel, Zürich*, 54: 164-180.
- HORVÁT A.O. 1946: Apécsi Mecsek természetes növényközösségei. (Phytoassociationes naturales montis Mecsek ad civitatem Pécs in Hungaria) Pécs.
- HORVÁT A.O. 1972: *Die Vegetation des Mecsekgebirges und seiner Umgebung*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- HORVÁTH F., DOBOLYI Z.K., MORSCHHAUSER T., LÖKÖS L., KARAS L., SZERDAHELYI T., 1995: *FLÓRA adatbázis 1.2. Taxonlista és attribútum állomány*. MTA ÖBKI, Vácrátót, 267 pp.
- HORVÁTH F., MAJZIK Zs., KELLER-PINTÉR J., BORHIDI A., ISÉPY I. 1995: On-line CoenodAT. En & In Conference Budapest, June 19-July 1. Proc. p. 226.
- ISÉPY I., CSONTOS P. 1997: Comparison of 24 grassland communities in the Carpathian Basin with emphasis on the role in nature conservation. Proc. Research, Conservation, Management Conf. Aggtelek. Vol. I. pp. 309-318.
- JUHÁSZ-NAGY P. 1986: *Egy operatív ökológia hiánya, szükséglete és feladatai*. Akadémiai Kiadó, Budapest, 251 pp.
- KÁRPÁTI I., KÁRPÁTI V., BORBÉLY Gy. 1968: Magyarországon elterjedtebb ruderalis gyomnövények synökológiai besorolása. *Keszthelyi Agrártudományi Főiskola Közleményei* 10/13: 3-40.
- KLÖTZLI F. 1988: On the global position of the evergreen broad-leaved (non-ombrophilous) forest in the subtropical and temperate zones. *Veröff. Geobot. Inst. ETH. Stiftung Rübel, Zürich*, 98: 169-196.
- KLÖTZLI F., WALTER R.-G. (eds.) 1999: *Recent shifts in vegetation boundaries of deciduous forests, especially due to general global warming*. Birkhauser Verlag, Basel.
- KLÖTZLI F., WALTHER G.-R., CARRARO G., GRUNDMANN A. 1996: Anlaufender Biomwandel in Insubrien. *Verhandl. Ges. f. Ökologie* 26: 537-550.
- LANDOLT E. 1977: Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. *Veröff. Geobot. Inst. Stiftung Rübel, Zürich*, 64: 1-208.
- LENGYEL A., BOTTA-DUKÁT Z., CSIKY J. 2009: Averaging and analysis of concentration of ecological indicator values. Should we crack nuts with a steam hammer? IAVS Workshop, Poster Session, Rome, 24-28. March, 2009.

- MAJER J., M.BORDÁCS M., BORHIDI A. 2002: A Baláta vízminőségének alapállapot felmérése. *Somogyi Múzeumok Közleményei* 15: 97-106.
- MORSCHHAUSER T. 1996: Flóra és vegetáció indikációja és térinformatikai elemzése a Budai-hegységben. Kand. Dissz. Tézisei. JPTE, Pécs, 14 p.
- MORSCHHAUSER T., CSETE S., CSÍKI J., GARALY L., BORHIDI A. 2005. Változások a Baláta tó TT vegetációjában. In: LÉNGYEL SZ., SOLYOS P., KLEIN Á. (szerk.) A III. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia Program és Absztraktkötete. p. 171
- MORSCHHAUSER T., TEMESI A., OLÁH A., BÁTORI Z., ERDŐS L., SALAMON-ALBERT É. 2009: Analysis of boundaries between extrazonal shrubforest and grassland vegetation. Poster. 52. IAVS Symposium. Chania, Crete. Abstracts. p. 205.
- PÁL R. 2007: A Mecsek és a Tolna-Baranyai Dombvidék szőlőültetvényeinek gyomvegetációja. *Kanitzia* 15: 77-244.
- PINKE GY. 2000: Die Ackerwildkraut-Gesellschaften intensiv bewirtschafteter in der Kleinen Ungarischen Tiefebene. *Tuexenia* 20: 335-364.
- PRÉCSÉNYI I. 1995: A homoki szukcesszió sorozat tagjai és a W indikátor számok közötti kapcsolat. *Botanikai Közlemények* 82: 59-66.
- SALAMON-ALBERT É. 1996: Study of phytoindicational patterns in a karstic spring region of Hungary. 39th IAVS Congr. on Vegetation Sci. & Landscape Ecology, Lancaster, UK. Abstracts p. 23.
- ZÓLYOMI B. 1964: Methode zur ökologischen Charakterisierung der Vegetationseinheiten und zum Vergleich der Standorte. Mathematisch-statistische Bearbeitung von I. Précsényi. *Acta Botanica Hungarica* 10: 377-416.
- ZÓLYOMI B., BARÁTH Z., FEKETE G., JAKUCS P., KÁRPÁTI I., KÁRPÁTI V., KOVÁCS M., MÁTHÉ I. 1967: Einreihung von 1400 Arten der ungarischen Flora in ökologischen Gruppen nach TWR-Zahlen. *Fragmenta Botanica* 4: 101-142.
- ZÓLYOMI B., FEKETE G. 1994: The Pannonian loess steppe: differentiation in space and time. *Abstracta Botanica* 18: 29-41.
- ZÓLYOMI B., PRÉCSÉNYI I., BODNÁR T., VADKERTI E. 1987-1988: Az ökológiai indikátorszámok mintázatának változása szukcesszió alatt. *Botanikai Közlemények* 74-75: 101-109.

EGY KUTATÁSI JELENTÉS MARGÓJÁRA – VÁLASZ BORHIDI ATTILA CIKKÉRE

CSECSEKITS ANIKÓ¹, RÉDEI TAMÁS ÉS CZÜCZ BÁLINT

Intézetünk munkatársai és külső szakértők közreműködésével egy kutatási jelentés készült (CZÜCZ és mtsai 2007), melynek két fő célja volt a megrendelő meghatározása szerint: egyrészt a klímaváltozással kapcsolatos legújabb botanikai, zoológiai és ökológiai kutatások összefoglalása, másrészt egy lehetséges adaptációs stratégia kidolgozása. A munka egyik fő feladata (2. fejezet) így az volt, hogy a hazai élővilág számos kiválasztott taxon csoportján keresztül mutassa be az éghajlatváltozás várható ökológiai hatásait; kitérve a már megfigyelhető és a jövőben várható változásokra (hazai és nemzetközi szinten egyaránt), valamint kiemelve a leginkább érintett (pl. veszélyeztetett vagy terjedő) hazai fajokat. A 12 kiválasztott taxon csoport egyike (jóllehet az egyik legjelentősebb) volt az edényes növényeké, mellyel a jelentés 2.1. fejezete foglalkozott (CSECSEKITS és mtsai 2007). Ez a fejezet, melynek szerzői megegyeznek jelen sorok íróival, további alfejezetekre tagolódik.

Az első két alfejezet (2.1.1. Már megfigyelt változások és 2.1.2. Előrejelzések) tartalmazza a klímaváltozás és a növényzet kapcsolatára vonatkozó eddigi kutatásokat. Mivel FEKETE és MOLNÁR (2005) ugyanennek a megrendelőnek korábban már készített egy áttekintést a természetes életközösségek, növénypopulációk klímaváltozásra adott válaszáról, melyben részletesen bemutatták az addig elvégzett hazai kapcsolódó kutatásokat, köztük Borhidi és munkatársainak kutatásait is (BORHIDI és mtsai 1995, 1999, 2001a, 2001b), ezért mi elsősorban az ez után megjelent publikációkra fókuszáltunk. A megjelenő publikációk óriási száma miatt nem vállalkozhattunk teljes áttekintésre. Így nyilván lehetséges, hogy kimaradtak olyan munkák, melyeket fontosak, az adott keretek közt a bemutatott példák kiválasztása óhatatlanul szubjektív.

A harmadik alfejezetben (2.1.3. Adatbázisok) összegyűjtöttük és röviden bemutattuk a klímaváltozás hatásának becslésekor felhasználható hazai és nemzetközi adatbázisokat, többek közt BORHIDI (1995) adatbázisát, melynek természetesen ismerjük a magyarul megjelent változatát (BORHIDI 1993) is, de úgy gondoltuk, hogy helyesebb a szélesebb körben hozzáférhető változatát említeni.

¹ aniko@botanika.hu

A negyedik és ötödik alfejezetekben (2.1.4. A potenciálisan leginkább érintett fajok és 2.1.5. A hazai Natura 2000-es növényfajok veszélyeztetettsége) írunk a potenciálisan leginkább érintett és monitorozandó fajok kiválasztásának problémájáról, valamint – a megrendelői igények kielégítésének érdekében – egy egyszerű módszertan alapján közlünk példának szánt rövid, felsorolásszerű értékeléseket. Elsődleges célunk az volt, hogy értékeljük a növényi jellemzőket abból a szempontból, hogy mennyire alkalmasak a klímaváltozásra érzékeny növényfajok adatbázisokból történő leválogatására vagy a klímaváltozás növényfajok gyakorolt hatásának modellezésére. Nem volt célunk a várható közösségi szintű változások monitorozási módszertanának kidolgozása, többek közt ezért döntöttünk úgy, hogy a BORHIDI (1993, 1995) által kidolgozott szociális magatartás típusokat most nem használjuk fel.

Az általunk legjobban felhasználhatónak tartott növényi jellemzők egyszerűek, nem szintetikusak, jól kódolhatók. Ebben úttörő Németh rendszere, amiben a növény elterjedése nem egyetlen számmal, vagy areatípussal, hanem az area méretének, alakjának, a hazai elterjedés ebben elfoglalt helyzetének és korának független és tetszőlegesen kombinálható értékeivel van jellemezve (HORVÁTH és mtsai 1995). Az eredeti szövegben (CSECSERITS és mtsai 2007) is szerepel, hogy nem magát a rendszert, hanem a gondolatmenetet tartjuk követendőnek egy egzaktabb, az elterjedési területet leíró adatbázis kidolgozásához. Fontos szempont továbbá, hogy a felhasznált attribútum közvetlen vagy közvetett módon kvantifikálható legyen, mert csak így vethető össze a modellekben jóslott számszerű változásokkal.

Az ökológiai indikátorszámok, és egyéb, a klasszikus vegetációtan által alkalmazott növényi jellemzők modellezésben való felhasználhatóságát az korlátozza, hogy a fenti szempontoknak csak nagy nehézségekkel feleltethetők meg. BORHIDINAK (2009) igaza van abban, hogy az indikátorszámok a fajok „preferenciáit” és nem „igényét” fejezik ki, bár a Flóra Adatbázis (HORVÁTH és mtsai 1995) ezt a szót („igény”) alkalmazza definíciójukkor. Ez esetünkben gyengíti a felhasználhatóságukat, mert az igény genetikailag determinált, míg a preferencia az ökológiai folyamatok végeredménye – vagyis függ a többi fajtól is, és a klímaváltozás hatására leginkább a preferencia változhat.

Munkánk elsődleges célja az volt, hogy felhívjuk a megrendelő figyelmét arra, hogy megfelelő modellek építéséhez a jelenleg hazánkban rendelkezésre álló növényi adatbázisok nem szolgáltatnak elegendő alapot, ezért fontos egy, az európai növényi tulajdonság adatbázisokhoz hasonlító hazai adatbázis mielőbbi megtervezése és feltöltése.

Hasznos, sőt szükséges szakmai vitát folytatni arról, mely növényfajokat fenyegeti, fenyegetheti legjobban a klímaváltozás, és milyen – lehetőleg minél szélesebb körben elérhető – adatok alapján lehetséges ezeket kiválasztani. Erre van is a nemzetközi szakirodalomban számos kezdeményezés (pl. de GROOT és mtsai 1995, ARAÚJO és mtsai 2004, JUMP és PENUELAS 2005, BEST és mtsai 2007), melyeket lehetőségeinkhez mérten mi magunk is mintának tekintettünk. Érdemes lenne az eltérő módszertannal

kiválasztott fajok elterjedésének részletes hosszú-távú vizsgálatával tesztelni magukat a módszereket is.

Végezetül nagyon örülünk, hogy a munkánk – ellentétben számos más jelentés sorával – széleskörű nyilvánosságot és figyelmet kapott. Mint minden munkának, ennek is megvannak a maga korlátai. Az előző évtizedekben a hazai ökológiával foglalkozó kutatóknak nem kellett szembesülniük és gyorsan reagálniuk olyan léptékű problémára, mint a klímaváltozás. Az ezzel kapcsolatos kutatások csak 15 éves múltat tekintenek vissza hazánkban és a világon is, így nyilván a módszerek sem kiforrottak, hanem folyamatos tudományos vita tárgyai. Reméljük, az építő jellegű tudományos vita mindannyiunk javát szolgálja.

Irodalom

- ARAÚJO M. B., CABEZAS M., THUILLER W., HANNAH L., WILLIAMS P. H. 2004: Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. *Global Change Biology* 10: 1618-1626.
- BEST A. S., JOHST K., MUNKEMÜLLER T., TRAVIS J. M. J. 2007: Which species will successfully track climate change? The influence of intraspecific competition and density dependent dispersal on range shifting dynamics. *Oikos* 116(9): 1531–1539.
- BORHIDI A. 1993: *A Magyar Flóra Szociális Magatartás Típusai, Természetességi és Relatív Ökológiai Értékszámai*. Social Behaviour Types of the Hungarian Flora, its naturalness and relative ecological indicator values. Janus Pannonius Tud. Egy. Kiadványai, Pécs, 95 pp.
- BORHIDI A. 1995: Social behaviour types, their naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants of the Hungarian Flora. *Acta Botanica Hungarica* 39: 97-182.
- BORHIDI A., MORSCHHAUSER T., ALBERT É. 1995: Global change induced vegetation dynamics in extreme exposed grassland-bushwoodland ecotones. *Eureco 95 Conf. Proceedings* p. 87.
- BORHIDI A., MORSCHHAUSER T., SALAMON-ALBERT É. 1999: Lianization and Therophytation as complementary processes of Laurophyllization. In: KLÖTZLI F., WALTER R.-G. (eds.): *Recent shifts in vegetation boundaries of deciduous forests, especially due to general global warming*. Birkhauser Verlag, Basel, pp. 83-97.
- BORHIDI A., MORSCHHAUSER T., SALAMONNÉ ALBERT É. 2001a: Talaj és természetes növényzet. (Ökológiai összefüggések a bioindikáció tükrében) In: BORHIDI A., BOTTA-DUKÁT Z. (szerk): *Ökológia az ezredfordulón I. Magyarország az ezredfordulón*. Stratégiai kutatások a Magyar Tudományos Akadémián - Műhelytanulmányok, MTA, Budapest, pp. 55-72.
- BORHIDI A., MORSCHHAUSER T., SALAMONNÉ ALBERT É. 2001b: A klímaváltozás bioindikációjának kutatása. In: BORHIDI A., BOTTA-DUKÁT Z. (szerk): *Ökológia az ezredfordulón I. Magyarország az ezredfordulón*. Stratégiai kutatások a Magyar Tudományos Akadémián - Műhelytanulmányok, MTA, Budapest, pp. 291-308.

- BORHIDI A. 2009: A klímaváltozás flórára és vegetációra gyakorolt várható hatásainak bioindikációs vizsgálata. In: TÖRÖK K., KISS K. T., KERTÉSZ M. (szerk) 2009: *Válogatás az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet kutatási eredményeiből 2009*. ÖBKI Műhelyfüzetek, MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 77-87.
- CSECSEKITS A., RÉDEI T., CZÚCZ B.: 2007: Edényes növények. In: CZÚCZ B. és mtsai (szerk.): *Éghajlatváltozás és biológiai sokféleség. Elemzések az adaptációs stratégia tudományos megalapozásához*. Kutatási jelentés, MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 10-29.
- CZÚCZ B., KRÖEL-DULAY GY., RÉDEI T., BOTTA-DUKÁT Z., MOLNÁR ZS.: 2007: *Éghajlatváltozás és biológiai sokféleség. Elemzések az adaptációs stratégia tudományos megalapozásához*. Kutatási jelentés. MTA ÖBKI, Vácrátót, 278 pp.
- de GROOT R. S., KETNER P., OVAA A. H. 1995: Selection and Use of Bio-Indicators to Assess the Possible Effects of Climate Change in Europe. *Journal of Biogeography* 22(4/5): 935-943.
- FEKETE G., MOLNÁR E. 2005: Természetes életközösségek, növénypopulációk válasza a klímaváltozásra. *Botanikai Közlemények* 92(1-2): 173-187.
- HORVÁTH F., DOBOLYI K., MORSCHAUER T., LÓKÖS L., KARAS L., SZERDAHELYI T. 1995: *Flóra adatbázis*. MTA ÖBKI, Vácrátót.
- JUMP A., PEÑUELAS J. 2005: Running to stand still: adaptation and the response of plants to rapid climate change. *Ecology Letters* 8: 1010-1020.

SZERVESANYAG VIZSGÁLATOK A DUNA KÖZÉPSŐ SZAKASZÁN

TÓTH BENCE¹, BÓDIS ERIKA, KISS KEVE TIHAMÉR ÉS OERTEL NÁNDOR

Kivonat

Vízi ökoszisztémákban a partikulált szervesanyag vizsgálata elengedhetetlen az anyagforgalmi ciklusok, táplálkozási hálózatok leírásához. A mintavételi nehézségek és az összetett kapcsolatrendszer miatt a nagy folyók kutatottsága csekély. Eredményeink szerint a Duna középső szakaszán a mederanyag szervesanyag-tartalmát főleg a lokális áramlási viszonyok határozták meg, az ultrafinom és nagyon finom frakciók dominanciája volt jellemző. A mederanyag összes szervesanyag tartalma folyásirányban csökkent. A lebegőanyag szervesanyag-tartalma legfőképpen a mindenkori vízállástól függ.

A szervesanyag jelentősége

Vízi ökoszisztémákban a szervesanyag oldott, vagy partikulált formában van jelen. A partikulált szervesanyag méretétől és a víz áramlási sebességétől függően a lebegőanyag ill. kiüledve a mederanyag részeként szolgál a planktonikus (a vízben lebegő-sodródó életformát folytató mikroszkopikus) ill. bentikus (az üledék felszínén és felső rétegében élő) szervezetek táplálék és energia forrásaként. A lebegőanyag koncentrációjától, részecskeméretétől függően a víz zavarosságát okozza, a vízbejutó fény spektrális összetételét is befolyásolja. Jelentős szerepet játszik környezetszennyező anyagok (nehézfémek, peszticidek, poliklórozott bifenilek (PCB), poliaromás szénhidrogének (PAH)) megkötésében.

A szervesanyag keletkezési helyét tekintve lehet allochton (a víztesten kívül a szárazföldön keletkezett) és autochton eredetű (magában a víztestben termelődött).

Folyók esetén a lebegtetett és a görgetett hordalék tér- és időbeli megjelenése jelentős heterogenitást mutat: a vízjárás, a vízsebesség, a meder morfológiája, helyi

¹ tbenc@botanika.hu

csapadékviz viszonyok, antropogén hatások, folyószabályozás együtt befolyásolja, hogy egy folyószakaszon milyen mennyiségű és minőségű hordalék ülepszik ki, vagy szállítódik el onnan.

A folyó által szállított lebegőanyag szervesetlen (főként agyag, iszap) és szerves részecskékből áll. A lebegtetett hordalék mennyisége és szervesanyag-tartalma leginkább az évszaktól és a vízjárástól függ: a tavaszi és nyári áradások alkalmával jelentős mennyiségű szervesetlen alkotót tartalmaz, a tavasztól ősziig terjedő időszakban – főként alacsonyabb vízállásoknál – elsősorban a fitoplankton miatt a szervesanyag aránya nagyobb.

Kutatásaink során azt kívántuk tisztázni, hogy a lokálisan eltérő áramlási viszonyok következtében hogyan alakul a mederanyag összetétele és annak szervesanyag-tartalma, időben hogyan változik a lebegő szervesanyag mennyisége. A kapott eredmények hozzájárulnak ahhoz, hogy a mederanyag és a lebegőanyag szervesanyag-tartalmának a táplálékhálózatban betöltött szerepét megismerjük, ill. más, nagy folyókon végzett kutatások eredményeivel összehasonlítást végezzünk.

Mintavétel, laboratóriumi feldolgozás

Vizsgálatainkat a Duna középső szakaszán végeztük: Kismarossal (1688 fkm) szemközt a lassú áramlású partélnél és a gyorsabb áramlású, sodorhoz közeli területen, valamint Gödnél (1669 fkm) a Gödi-sziget alsó csúcsánál erős áramlású, ill. a mellékág kifolyásánál lassabb áramlású területen. A lebegőanyag vizsgálatához a Gödnél (1668 fkm) 2003 óta heti rendszerességgel, a sodorvonalból vett vízmintákat használtuk.



38. ábra. 1.: Kézi csőmintavevő, 2-3.: iszapos-agyagos és kavicsos mederanyag minták, 4.: rázószita nedves szitáláshoz

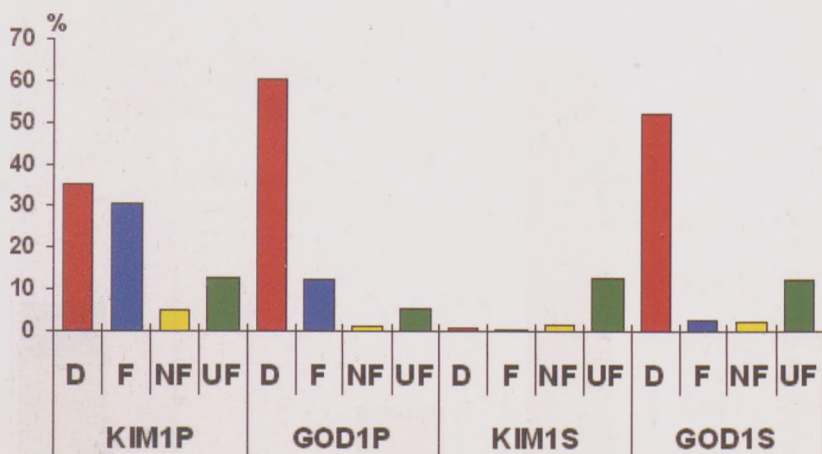
A mederanyagból 4 cm átmérőjű csőmintavevővel vettünk mintát (itt most csak a felső 5 cm-es réteg eredményeit mutatjuk be). A mederanyagot nedves szitálással durva (D: 2360–710 μm), finom (F: 710–250 μm), nagyon finom (NF: 250–63 μm), ultrafinom (UF: 63–0,45 μm) frakciókra bontottuk (38. ábra). A mederanyag szervesanyag-tartalmának meghatározása izzítási veszteség méréssel történt. A víz partikulált szervesanyag

tartalmának meghatározására a savas, permanganátos kémiai oxigén igény (KOI) mérést alkalmaztuk.

Eredmények

A mederanyag szervesanyag-tartalma

A lassabb áramlású helyeken a frakció szemcseméretének csökkenésével annak szervesanyag-tartalma is csökkent (39. ábra). Az erősebb áramlású helyek mintái a D frakció szervesanyag-tartalmában tértek el: a gödi mintákban magasabb izzítási veszteségeket mértünk. Ennek oka főként növényi szövet törmeléke (levél-, fadarabok) volt. A legkisebb változékonyságot az UF frakció (10,6–15,5%) a legnagyobb különbségeket a D frakció (1,1–60,3%) mutatta. Az NF és UF frakciók szervesanyag tartalma szűk tartományban mozgott (1,2–5,4% és 5,8–13,2%).



39. ábra. A mederanyag frakciók százalékos szervesanyag tartalma 2005 szeptemberében. Piros: D (durva), kék: F (finom), sárga: NF (nagyon finom), zöld: UF (ultrafinom frakció). KIM1P, GOD1P: Lassú áramlású hely Kismarosnál és Gödnél, KIM1S, GOD1S: gyorsabb áramlású hely Kismarosnál, Gödnél.

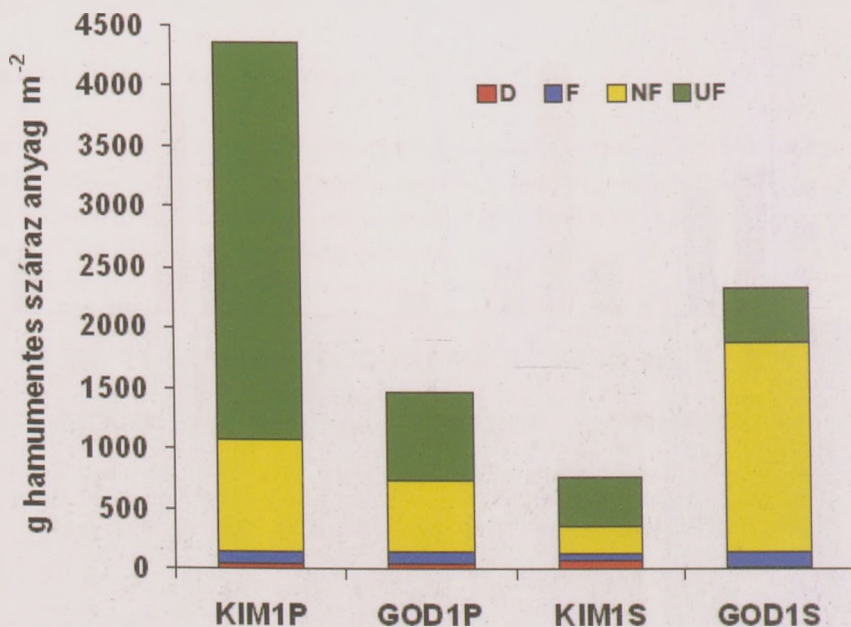
A mederanyag összes, 1 m²-re vonatkoztatott szervesanyag-tartalma a különböző áramlású partszakaszokon jelentős eltérést mutatott (40. ábra). A gyengébb áramlású helyeken közel háromszor akkora szervesanyag-tartalmat mértünk, mint az erősebb áramlás mellett. Az ultrafinom és a nagyon finom szervesanyag mind a négy helyen dominált, de különböző arányban.

A nemzetközi szakirodalomban talált adatokkal összevetve az általunk vizsgált mederanyag összes, százalékosan kifejezett szervesanyag-tartalma viszonylag alacsony értékeket mutat, és szűk tartományban mozog:

Szerzők	Folyó	Mederanyag szervesanyag-tartalma
CLARKE és WHARTON (2001)	Dél angliai folyók	2–21 %
HOUSE és DENISON (2002)	Dél angliai folyók	0,6–19 %
CARPENTIER és mtsai (2002)	Szajna (Francia o.)	0,8–26 %
POOT és mtsai (2007)	Dommel (Belgium)	0,97–16,6 %
TÓTH és mtsai (2008)	Duna (Magyar o.)	3,5–10,7 %

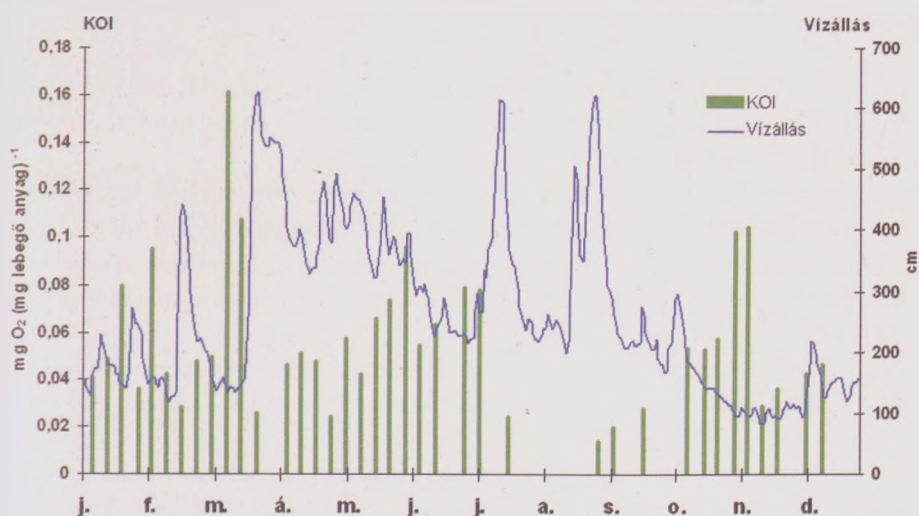
A lebegőanyag szervesanyag-tartalma

A lebegőanyag szervesanyag-tartalmát alapvetően a vízjárás befolyásolja (41. ábra). Áradáskor a folyó nagy mennyiségű szervesanyagot hordalékot ragad magával, a lebegőanyag

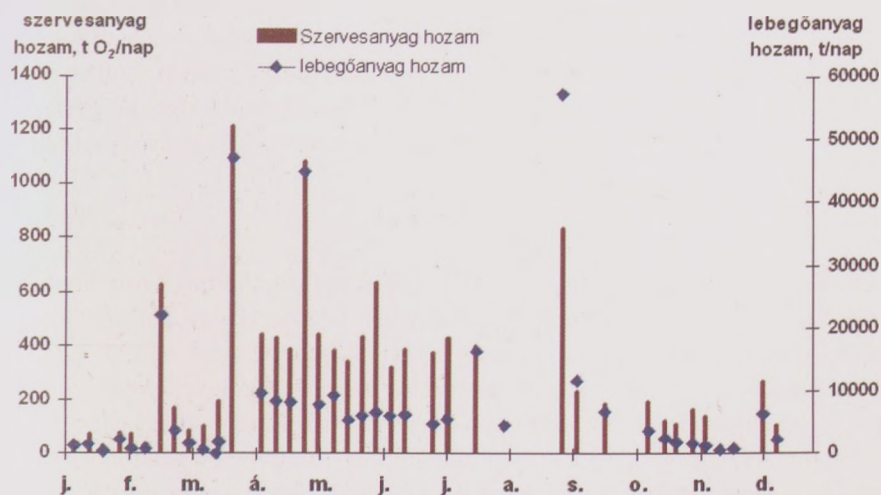


40. ábra. A mederanyag teljes szervesanyag-tartalma (izzítási vesztesége) és összetétele a meder 1 m²-ére vonatkoztatva 2005 szeptemberében. Piros: D (durva), kék: F (finom), sárga: NF (nagyon finom), zöld: UF (ultrafinom szervesanyag). KIM1P, GOD1P: Lassú áramlású hely Kismarosnál és Gödnél, KIM1S, GOD1S: gyorsabb áramlású hely Kismarosnál, Gödnél.

KOI értéke kicsi, de a nagy vízmennyiség miatt a szervesanyag-hozam magas. Kisvízes időszakokban a kevés lebegőanyag miatt sok fény jut a vízbe, ami kedvez az algák



41. ábra. A lebegőanyag szervesanyag tartalma Gödnél kémiai oxigénigényben kifejezve (oszlopok), és a Duna vízállása (vonal) 2005-ben (Bp.-i vízmérce).



42. ábra. A Duna szervesanyag-hozama kémiai oxigénigényben kifejezve (oszlopok) és lebegőanyag hozama (pontok) 2005-ben, Gödnél.

(és az őket fogyasztó heterotróf planktonikus szervezetek) szaporodásának, az pedig a lebegőanyag nagy szervesanyag-tartalmát eredményezi, a kis vízmennyiség miatt azonban az abszolút mennyiség kevés (42. ábra). Az egész év során tapasztalható magasabb KOI értékeket az élő (plankton), autochton vagy allochton holt, partikulált szervesanyag felhalmozódása, vagy antropogén hatás (szennyvíz, mederkotrás) is okozhatja.

Irodalom

- CARPENTIER S., MOILLERON R., BELTRAN C., HERVÉ D., THÉVENOT D. 2002: Quality of dredged material in the River Seine basin (France). I. Physico-chemical properties. *Science of the Total Environment* 295: 101-113.
- CLARKE S. J., WHARTON G. 2001: Sediment nutrient characteristics and aquatic macrophytes in lowland English rivers. *Science of the Total Environment* 266: 103-112.
- HOUSE W. A., DENISON F. H. 2002: Total phosphorus of river sediments in relationship to calcium, iron and organic matter concentrations. *Science of the Total Environment* 282-283: 341-351.
- POOT A., GILLISSEN F., KOELMANS A. A. 2007: Effects of flow regime and flooding on heavy metal availability in sediment and soil of a dynamic river system. *Environmental Pollution* 148: 779-787.
- TÓTH B., NOSEK J., OERTEL N. 2008: Composition and dynamics of benthic organic matter in the middle Danube section. *Archiv für Hydrobiologie* 166, Suppl. Large Rivers 18: 257-270.

BIOLÓGIAI INVÁZIÓK A MAGYARORSZÁGI DUNA-SZAKASZON

PUKY MIKLÓS¹, ÁCS ÉVA, BÓDIS ERIKA, BORZA PÉTER, KISS KEVE TIHAMÉR ÉS TÓTH ADRIENN

Kivonat

A Duna fontos szerepet játszik a vízi élőlények hazai inváziójában. A folyam mentén északnyugati és délkeleti irányból is számos gerinces és gerinctelen faj érkezett Magyarországra. Bizonyos állatcsoportok képviselői közül csak idegenhonos fajokat találunk a Dunában, mások esetében a megfigyelt egyedszámban fordul elő jelentős eltolódás az invázió fajok javára. Amellett, hogy számos mezőgazdasági, egészségügyi és gazdasági probléma kialakulásában fontos szerepet játszanak, az idegenhonos invázió fajok a biodiverzitás csökkenésében is döntő jelentőséggel bírnak.

Bevezetés

A modern környezetbiológiai vizsgálatok egyik leglényegesebb célterülete a földi élet változatosságának csökkenése. A korábbi korok folyamán tapasztalt kihalások után jelenleg a hatodik nagy kihalási hullámot regisztráljuk (5. táblázat), fontos azonban, hogy a korábbiaktól eltérően ennek kialakulásában meghatározó jelentőségű az emberiség szerepe. Ennek megfelelően a nagyfokú biodiverzitás mint célállapot fenntartása különböző, többek között politikai szinten is megjelenik mindennapi életünkben, mert az élővilág változatosságának elvesztése szerteágazó következményekkel jár, ami az emberi életminőséget is alapvetően meghatározza (CHAPIN és mtsai 2000).

Az emberi tevékenység egyik egyre lényegesebb következménye az, hogy különböző élőlényeket juttat el olyan területekre, ahova azok egyébként nem kerülnének be. Ennek a folyamatnak a következményeként a földi rendszerek homogenizálódása figyelhető meg. Világméretű összehasonlításban ez a folyamat a fajok eltűnésének több mint 40%-ában játszik szerepet, az esetek csaknem negyedében ez az elsődleges oka annak, ha egy faj veszélyeztetetté válik.

¹h7949puk@ella.hu

Földtörténeti kor	Időpont (millió éve)	A kihalás mértéke (kipusztult állatcsa- ládok aránya [%])	A kihalás jellegzetességei
Ordovícium	440	25	tengeri élőlények eltűnése
Devon	370	19	tengeri élőlények (többek között halak) eltűnése
Perm	250	54	rovarok, trilobiták eltűnése
Triász	210	23	gerinctelenek, emlősszerű hüllők eltűnése
Kréta	65	17	dinoszauruszok eltűnése
Negyedkor	Jelenleg	?	rovarok, halak, kétélűek és szá- mos további csoportba tartozó család eltűnése

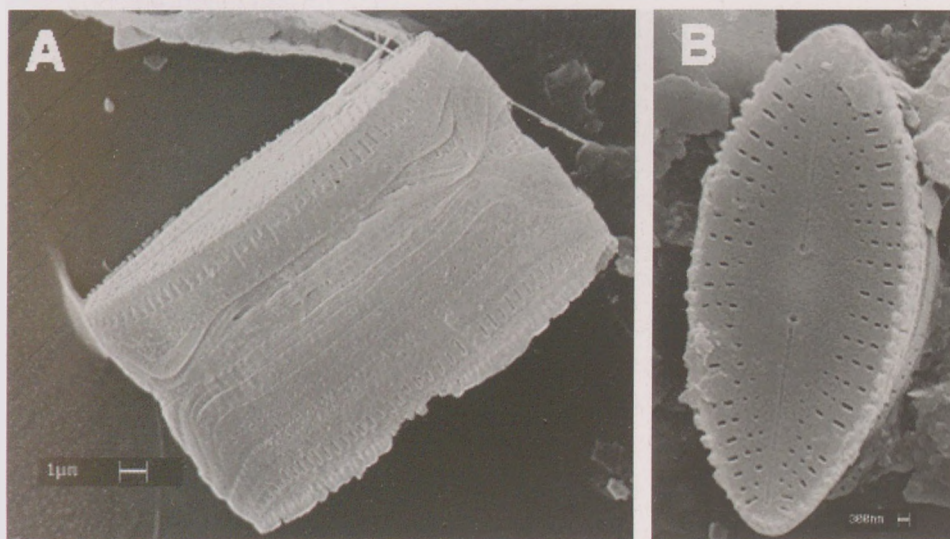
5. táblázat. A biodiverzitás csökkenésének legfontosabb földtörténeti periódusai

Európában több mint tízezer más kontinensről szándékosan vagy véletlenül behurcolt állat- és növényfaj fordul elő (a szándékos betelepítésnek általában gazdasági, egyes esetekben ornamentális oka volt). Ezek egy része kis területen telepedett meg, mások viszont robbanásszerűen elszaporodtak és gyorsan terjednek. Ez utóbbi esetben biológiai invázióról beszélünk. Azáltal, hogy a földi biodiverzitást alapvetően befolyásolja, a biológiai invázióknak gyakorlati szempontból is kiemelkedő fontosságú következményei vannak, számos mezőgazdasági, egészségügyi és gazdasági probléma kialakulását idegenhonos invázív fajok okozzák (LOCHWOOD és mtsai 2007).

Inváziók a hazai Duna-szakaszon

A Duna folyosó szerepe az invázív fajok terjedésében közismert, hiszen ez Európa egyik legfontosabb vízi útvonala. Ráadásul a Duna–Majna–Rajna-csatorna megépítésével ez a szerep felerősödött, hiszen közvetlen összeköttetés létesült korábban egymással kapcsolatban nem álló vízrendszerek között (TITIZER 2006). Ez a változás azonban nem minden élőlénycsoportnál alakítja át a hazai fajkészletet, az idegenhonos felemáslábú rákok (Amphipoda) között például csak ponto-kaspikus fajokat találunk, amelyek a Duna alsó szakaszának irányából érték el a folyó magyarországi szakaszát (BORZA 2008).

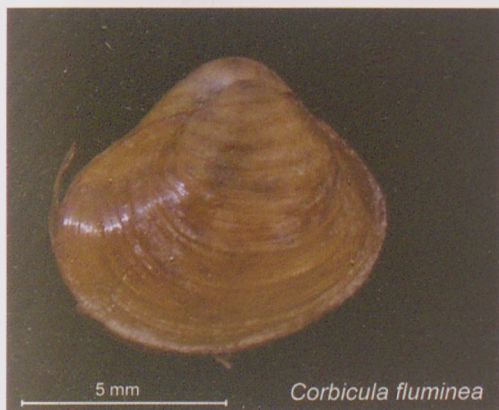
Invázív fajok az algáktól a gerincesekig a dunai élőlénycsoportok jelentős részében előfordulnak. Az első invázív fajok már a XIX. század óta jelen vannak a folyó árterén (ilyen például az *Elodea canadensis*), mások (például egy Európában korábban csak üvegházakban előforduló, a felmelegedést indikáló alga, a *Diademesis (Navicula) confervacea* (43. ábra) csak az elmúlt néhány évben jelentek meg (PUKY és mtsai 2008). Számos faj jelenlétét csak a XX. század legvégén észleltük, de azóta is több invázív faj gyors terjedését regisztráltuk. A *Corbicula fluminea* (44. ábra) például kevesebb, mint egy évtized alatt az egyik leggyakoribb kagylófajjá vált a Duna főágának magyarországi szakaszán



43. ábra. *Diadasmus confervaceus*, A: övnézet, B: valva kívülről (Fotó: dr. Ács Éva)

(BÓDIS 2007), ami főként jellegzetes életmenet jellemzőivel (nagy ökológiai tolerancia, gyors terjedési sebesség, rövid élettartam (1-3 év), nagy utódszám, speciális szaporodási módok) magyarázható. Ez a faj a vízi ökoszisztéma struktúrájában és funkciójában is változásokat idéz elő, valamint súlyos gazdasági károkat is okozhat például ipari létesítmények csőrendszereinek eltömítésével.

A hazai Duna-szakaszon élő gerinctelen fajok mellett a gerincesek között is számos invázív faj akad. Több halfaj, például gébek mellett egy hüllő, a vörösfülű ékszerteknős (*Trachemys scripta elegans*) is megjelent a folyó mentén. Szaporodása egyelőre nem bizonyított, de az éghajlat változása, a hőmérséklet emelkedése más európai országokban szerzett tapasztalatok alapján ennek a bekövetkezését is előidézheti.



44. ábra. *Corbicula fluminea* (Fotó: dr. Nosek János)

Bizonyos állatcsoportok képviselői közül csak idegenhonos fajokat találunk Duna hazai szakaszán. A Mysidae fajok száma például az elmúlt években háromra emelkedett, miután a korábban érkezett idegenhonos faj, a *Lymnomyia benedeni* után két további (*Katamysis warpachowskyi*, *Hemimysis anomala*, lásd a 45. ábrán) is megjelent. Más csoportokban a megfigyelt egyedszámban fordul elő jelentős eltolódás az invázív fajok javára. A tizlábú rákok (Decapoda) esetében például az észak-amerikai cifrarák



45. ábra. *Hemimysis anomala* (Fotó: Borza Péter)

(*Orconectes limosus*) a folyó domináns faja, amely a folyó számos szakaszán egyedül képviseli ezt az állatcsoportot. Máshol, például Mohács alatt, a kecskerák (*Astacus leptodactylus*) még megtalálható, de aránya a cifrarák mellett egyre kisebb, 10% alá is csökkenhet. Ennek oka az idegenhonos faj sikeres kolonizációs stratégiájában keresendő. A cifrarák ugyanis nem nagyobb termetű, mint a hazai őshonos fajok, tehát azokat közvetlen módon nem tudja kiűzni a legértékesebb élőhelyekről és az esetleges, például rejtékhelyért folyó harc során könnyen sérüléseket szenvedhet (lásd a 46. ábrát, ahol az állat jobb ollója és csápjá egyaránt sérült). Ezzel szemben széles a táplálékspektruma, gyors a szaporodási rátája, és ami kompetíciós szempontból ugyancsak kiemelkedően fontos, a rákpestis nevű gombabetegsége részben immunis, ezáltal terjeszti is azt. Ha tehát a cifrarák folyami rákkal (*Astacus astacus*), kecskerákkal netán kövirákkal (*Austropotamobius torrentium*) kerül kapcsolatba, akkor azokat a fajokat gyorsan megfertőzi, ami mester-séges, tavi körülmények között akár 1 hónapon belül is a teljes állomány eltűnéséhez vezethet. Nagy folyókban és folyamokban, amilyen a Duna, ez a hatás a nagy víztömeg, a kórokozó gomba kis koncentrációja miatt enyhébb lehet, ezért több faj egyedei is előfordulhatnak egy adott folyószakaszon (PÖCKL és PEKNY 2002). Mivel az áramló vizekben az invázió fajok terjedésének megállítása az esetek döntő többségében gyakorlatilag lehetetlen, ez a felismerés reményt adhat arra, hogy a borúlátó előrejelzések ellenére bizonyos őshonos fajok túlélése olyan környezetben is elősegíthető, amelyben viszonylag sok idegenhonos invázió fajt találunk.



46. ábra. *Orconectes limosus* (Fotó: dr. Puky Miklós)

Irodalom

- BÓDIS E. 2007: The biomass dynamics of *Corbicula fluminea* invasive mussel. *Acta biol. debrecina, Suppl. oecol. hung.* 16: 9-20.
- BORZA P. 2008: Recent establishment of the invasive Ponto-Caspian mysid *Hemimysis anomala* in the Hungarian part of the Danube River. *Aquatic Invasions* 3: 99–101.
- CHAPIN F. S., ZAVALETA E. S., EVINER V. T., NAYLOR R. L., VITOUSEK P. M., REYNOLDS H. L., HOOPER D. U., LAVOREL S., SALA O. A., HOBBIE S. E., MACK M. C., DIAS S. 2000: Conséquences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234-242.
- LOCHWOOD J. L., HOOPES M. F., MARCHETTI M. F. 2007: *Invasion ecology*. Blackwell Publishing Ltd., pp. 1-304.
- PÖCKL M., PEKNY R. 2002 Interaction between native and alien species of crayfish in Austria: case studies. *Bull. Fr. Peche Piscic.* 367: 763-776.
- PUKY M., ÁCS É., BÓDIS E., BORZA P., KISS K. T., TÓTH A. 2008: Invasive algae, plant, bivalve and crustacean species along the Hungarian Danube section: arrival time, colonisation characteristics, relative importance. *Limnological Reports* 37: 76-81.
- TITTIZER T. 2006: Faunakicserélődés a Rajna és a Duna vízrendszere között. *Acta biol. debrecina, Suppl. oecol. hung.* 14: 231-245.

A DUNA VÍZJÁRÁSÁNAK HIDROBIOLÓGIAI HATÁSAI A GEMENCI HULLÁMTÉR MELLÉKÁGAIBAN

SCHÖLL KÁROLY¹, DINKA MÁRIA, KISS ANITA, ÁGOSTON-SZABÓ EDIT ÉS BERCZIK
ÁRPÁD

Kivonat

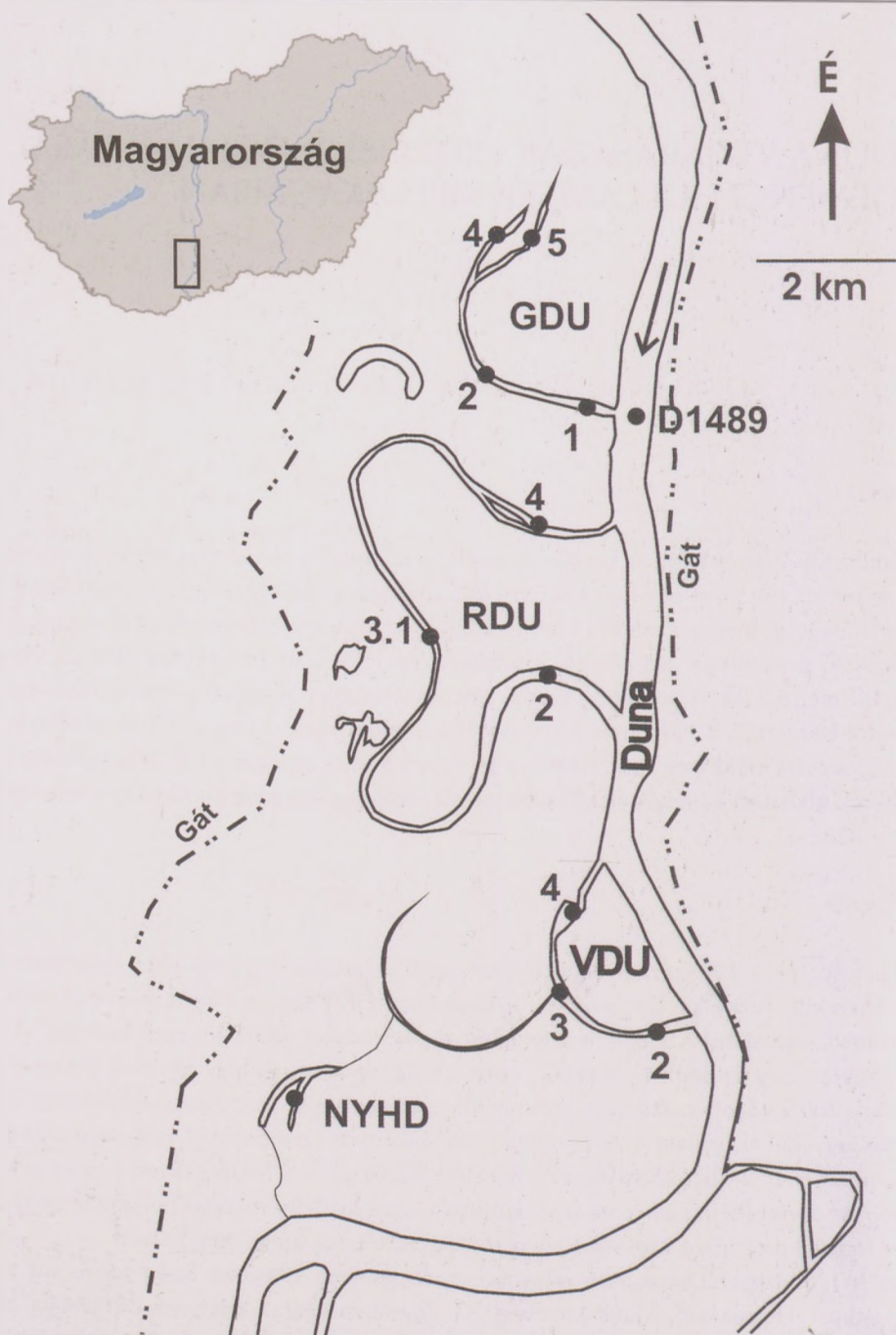
A tanulmány, hidrobiológiai kutatások alapján, az unikális természeti értékű gemenci hullámtér felszíni vizei és a Duna közötti kölcsönhatások ökológiai jelentőségét vizsgálja. A Duna max. 9 m-es vízjátéka következtében, az eltérő mértékben és gyakorisággal, különböző tartóssággal jelentkező árhullámok egyfelől a többé-kevésbé állandó vízborítású mellékágak víztömegét, fizikai, kémiai, biológiai állapotát változtatják meg, másfelől elárasztják a hullámtér közép-vízállás mellett még szárazon fekvő területeit. Ennek hatására élőhelyek sora jelenik meg, vagy tűnik el, amelyet az élőlénytársulások váltakozó alakulása követ. A megállapítások alapvetőek a restaurációs ökológiai beavatkozásokhoz.

Bevezetés

Hazai folyóink a 19. századi nagy folyamszabályozási tevékenység előtt igen kiterjedt árterekkel rendelkeztek, amelyek többek között például az Alföld jelentős részét is magukba foglalták. A kiépített árvédelmi töltésrendszer általában igen keskeny sávot hagyott meg az egykori ártérből, ezért a Tisza, a Duna és más folyóink összesen mintegy 200 levágott szakasza a gáton kívülre, az úgynevezett mentett oldalra került. Természetvédelmi, restaurációs ökológiai, sőt, bizonyos szempontból vízgazdálkodási okok miatt is az utóbbi évtizedekben felértékelődtek azok a folyószakaszok, amelyek mentén az árvízvédelmi gátrendszer folyó felőli, azaz mai elnevezéssel hullámtéri oldalon, a főággal dinamikus kapcsolatban maradó vízterek foglalnak még helyet.

Az MTA Magyar Dunakutató Állomása szervezésében 1996-ban Baján került sor a Nemzetközi Dunakutató Munkaközösség 31. konferenciájára, amelynek fő témája a természetközeli hullámterek és a vízgazdálkodás kapcsolata volt, középpontban a gemenci

¹ scholl.karoly@gmail.com



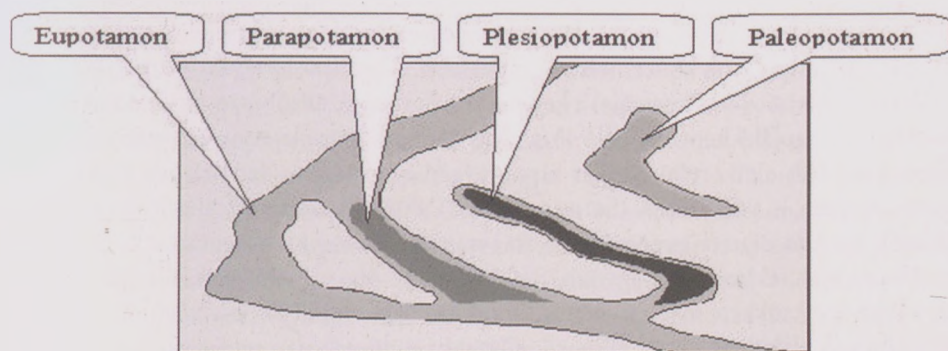
47. ábra. Mintavételi helyek a gemenci hullámtéren (GDU=Grébeci-Holt-Duna, RDU=Rezéti-Holt-Duna, VDU=Vén-Duna, NYHD=Nyéki-Holt-Duna).

és a béda-karapancsai területtel. Ezt követően indult meg a gemenci hullámtéri vízrendszer szervezett és rendszeres hidrobiológiai kutatása (víz- és üledékkémia, anyagforgalom, fito- és zooplankton, makrofiton-társulások, halbiológia, hidrológiai-biológiai kölcsönhatások). Az alábbiakban, közel másfél évtizede folytatott rendszeres vizsgálataink alapján, rövid összefoglalást kívánunk nyújtani az itteni Duna-szakasz és a hullámtéri mellékágrendszer alapvető hidrobiológiai jellemzőiről és dinamikusan változó kölcsönhatásairól.

A Duna és gemenci hullámtere

A Duna, Európa második leghosszabb folyója. Hossza 2860 km, teljes vízgyűjtő területe 817000 km². A folyó magyarországi szakasza 417 km, amely középszakasz jellegű. Biogeográfiai sajátossága a ponto-káspikus faunaelemek jelenléte Dévénytől (Devin) a torkolatig (DUDICH 1967).

A Duna Sió-torkolat és Dráva-torkolat közötti 115 km-es szakaszán a folyó természetes állapota a 19. századi szabályozásig dinamikus egyensúlyban volt, igen széles mértékűen változó kiterjedéssel. Az 1878-ban megindult folyószabályozási kőművek építésével számos kanyarulatot átmetszettek és kiépítették az árvízvédelmi rendszert. A gemenci szakaszon az árvízvédelmi töltés különböző okokból nem közvetlenül a főág mentén épült, hanem a mai gemenci vízrendszer nyugati határán, 6-8 km-re a főágtól (SZIEBERT 2003).



48. ábra. A folyami funkcionális egységek sematikus vázlata (GUTI és KERESZTESSY 1997).

A 18000 hektár (180 km²) kiterjedésű Gemenci Terület ma a Közép-Duna egyetlen jelentősebb, Európa legnagyobb hullámtéri erdeje, unikális természetvédelmi érték (ZINKE 1996). A Duna főágának ezen a szakaszán a közepes vízhozam 2400 m³s⁻¹, a legkisebb vízhozam 618 m³s⁻¹, a legnagyobb pedig 7940 m³s⁻¹, a vízszintingadozás szélső értékei között közel 9 méter különbség van (BULLA 1962). A szabályozást követően

a meder hossza lényegesen megrövidült, a lemetszett szakaszokból mellékágak, holtágak jöttek létre (47. ábra). A mederesés és a folyó áramlási sebessége megnőtt, medereróziót okozva (GUTI 2001). Emiatt a gemenci hullámtéren fokozódó szárazodás figyelhető meg. A restaurációs beavatkozások megtervezéséhez és végrehajtásához a főági vízjárás a hullámtéri hidroökológiai folyamatok kölcsönhatásai feltárandók (BERCZIK és BUZETZKY 2006).

A Duna vízjárása és a hullámtéri vizek létviszonyai

A gemenci hullámtéren négy nagyobb, a korábbi főmederből kialakult víztér található, amelyek az ártéri szukcesszió különböző stádiumában vannak (48. ábra). A hullámtér, így a hullámtéren található vizek vízellátása is kizárólag a Duna főágából származik. A jelentős vízszintingadozás (max. 9 m) miatt a hullámtéri vizek hidrológiai és ökológiai viszonyai, valamint a Duna és a hullámtér között laterális kapcsolat térben és időben is igen változékony (DINKA és mtsai 2006, SCHÖLL és mtsai 2008).

A *parapotamon* típusú stádiumba sorolható a 15 km hosszúságú *Rezéti-Holt-Duna* és az 5 km-es *Vén-Duna* az alacsony főági vízállások kivételével áramló vízzel. A főágból a mellékágakba kerülő víz felmelegszik, áramlási sebessége csökken, ezért lebegőanyag-tartalma kiülepedik. A nagyobb átlátszóság miatt a fénybehatolás mélysége nagyobb, mint a főágban, ami a nagyobb fitoplankton produkcióra ad lehetőséget. Mindez a főágénál nagyobb oxigénkoncentrációban és pH-ban, illetve a főági vízzel bekerülő növényi tápanyagok (foszfát, nitrát) fokozatosan csökkenő koncentrációjában is tükröződik (DINKA 2003). A mellékágakban tovaladó víztest elektromos vezetőképessége a főágénál nagyobb, az oldott ionok koncentrációja magasabb. A zooplankton együttesekben (*Cladocera*, *Copepoda*, *Ostracoda*, *Rotatoria*) a kerekessérgek vannak túlsúlyban, számukra a lassuló áramlás és a táplálékként szolgáló, nagyobb denzitású fitoplankton állomány jelenléte a főágénál jobb életkörülményeket biztosít, ami a magasabb denzitásban és nagyobb taxonszámban is tükröződik (SCHÖLL és KISS 2008). Közepes vízállásnál a lassú, de állandó áramlás okozta gyengébb zavarás miatt a zooplankton együttesek diverzitása ezekben a vizekben a legnagyobb (SCHÖLL 2009). Alacsony főági vízállásnál az áramlás sebessége csökken, esetleg meg is szűnik, a főági vízhez képest jelentős vízkémiai különbségek alakulnak ki. Az állóvízű időszakban időszakosan rétegzettség is kialakulhat. Ilyenkor a zooplankton együttesek denzitása nő, diverzitása viszont csökken, mivel a közösséget néhány domináns taxon uralja. Magasabb vízállás idején a mellékágak vize a főági körülmények válnak jellemzővé (49. ábra).

A *plesiopotamon* jellegű *Grébeci-Holt-Duna* mintegy 7 km hosszúságú. Közepes főági vízállás idején vize nem áramlik, a mellékág csak torkolatán keresztül áll kapcsolatban a főággal. A torkolati küszöb alacsony vízállásnál szárazra kerül. Vízének hőmérséklete, és vezetőképessége a főági viszonyoktól jelentősen eltér, benne gyakran erősebb rétegzettség is kialakul. Ebben az ágba időszakosan, alacsony



49. ábra. A Rezeti-Holt-Duna torkolata (Duna 1485 fkm) magas és alacsony vízállásnál.

borítottsággal szubmerz *makrofiton* állományok alakulhatnak ki. Az áramlás hiánya és a csekély makrofiton borítás miatt vegetációs időszakban jelentős a *fitoplankton* produkciója, ami napközben az igen magas oxigénkoncentrációban és magasabb pH értékekben is kifejeződik (DINKA és BERCZIK 2005). Alacsony és közepes vízállás idején *zooplankton* együtteseire a táplálékbőség (*fitoplankton*) és az áramlás hiánya miatt az igen magas denzitásértékek és az alacsony diverzitás jellemző. Az egyes *zooplankton* csoportok (*Rotatoria* és *Crustacea*) összességében kiegyenlített arányban vannak jelen, azaz magasabb vízállás, esetleg enyhe áramlás esetén a kerekeshérgék, hosszabb állóvízű periódus idején a planktonikus rákok kerülhetnek némi túlsúlyba (SCHÖLL és KISS 2008). Magas főági vízállás idején a mellékág újra áramló vízüvé válik, a főágból az egykori kiágazáson keresztül több kisebb mederben szállítva a vizet. Ilyen időszakban vízének fizikai és kémiai jellemzői kevésbé térnek el a főági mutatóktól.

A *paleopotamon* jellegű a Nyéki-Holt-Duna az ártéri szukcesszió egy következő fokozatát képviseli. Az egykori főági szakasz mára csak a közepesnél magasabb (540 cm) főági vízállás idején kerül közvetlen hidrológiai kapcsolatba a Dunával. Emelkedő főági vízállás idején először alulról, a Címer-fokon át kezd feltöltődni, majd amikor az árhullám felülről a Sárkány-fok zsilipjének küszöbszintjét is átlépi, vize áramlani kezd. Az árhullám levonulását követően az áramlás megszűnik, a főági kapcsolat megszakad, a beáramlott főági víz a holtágban reked. Ilyen időszakban a holtág vízméretét a csapadék, a párologás és az esetleges elszívárgás határozza meg. Fizikai és kémiai jellemzői a főági víztől jelentősen eltérnek, az év jelentős részében attól függetlenül alakulnak. A magas vízállású időszak kivételével vízének vezetőképessége és lebegőanyag-tartalma a főághoz képest alacsonyabb, átlátszósága nagy. Vegetációs időszakban a holtágra jelentős szubmerz és emerz *makrofiton* (nád, keskenylevelű gyékény, tündérrózsa, vízitök, rence) borítottság jellemző. *Zooplankton* együtteseire a *Crustacea*ák dominanciája, ezen belül a hínárosabb vizeket kedvelő *Ostracodák* nagyobb száma a jellemző.

Összefoglalás

Megállapítottuk, hogy a Duna vízjárása alapvetően határozza meg a főág, a mellékágak és a hullámtéri vízterek közötti laterális hidrológiai kapcsolat erősségét, ezzel a lokális hidrológiai viszonyokat és a vízi életközösségek létviszonyait is. A vízszintingadozások menete illetve a hullámtér domborzati változatossága miatt, a főág és a hullámtéri vízterek kapcsolatára nagyfokú időbeli és térbeli változékonyság jellemző. Mindez alapvetően határozza meg a gemenci hullámtér változatos és változékony élőhelyi és faji diverzitását, amely a terület európai szinten is kiemelkedő természetvédelmi jelentőségét adja.

Hosszú távú adatsorokon alapuló ismereteink, a természeti értékek, hidrobiológiai folyamatok feltárásán túl, a már részben megkezdett restaurációs munkálatok, illetve az azokat követő monitoring tevékenység tervezéséhez és kivitelezéséhez is alapul szolgálhatnak.

Köszönetnyilvánítás

A kutatómunkát támogatta: a KvVM/KAC, az NKFP 3B/0014/2002, valamint a DBU AZ-24050 projekt.

Irodalom

- BERCZIK Á. és BUZETZKY GY. 2006: Realistic restoration of the Gemenc region of the Danubian floodplain based on hydroecological priorities. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 29: 1595-1599.
- BULLA B. 1962: *Magyarország természetföldrajza*. Tankönyvkiadó, Budapest, pp. 1-424.
- DINKA M. 2003: Hasonlóságok és eltérések a gemenci Duna-szakasz és a mellékágak vízkémiájában. *Élet a Duna ártéren – természetvédelemről sokszemközt c. tudományos tanácskozás összefoglaló kötete*, DDNP Ig. Pécs, pp. 11-24.
- DINKA M. és BERCZIK Á. 2005: Néhány vízkémiai paraméter különbözősége a gemenci mellékágakban. *Élet a Duna ártéren – ember a természetben c. tudományos tanácskozás összefoglaló kötete*, DDNP Ig. Pécs, pp. 58-67.
- DINKA M., SCHÖLL K., KISS A. 2006: Water level and chemical characteristics related to zooplankton in a side arm of the River Danube. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 29: 1417-1422.
- DUDICH E. 1967: Systematisches Verzeichnis der Tierwelt der Donau, mit einer zusammenfassenden Erläuterung. In: LIEPOLT R. (ed.): *Limnologie der Donau*. Schweizerbartsche Verl., Stuttgart, pp. 4-69.

- GUTI G., KERESZTESSY K. 1997: Effects of long-term hydrological changes on fish communities in the Middle-Danube. *Limnologische Berichte Donau* 1997, 32. Konferenz der IAD, Wien-Österreich, 2: 161-176.
- GUTI G. 2001: Water bodies in the Gemenc floodplain of the Danube, Hungary. (A theoretical basis for their typology). *Opuscula Zoologica* 33: 49-60.
- SZIEBERT J. 2003: Vén-Duna élőhely revitalizációs program II. ütem és monitoringja. - Élet a Duna-ártéren – természetvédelemről sokszemközt c. tud. tanácskozás összefoglaló kötete, Pécs. 50-88.
- SCHÖLL K. és KISS A. 2008: Spatial and temporal distribution patterns of zooplankton (Rotifera, Cladocera, Copepoda) in the water bodies of the Floodplain Gemenc (Duna-Dráva National Park, Hungary). *Opuscula Zoologica* 39: 65-76.
- SCHÖLL K., DINKA M., KISS A., ÁGOSTON-SZABÓ E. 2008: Hydrobiological surveys in specific hydrological situations at the Gemenc floodplain of the Danube (Hungary) In: GUMIERO B., RINALDI M., FOKKENS B. (eds.): *Proceedings of the ECRR Conference, Venice, Italy* pp. 139-148.
- SCHÖLL K. 2009: Diversity of planktonic rotifer assemblies in the water bodies of the floodplain Gemenc (Duna-Dráva National Park, Hungary) *Biologia* 64/5: (in press).
- ZINKE G. A. 1996: Das Projekt europäische Schwester-Nationalparke an der Donau. *Limnologische Berichte Donau* 1996, 31. Konferenz der IAD, Bd 1. Ergänzungsband: 577-584.

ERDŐREZERVÁTUMOK: A TERMÉSZETES ERDŐFEJLŐDÉS MINTATERÜLETEI

MÁZSA KATALIN¹, HORVÁTH FERENC, BÖLÖNI JÁNOS ÉS BALÁZS BORBÁLA²

Kivonat

Az erdőrezervátumok a természetes erdőfejlődés referencia területei, ahol minden emberi tevékenységet, így mindenféle erdőgazdálkodást is beszüntettek. A Vár-hegy Erdőrezervátum 120 évesnél idősebb, nagyrészt cseres-kocsánytalan tölgyeseiben a kutatás egyik iránya az erdőtörténet, a faállomány-szerkezet és a fák korosztályviszonyainak megismerése. A kutatás másik iránya a szén körforgását és a CO₂-megkötés mértékét vizsgálja, az erdőrezervátumot a természetes erdő modelljének tekintve.

Bevezető

Az 1990-es évek elején kijelölt erdőrezervátumok a természetes erdőfejlődés referencia területei, ahol minden emberi tevékenységet, így mindenféle erdőgazdálkodást is beszüntettek annak érdekében, hogy az erdei ökoszisztéma folyamatai zavartalanul érvényesüljenek, és tanulmányozhatóvá váljanak. Hazánkban, hasonlóan az európai országok többségéhez, a XIX–XX. század során a vágásos erdőgazdálkodás elterjedésével a természetes erdők maradványfoltjai csaknem eltűntek, de idősebb, természetszerűnek tekinthető állomány is kevés maradt fent. Erdőrezervátumokat nagyrészt csak a korábban erdőgazdálkodás alatt álló területeken lehetett kijelölni; erdőállományaik átmeneti helyzetben vannak a gazdasági erdőtől a természetesen fejlődő erdő felé (HORVÁTH ÉS BÖRHIDI 2002).

Hazánkban nagyon kevés 120 évesnél idősebb tölgyes vagy tölgyelegyes erdő maradt fenn, ezek egyike a felsőtárkányi Vár-hegy Erdőrezervátum közel 100 hektár kiterjedésű magterülete. Az alábbiakban az itt folytatott főbb kutatási irányokat, azok részeredményeit mutatjuk be.

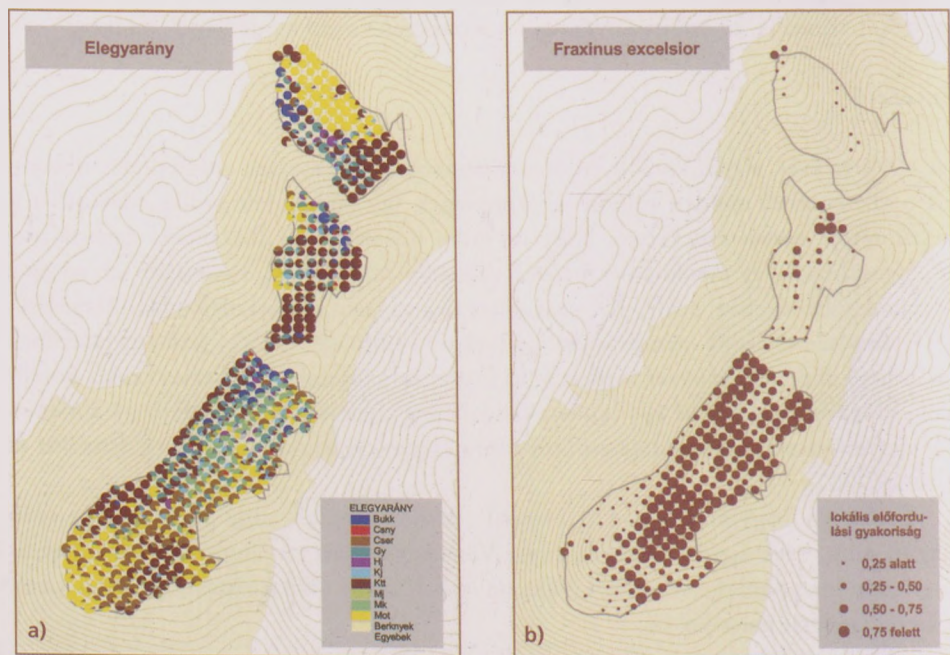
¹ mazsa@botanika.hu

² ELTE TTK Környezettudományi Doktori Iskola

A Vár-hegy Erdőrezervátum felmérése

A Vár-hegy Erdőrezervátum a Bükk délnyugati részén, Egertől kb. 10 km-re helyezkedik el. A Felsőtárkány község fölél magasodó Vár-hegy tető (legmagasabb pontja 669 m) illetve a hegy kb. felső egyharmada az erdőrezervátum területe. Az erdőrezervátumok hosszú távú vizsgálata során standard módszertan szerint 50 x 50 m-es hálózatban rögzített mintavételi pontokban faállomány-szerkezeti, botanikai és talajtani mintavételezés történt, ezek alapján standard adatsorok és térképek készültek. A felmérés során 94 hektáron, 411 mintavételi pontból összesen több mint 30000 adatot gyűjtöttünk a faállomány, az aljnövényzet és a termőhely jellemzésére. A Vár-hegy Erdőrezervátum felmérése az erdőgazdálkodás alól 30 éve kivont magterület alapállapotát jellemzi, valamint összehasonlítási alapot jelent az erdőgazdálkodás alatt álló erdők állapotának és változásainak becsléséhez. A tervek szerint 10-15 évenként megismételt felvételezések a faállomány, az aljnövényzet és a termőhely dinamikájáról nyújtanak a jövőben képet.

Az 50. ábra a fő fajok elegyarányát mutatja az egyes mintavételi pontokban, valamint az aljnövényzetben megjelenő magas kőris újulat (*Fraxinus excelsior*) elterjedési térképét. A magas kőris újulat lokális előfordulása nem egyenletes, a lombkoronaszintben jelenlevő magszóró fákhöz kapcsolható.



50. ábra. A fő fajok elegyaránya az egyes mintavételi pontokban (a) és a magas kőris (*Fraxinus excelsior*) újulat elterjedési térképe (b). Fának tekintettük az 5 cm mellmagassági átmérőt elérő fás szárúakat, az aljnövényzeti szintbe tartozónak az 50 cm-nél alacsonyabb újulatot

A Vár-hegy erdőtörténete és a jelenlegi faállomány korosztály viszonyainak erdőtörténeti összefüggései

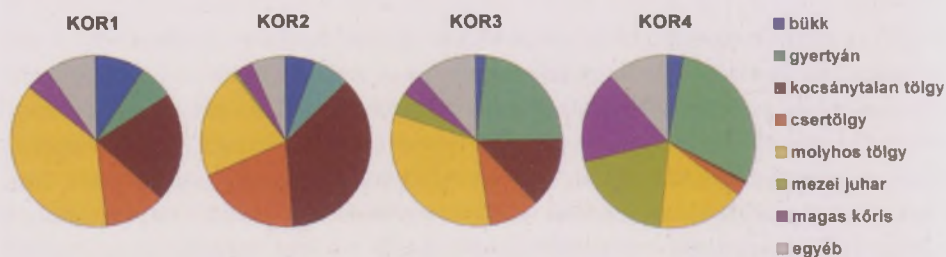
Melyek voltak azok az erdőgazdálkodásból adódó hatások, amelyeknek a mai erdőállomány szerkezet- és korosztályviszonyainak kialakulásában meghatározó szerepe volt? Erre a kérdésre keresve a választ összegyűjtöttük az elmúlt 130 évre vonatkozó erdőtörténeti dokumentumokat, elsősorban az erdőterveket és térképeket. A terv szerinti erdőgazdálkodás az 1880-as években kezdődött ezen a területen, ettől kezdve állnak rendelkezésre részletes források, ugyanakkor a mai 120-130 éves tölgyes is ekkor keletkezett, ezért erre az időszakra tártuk fel a terület erdőtörténetét. A jelenlegi erdőrezervátum területe egy 1261-es birtoklevél szerint az Egri Érseki Uradalom felsőtárkányi erdőbirtokához tartozott, a II. világháború végéig. Az erdőterületet ekkor államosították. A mai erdőképére is hatással bíró fontosabb események négy korszakra tagolhatók: 1) az üzemtervezést (1880-as éveket) megelőző, az érseki uradalom önelátását szolgáló gazdálkodási időszak, 2) az első üzemterv (1887) tölgyes felújításai, a mai lombkoronaszintet alkotó állomány keletkezése, 3) a II. világháború körüli évek szabálytalan fakivágásai, majd a terület állami tulajdonba kerülése, 4) az 1970–80-as években a tölgypusztulás, később a terület védetté és erdőrezervátummá nyilvánítása óta az erdő beavatkozástól mentes fejlődése.

A 2004/2005-ben elkészült faállomány-szerkezeti felmérés eredményéből (HORVÁTH és mtsai 2007) a mintába eső faegyedek fafaja, mellmagassági átmérője, szociális helyzete (a fa magassága alapján lehet pl. uralkodó vagy alászorult), valamint a mintaterület fájának átlagos magassága alapján a felmért faegyedeket korcsoportokba soroltuk. A történeti adatokkal összefüggésben 4 korcsoportot lehetett elkülöníteni: az üzemterv szerinti gazdálkodás előttről maradt magászóró hagyásfák (becsült kora több mint 160 év); az állományalkotó 100-130 éves tölgyek korcsoportja; a 20. század közepén végzett kisebb kiterjedésű vágások után, spontán úton vagy pótlások révén létrejött korosztály (50-70 éves); és a természetes regenerációval keletkezett fiatalosok 20-40 éves korcsoportjait (MÁZSA és mtsai 2009, az erdőtörténet részletes bibliográfiáját ld. ott).

A fafaj-összetétel változásának vizsgálata, a tölgypusztulás utáni természetes regeneráció

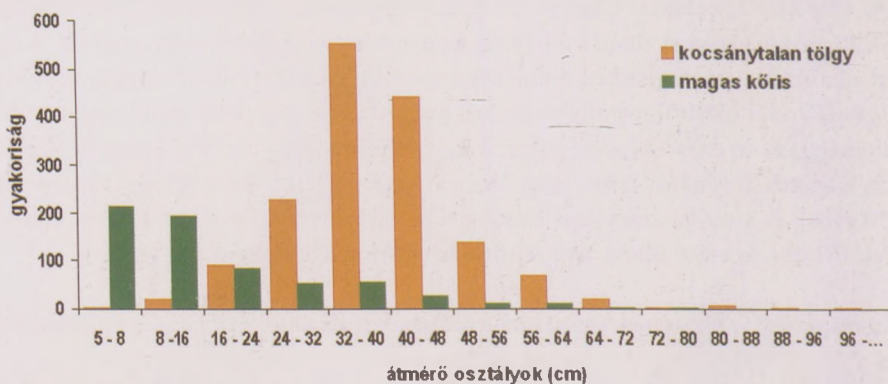
Változik-e az erdőalkotó fák egyes generációi között a fafaj-összetétel? Biztosítja-e a természetes regeneráció a mai erdőállomány változatlan fennmaradását? Az erdőállomány különböző korcsoportjainak fafaj-összetételét, amelyek egyúttal különböző mérettarományt is képviselnek, a faállomány-szerkezeti felmérés (2004/2005) alapján hasonlítottuk össze (51. ábra). Megállapítható volt, hogy a mai lombkoronaszintet alkotó állományt (KOR2) és az idős hagyásfák korosztályát (KOR1) nagyrészt a kocsánytalan tölgy, molyhos tölgy és a csertölgy alkotja. Az erdőképben az idős tölgy állomány felnyílása, lékesedése figyelhető meg (MÁZSA és mtsai 2008). Az 50-70 éves korosztályban (KOR3) már csökken a tölgyek aránya és a gyertyán, a magas kőris és a mezei juhar

aránya az idősebb korosztályokhoz képest magasabb, sőt a fiatal korosztályban (KOR4) ezek a fajok válnak uralkodóvá.



51. ábra. A fajaj-összetétel aránya az egyes korosztályokban (%)

A változás különösen kiemelkedő a kocsánytalan tölgy esetében. A kocsánytalan tölgy átmérő eloszlása az egy korosztályú – a vágásos erdőgazdálkodás hatására kialakult – faállomány képét mutatja: a faegyedek nagy része mellmagassági átmérőjét tekintve egy viszonylag szűk mérettartományba esik (52. ábra). Annak ellenére, hogy az erdőállomány mintegy 30 éve beavatkozás-mentesen fejlődik, a kocsánytalan tölgy csak kis mértékben jelenik meg az újulatanban és még kisebb arányban képes a cserjeszintbe belenőni. Ugyanakkor a tölgyek pusztulásával keletkező lékeket spontán regenerációval főként a magas kőris, mezei juhar, gyertyán fiatal generációi töltik be. Hasonló fajaj átrendeződést mutattak ki a Síkfőkút Projekt hosszútávú cseres-tölgyes vizsgálata során is (KOTROCZÓ és mtsai 2007).



52. ábra. A kocsánytalan tölgy és a magas kőris átmérőeloszlása

Biomassza becslési módszerek adaptációja természetes erdőre

A természetszerű erdőszerkezettel és folyamatokkal jellemezhető erdők anyagforgalmát bonyolultabb szerkezetük miatt nehezebb becsülni, mint az egy korosztályú, kevés fajából álló gazdasági erdőkét. A természetes vagy hosszabb ideje emberi beavatkozás-tól mentes erdőállományok CO_2 -megkötésben betöltött szerepe azonban jelentősebb

(LUISSAERT és mtsai 2008). Mivel többnyire gazdasági erdőre állnak rendelkezésre mérési adatok és becslési módszerek, a munka célja ezen eljárások természetszerű erdőre – modellként a magyarországi erdőrezervátumokra – történő adaptációja és az alkalmazhatóság korlátainak meghatározása.

A Vár-hegy Erdőrezervátum magterületén az erdőtörténeti adatok és 2004/2005-ös faállomány-szerkezeti felmérés alapján a területet 28, homogénnek tekinthető állományrészre osztottuk. Ezen részterületekre kiszámoltuk az élő és holt biomasszában, illetve a talajban tárolt szén mennyiségét és ennek időbeli változását az elmúlt 130 évre. A számításokat a CO2FIX 3.1 modellel (SCHELHAAS és mtsai 2004) végeztük, bemenő adatként a hazai erdészeti fatermési táblákat és a modell alapbeállításait használva. A faállomány-szerkezeti felmérésünk alapján megállapított azonos fajfajú és korosztályú faegyedek egy-egy fajfaj-sort képeztek, ezekre számol a modell szénmegkötés-értékeket. Az adott erdőterületen tárolt szénmennyiség ezek összegéből adódik.

Számítási módszerünk pontosságát mintafák kivágását igénylő biomassza- és széntartalom-mérésekkel nem tudjuk ellenőrizni, mivel az erdőrezervátumok magterületén nincsen megengedve ilyen mértékű emberi beavatkozás. A modell-számításaink mellé további két módszerrel becslöttük a részterületek uralkodó fajfajainak (kocsánytalan, molyhos és csertölg, bükk) földfeletti biomasszájának szárazanyag-tartalmát (FB). 1. Adott korcsoportra jellemző átlagos méretű faegyed (átlagfa) FB-ját számítottuk a felmért mellmagassági átmérőből és állománymagasságból allometrikus egyenletek segítségével (ZIANIS és mtsai 2005), melyet a részterületekre felszoroztunk a felmérésünk alapján meghatározott hektáronkénti tőszámmal. 2. Hazai erdészeti gyakorlatban használt fatömeg számítási függvények (SOPP és KOLOZS, 2000) alapján kiszámítva a faállomány vastagfa tömegét, IPCC (2006) szerinti biomassza átszámító tényezők segítségével kaptuk eredményül a földfeletti biomassza szárazanyag-tartalmát.

A gazdasági erdőre kifejlesztett számítási módok és országos paraméterek alkalmasak voltak a természetszerű



53. ábra. A három földfeletti biomassza számítási módszer átlagából képzett értékek a Vár-hegy Erdőrezervátum magterületének 28 részterületére

erdőállomány földfeletti biomasszájának becslésére is, amennyiben a domináns fafajok méretcsoportjait külön-külön vesszük figyelembe. A Vár-hegy erdőállománya csak az elmúlt néhány évtized során fejlődött természetesen, így a biomassza – és ezzel együtt az ebben tárolt szén – mennyisége még hasonló a gazdasági erdőkéhez. Az erdőrezervátum ezért jó referenciát jelent arra, hogy biomassza felhalmozódás és széntárolás szempontjából is nyomon követhessük a gazdasági erdők természetesebb erdők felé mutató átmenetét.

Köszönetnyilvánítás

Az Erdőrezervátum Programot a környezetvédelmi tárca támogatja.

Irodalom

- HORVÁTH F., BORHIDI A. (szerk.) 2002: *A hazai erdőrezervátum-kutatás célja, stratégiája és módszerei*. TermészetBúvár Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 2-287.
- HORVÁTH F., GERGELY Z., MÁZSA K., JELITAI E., BIDLÓ A., KOVÁCS G., BÖLÖNI J., MÁNYOKI G., ÓDOR P. 2007: A faállomány-szerkezet mintavételi pont körül való felmérésének az Erdőrezervátum Programban ajánlott módszere (MVP FAASZ). Kézirat. MTA ÖBKI, 19. pp.
- IPCC 2006: 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. EGGLESTON H. S., BUENDIA L., MIWA K., NGARA T., TANABE K. (eds). Published: IGES, Japan, Volume 4, Chapter 4.
- KOTROCZÓ ZS., KRAKOMPERGER ZS., KONCZ G., PAPP M., BOWDEN R. D., TÓTH, J. A. 2007: A síkfőközi cseres-tölgyes fafaj-összetételének és struktúrájának hosszú távú változása. *Természetvédelmi Közlemények* 13: 93-100.
- LUYSSAERT S., SCHULZE E. D., BÖRNER A., KNOHT A., HESSENMÖLLER D., LAW B. E., CIAIS P., GRACE J. 2008: Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature* 455: 213-215.
- MÁZSA K., BALÁZS B., HORVÁTH F., BÖLÖNI J., ASZALÓS R. 2008: Transition of a managed forest towards a natural one – forest history and stand survey study in an oak forest reserve. Extended abstract- 6th European Conference on Ecological Restoration Ghent, Belgium, 8-12/09/2008 pp. 1-4. CD-ROM
- MÁZSA K., HORVÁTH F., BALÁZS B., BÖLÖNI J., ASZALÓS R. 2009: A felsőtárkányi Vár-hegy Erdőrezervátum faállományának korosztály viszonyai erdőtörténeti összefüggésben. *Természetvédelmi Közlemények*, 15: (in press).
- SCHELHAAS M. J., van ESCH P. W., GROEN T. A., de JONG B. H. J., KANNINEN M., LISKI J., MASERA O., MOHREN G. M. J., NABUURS G. J., PALOSUO T., PEDRONI L., VALLEJO A., VILÉN T. 2004: CO2FIX V 3.1 – A modelling framework for quantifying carbon sequestration in forest ecosystems. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1068.
- SOPP L., KOLOZS L. (szerk.) 2000: *Fatömegszámítási táblázatok*. Állami Erdészeti Szolgálat, Budapest
- ZIANIS D., MUUKKONEN P., MÄKIPÄÄ R., MENCUCCINI M. 2005: Biomass and stem volume equations for tree species in Europe. *Silva Fennica Monographs* 4. 63. pp.

TÁJÖKOLÓGIAI-TÁJHASZNÁLATI INFORMÁCIÓS ÉS SZAKÉRTŐI RENDSZER

HORVÁTH ANDRÁS¹, LELLEI-KOVÁCS ESZTER ÉS KRÖEL-DULAY GYÖRGY

Kivonat

Az információs és szakértő rendszer célja, hogy tájékoztatást nyújtson egy tájhasználati döntés ökológiai kockázatáról. Az internetes szolgáltató rendszer információs alrendszere tartalmazza az összesen 28 db 5x5 km-es mintavételi területre vonatkozó digitális adattartalmak meta-adatait. A másik alrendszer maga a szakértői rendszer, amely adott parcella esetében a tervezett használati mód tájökölógiai és természetvédelmi kockázát értékeli a parcella (szántó, rét, legelő vagy erdő) attribútumainak (pl. elhelyezkedés, jelenlegi használat és növényzet, táji környezet) ismeretében. Az értékelés megadja, hogy tájökölógiai és természetvédelmi szempontból egy adott használati mód előnyös vagy kockázatos, ezáltal a rendszer segítséget ad a felhasználónak (pl. a gazdálkodónak) a jövőbeni tájhasználat megtervezésében.

Bevezető

A nem megfelelő tájhasználat napjainkig a biodiverzitást leginkább fenyegető tényező. Az Alföld hazánk legintenzívebben művelésbe vont területe, ahol azonban a mai napig találhatóak kiemelkedő természeti értékek. Ugyancsak ez az a régió, ahol a legnagyobb mértékű tájhasználat-változások zajlanak jelenleg is, és várhatóan a közeljövőben is. A 2008 novemberében zárult projektünk (TÖRÖK és mtsai 2008) célja volt, hogy regionális és lokális vizsgálatokon keresztül meghatározzuk, hogyan befolyásolja a tájhasználat módja és intenzitása a biodiverzitást az alföldi régióban, és hogy kutatásaink eredményeit széles körben és modern kommunikációs eszközökkel közkinccsé tegyük. A kutatás fő terméke két internetes szolgáltató rendszer: (a) az országos léptékű tájökölógia tudásbázist tartalmazó *tájökölógiai alegység* (MÉTA: <http://www.novenyzetiterkep.hu>) és az ehhez kapcsolódó talajtani tudásbázist tartalmazó talajMÉTA alegység (<http://ilzer.rissac.hu/mtataki/index.html>), valamint (b) a tájhasználatváltások ökológiai kockázatait elemző

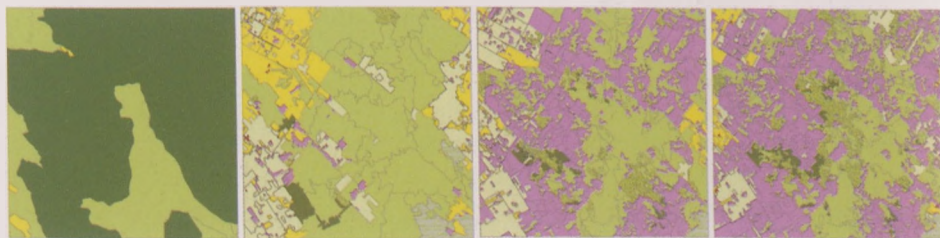
¹ | ahorvath@botanika.hu

szakértői rendszert tartalmazó *tájhasználati alegység* (<http://www.tajhasznalat.hu>). Utóbbi a Tájökológiai-Tájhasználati Információs és Szakértői Rendszer, amelynek további két alegysége van: (1) az összesen 28 db 5x5 km-es mintaterület *hátteradatbázisa*, valamint (2) az interaktív *szakértői rendszer*.

A mintaterületek hátteradatbázisa

A Duna–Tisza közti homokhátságban 16, a Mezőföld területén 8, a Tisza mentén pedig 4 mintaterületet (ún. *tájablakot*) választottunk ki. A kiválasztás során fő szempont volt, hogy a mintaterületek régióként egy természetességi gradiens mentén helyezkedjenek el, összességében pedig reprezentatívak legyenek az adott régióra. Az 5x5 km-es mintaterületek területére az elemzések, vizsgálatok alapjául szolgáló térinformatikai háttéradatbázis készült. Háttéradatként megtalálhatók benne recens és archív légifotók, katonai térképek, domborzatmodellek, űrfelvételek, erdészeti üzemtervi térképek, talajtani térképek, a CORINE felszínborítási térképek.

Az adatbázis tartalmazza a tájablakok 2005-ös, 1980-as és 1950-es légifotóinak, illetve az első és a második katonai felméréseknek az élőhelyi interpretációit (54. ábra). A terepi adatgyűjtések közül kiemelkedik egy egységes vegetációs adatgyűjtés, amelynek keretében az egyes élőhelyek növényzetének jellemzésére az 5x5 km-es mintanégyzetekben összesen 745 darab 400 m²-es felvétel készült a növényfajok előfordulásáról és borításáról, ebből 261 felvétel a természetes vegetáció különböző típusait, 260 az erdészeti ültetvényeket, 224 az aktív és felhagyott mezőgazdasági területeket reprezentálja. A digitális adattartalmak *meta-adatait* tartalmazza a Tájökológiai-Tájhasználati Információs és Szakértői Rendszer első alrendszere. A nem térképi adatok meta-adatait adatbázisba rendeztük, melyből az internetes felületen át különféle szempontok szerinti kereséseket lehet végrehajtani.



54. ábra. Példa egy 5x5 km-es mintaterület interpretált élőhelytérképeire (1860, 1950, 1986, 2005). A két utóbbi dátum között növekedett a faültetvények területe (rózsaszín), és csökkent a gyepeké (világoszöld).

Tájökológiai-Tájhasználati Szakértői Rendszer

A Tájökológiai-Tájhasználati Szakértői Rendszer az első olyan hazai szakértői rendszer, amely:

- a különféle tájhasználati módok ökológiai kockázatáról ad véleményt,
- a kockázatbecslést egy adott mező- vagy erdőgazdasági parcellára adja meg,

- magába foglalja számos ökológiai kutatás eredményeit, de véleménye egyszerűen értelmezhető,
- használata elősegíti a természetbarát, fenntartható tájhasználati módok kiválasztását, azok elterjedését.

A szakértői rendszer *kockázatelemző*, vagyis egy adott mező- vagy erdőgazdasági parcella tulajdonságainak ismeretében a tervezett használati mód tájökölógiai és természetvédelmi kockázatát értékeli (55. ábra). A különféle használati módok kockázatainak összehasonlításával nyílik lehetőség arra, hogy a tájökölógiai szempontból legkisebb kockázattal járó művelési módot megtaláljuk (HORVÁTH és KOVÁCS 2008).

NYITÓOLDAL

Gazdálkodóknak

TANÁCSADÓ

Kutatóknak

MÉRÉSEK
METAADATAI

TÉRKÉPEK
METAADATAI

Információk
Kapcsolat

Szakértői rendszer

NYITÓOLDAL

Gazdálkodóknak

TANÁCSADÓ

Kutatóknak

MÉRÉSEK
METAADATAI

TÉRKÉPEK
METAADATAI

Parcella elhelyezkedése

Melyik település közigazgatási határához tartozik a parcella? Zombó

Melyik növényzeti kistájon foglal helyet a parcella? Duna-Tisza-közi löszös homokok

Mekkora a parcella mérete? 1-10 hektár közötti

Természetvédelmi oltalom alatt áll a parcella (NP, TK, TT, NÖH)? nem

Magas Természeti Értékű Területen (Natura 2000, ÉTT) helyezkedik el a parcella? nem

A parcella jelenlegi használata és növényzete

Jelenleg mi a parcella művelési módja? szántó

Mióta szántó a parcella? 100 évnél régebb óta

Mi a szántó használati módja jelenleg? extenzív (integrált) növénytermesztéssel

Mi (volt) a legutóbbi termés? egyéb

A parcella tervezett használata

Mi a parcella tervezett művelési ága? erdő(erdészeti ültetvény)

Melyik faj az állományalkotó? akác

A parcella termőhelyi adottságai

Mi a parcella jellemző talajtípusa? fűtőhomok

Mi jellemző a parcella vízellátottságára? az év nagy részében teljesen kiszáradó

Milyen földfelszínen van a parcella? sík vagy hullámos felszínen

A parcella táji környezete és özönnövények általi fertőzöttsége

Milyen arányban van a parcella környezetében gyepterület? közvetlen szomszédságának kis része gyepterület

Milyen arányban van a parcella környezetében erdő? közvetlen szomszédságában nincs, de 1 km-en belül van erdő

Milyen mértékben borított özönnövényekkel a parcella? kis mértékben

Milyen mértékben vannak jelen özönnövények a parcella 1 km-es körzetében? jelentős mértékben

Vélemény

A tervezett használat tájökölógiai szempontból kockázatos.

55. ábra. Egy példa a szakértői rendszer honlapjáról, a rendszer által adott véleménnyel, mely jelen esetben negatív (piros jelzés).

Egy adott művelési módot általánosságban akkor ítélnék kockázatosnak, ha a természeti rendszerek stabilitását csökkentik, sérülékenységet növelik, az életközösségek leromlásához vezetnek. Mivel helyszínről helyszínre változhat egy adott művelés kockázata (pl. attól függően, hogy milyen más művelési módok terjedtek el, vagy milyen az adott parcella ökológiai állapota), ezért a tájökölógiai kockázat kiértékeléséhez több tulajdonság kiértékelésére is szükség van, melyek részben a művelési módot, részben magát a parcellát, részben annak környezetét jellemzik (vö. HORVÁTH és mtsai 2008).

Ssz.	Tematikus mező elnevezése	Param. kódja	Paraméter elnevezése	Kérdés kódja	Melyik kérdés függ tőle	Melyik kérdéstől függ
1.	A parcella elhelyezkedése	PZ	közigazgatási határ	QZ	QE	–
		PE	növényzeti tájegység	QE	–	QZ
		PM	parcella mérete	QM	–	–
		PB	természetvédelmi oltalom	QB	–	–
		PR	MTÉT besorolás	QR	–	–
2.	A parcella jelenlegi használata és növényzete	PJ	jelenlegi művelés	QJ	QH, QD, QN	–
		PH	jelenlegi művelés kora	QH	–	QJ
		PD	jelenlegi használati mód	QD	–	QJ
		PN	jelenlegi növényzet	QN	–	QJ
3.	A parcella tervezett használata	PT	tervezett művelés	QT	QS	–
		PS	tervezett használati mód	QS	–	QT
4.	A parcella termőhelyi adottságai	PA	talajtípus	QA	–	–
		PV	vízellátottság	QV	–	–
		PF	földfelszín	QF	–	–
5.	A parcella táji környezete és özönnövények általi fertőzőitése	PK	szomszédos gye	QK	–	–
		PY	szomszédos erdő	QY	–	–
		PP	parcella fertőzőitése	QP	–	–
		PO	környék fertőzőitése	QO	–	–

56. ábra. A szakértői rendszer által figyelembe vett paraméterek.

A művelési módra, a parcellának és környékének tulajdonságaira kérdések vonatkoznak, amelyekre a felhasználónak válaszolnia kell. A felhasználó a különböző paraméterek felkínált értékei közül a megfelelőek kiválasztásával jellemzi az értékelni kívánt parcellát és művelési módot. Az egyes kérdések öt kérdéscsoportba vannak sorolva (56. ábra). Ha a legördülő listákból minden kérdésre adtunk választ, akkor a lap legalsó keletében azonnal megjelenik a szakértői rendszer véleménye. Ha ezek után egy kérdésre adott választ megváltoztatunk, akkor a rendszer azonnal elvégzi az újraértékelést, ami járhat új véleménnyel, de megmaradhat az előző is.

A szakértői rendszer „motorja” egy ún. szakértői táblázat. Ebben az eddig felhalmozott ökológiai tudást felhasználva számszerűsítettük az egyes művelési módok, parcellatípusok és egyéb paraméterek (és ezek számtalan kombinációjának) tájökölógiai kockázatait. A szakértői táblázat az egyes bemenő paraméterek adott értékeire tartalmaz egy-egy kimenetet, vagyis egy *szakértői véleményt*. A végeredmény egy, a felhasználó által megadott válaszok alapján számolt *kockázati szint* lesz. A véleményt minden esetben egy-egy mondat, illetve a honlapon egy szín képviseli (57. ábra).

Kódszám	Szín	Vélemény szövege
5	zöld	a tervezett használat tájökölógiai szempontból várhatóan előnyös
4	sárga	a tervezett használat tájökölógiai szempontból lehet előnyös, de ennek eldöntése további (elsősorban helyszíni) vizsgálatokat igényel
3	piros	a tervezett használat tájökölógiai szempontból kockázatos
2	fekete	a tervezett használat tájökölógiai szempontból mindenképpen kerülendő
1	fehér	a tervezett használatot a rendelkezésre álló adatok alapján a szakértői rendszer nem képes megítélni
0	szürke	a tervezett használat-váltásra és beállított paramétereire a szakértői rendszer nincs felkészítve

57. ábra. A szakértői rendszer lehetséges válaszai.

A szakértői rendszer leendő felhasználói lehetnek:

- helyi vagy regionális területfejlesztéssel foglalkozó szakemberek,
- agrár-környezetgazdálkodásban érintett tanácsadók, falugazdászok, egyéni gazdálkodók,
- természetvédelmi célú fejlesztések tervezői,
- oktatási intézmények hallgatói,
- mindazok, akiket érdekelnek a tájhasználatváltás ökológiai kockázatai.

Irodalom

- HORVÁTH A., KOVÁCS E. 2008: Expert system for land use in the Alföld region. Poszter, „European contribution to GEO BON” Biostrat workshop, Cegléd.
- HORVÁTH A., SZEMÁN L., BARTHA S., VIRÁGH K., BÖLÖNI J., FÜLÖP Gy., RÉV Sz. 2008: A természetbarát viaszagyepesítés technológiai lehetőségei. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 6: 19-27.
- TÖRÖK K. és munkatársai (2008): Zárójelentés a „Természetes és mesterséges ökoszisztémák kölcsönhatásai: a biodiverzitás, az ökoszisztéma funkciók és a tájhasználat értékelése az Alföldre” c. NKFP6/013/2005 számú projektről. Kézirat, MTA ÖBKI, Vácrátót.

MEGVÉDHEŐ-E AZ ÉLŐVILÁG A KÖZLEKEDÉSI HÁLÓZATOK (UTAK, VASUTAK, CSATORNÁK) FRAGMENTÁCIÓS HATÁSÁTÓL?

PUKY MIKLÓS¹

Kivonat

Az élőhely feldarabolódás egyik legfontosabb előidézői a közlekedési hálózatok. A rajtuk való átjutással kapcsolatos természetvédelmi problémák csökkentését különböző megoldások segíthetik, amilyen a kiemelten fontos élőhelyek elkerülése, állatok átkelésére alkalmas műszaki megoldások létesítése és újonnan létesített élőhelyek kialakítása. A megépített műszaki megoldások kb. 50%-a nem működik megfelelően Magyarországon, ami súlyosan veszélyezteti a célpopulációk túlélését. Ennek a gyakorlatnak a mielőbbi felmérése és a hibák kijavítása nélkül nem remélhető, hogy Magyarország élővilága hatékonyan megvédhető a közlekedési hálózatok (utak, vasutak, csatornák) egyre erősödő, élőhelyeket feldaraboló hatásától.

Bevezetés

Az élőhely feldarabolódás (habitat fragmentáció) az a jelenség, amikor egy korábbi, nagyobb kiterjedésű vagy folytonos élőhely helyén kisebb és összterületükre nézve csökkent méretű élőhelyfoltok keletkeznek (WILCOVE és mtsai 1986). A kialakuló élőhelyfoltokat a korábbi élőhely sajátosságaitól eltérő környezeti mátrix veszi körül, amelyben lehetnek például közutak, vízfelületek vagy mezőgazdasági művelés alatt álló területek. Az élőhelyfoltok között a migráció egyes fajok számára lehetséges, mások számára viszont nem, vagy csak korlátozott mértékben. Ez a helyzet kétféle módon is hatással van az egyes populációkra. Egyrészt az élőhely teljes méretének csökkenésén keresztül, ami alapvetően meghatározza a populációk méretét és azok kihalási valószínűségét, másrészt a megmaradó élőhelyek elhelyezkedése és kapcsolatrendszere is jelentős mértékben kihat a migrációs/diszperziós aktivitásra (elsősorban a bevándorlásra és ezáltal az újrabenépesülés lehetőségére). Ennek megfelelően a

¹ h7949puk@ella.hu

közelben lévő hasonló élőhelyfoltok benépesültsége döntő tényező a fragmentációs folyamatokban.

A közlekedési hálózatok fragmentációs szerepe

Általánosan elfogadott, hogy a tájak térbeli heterogenitása az egyik olyan tényező, amely meghatározza az állatpopulációk és -közösségek szerkezetét és működését. A homogén tájak azonos életfeltételeket teremtenek, amit a gyakorlatban akadályok, barrierek (pl. úthálózat, vasútvonalak, csatornák) darabolnak fel. Az így kialakuló heterogén tájak különböző méretű, alakú és minőségű foltokból állnak. Ennek megfelelően várható, hogy a heterogén tájak különböző foltjait és azok egyes részeit különböző populációk népesítik be, hiszen az elsődleges homogén környezet kis darabokra való felosztása és az élőhelyfoltok diverzitásának és mozaikos karakterének növekedése számos faj esetében a folytonos eloszlás megszűnéséhez vezet. Egy nagy populációval szemben a kisebb alpopulációk elterjedését döntően a számukra megfelelő élőhelyfoltok megléte, illetve hiánya szabályozza.

A közlekedési hálózatok szerepét elsősorban a gerincesekre kifejtett hatásokon keresztül ismerjük, amelyek a genetikailag kimutatható következményektől a viselkedésváltozásokon keresztül (ezen belül elkerülés és ennek ellenkezője egyaránt előfordul) a kihalásig terjednek. A lineáris infrastruktúra elemek élőhely megszüntető szerepe nyilvánvaló, csakúgy mint a forrás szerep, hiszen a közúthálózatok esetében például jelentős mennyiségű szennyezőanyag terheli az útpálya közelében elhelyezkedő élőhelyeket. Barrier szerepüket elsősorban a szélességük és a rajtuk zajló forgalom sűrűsége, csatornáknál az esetleges áramlás határozza meg. Fontos szempont az is, hogy a kialakuló hatás mennyire szelektív, hiszen például a kisemlősök mozgásában szűrő szerepet is betölthetnek a közutak (BAKOWSKI és KOZAKIEWICZ 1988). Ugyancsak előfordul, hogy a közlekedési hálózatok folyosó szerepet töltenek be egyes (akár védett) fajok terjedésében, végül – kisebb mértékben – arra is találunk példát, hogy egyes fajok bizonyos területeken, elsősorban az intenzív mezőgazdasági műveléssel jellemezhető tájakon csak a közlekedési hálózatok mentén fordulnak elő.

Közlekedési hálózatok élővilágra kifejtett hatását ellensúlyozó természetvédelmi beavatkozások

A közlekedési hálózatok kialakításánál az elkerülés, hatáscsökkentés vagy kompenzálás alapján szükséges az élővilágra kifejtett hatások lehető legkisebbre való csökkentése. Elkerülésre, azaz például a tervezett vasúti nyomvonal megváltoztatására kiemelkedő természeti értékek esetén van reális lehetőség. A leggyakoribb megoldás a második, amikor műszaki beavatkozás létesül az élőhely feldarabolódás hatásának ellensúlyozására, végül arra is van példa, hogy az eltűnt élőhelyet máshol kialakított hasonló élőhellyel



58. ábra. Kompenzációs tó az M7-es autópálya nagykanizsai szakaszán (Fotó: dr. Puky Miklós)



59. ábra. Varangyalagúton átkelő barna varangy (*Bufo bufo*) hímek Parassapusztánál. A 2009. márciusi karbantartás a rendszer egyes részeit alkalmassá tette az átkelésre (Fotó: Mechura Tímea)



60. ábra. Nagy lyukbőségű kételtű terelő az M3-as mentén. A fiatal állatok átjutnak a kerítésen és az úton elpusztulnak (Fotó: dr. Puky Miklós)

próbálják kiváltani. Ilyen kompenzációs tavakat Magyarországon például az M7-es autópálya Nagykanizsa és az országhatár közötti szakaszán láthatunk (58. ábra).

A műszaki megoldásoknak számos típusa ismert, amelyek különböző állatfajok vagy csoportok részére készültek. Civil szervezetek és állami szervek egyaránt létesítenek például terelőkerítéseket az egyes területeken nagy tömegben vándorló kételtűek gázolásának elkerülésére, ami jelentős emberi ráfordítást, állandó felügyeletet igényel, de a vonulási időszakban fontos beavatkozást jelent. A következő lépés, ha az állatok emberi segítség nélkül is biztonságosan átkelhetnek a közlekedési hálózatokon (59. kép). Erre a legegyszerűbb példát kisméretű alagutak szolgáltatják, amelyek akár meglévő – eredetileg vízávezetési céllal kialakított – áteresz felhasználásával is hatékonyan kialakíthatóak (YANES és mtsai 1995). A másik véglet a nagyméretű faunahíd, ami több állatcsoport átkelésére alkalmas, rajta víztesteket, mesterséges búvóhelyeket, esetenként csőátereszt is létesítenek, hogy a kételtűektől a borzиг és a nagyvadakig minél több állatfaj átkeljen.

A természetvédelmi célú műszaki megoldások jelentős része – a világ más részein tapasztaltakhoz hasonlóan – Magyarországon sem működik megfelelően, ami akár a létesítmények 50%-át is érintheti (PUKY és VOGEL 2004). A tervezés során kialakított hibás elképzelések, kivitelezési pontatlanság és a karbantartás hiánya egyaránt

előidézői lehetnek a sikertelenségnek. A hiányzó, szakadozott vagy nem megfelelő lyukbősségű kerítések, az omladozó vagy a célfajok számára nem átjárható műszaki megoldások gyakran még az adott élőhelyen kiemelten kezelt fajok átjutását sem teszik lehetővé az út egyik oldaláról a másikra (60. kép). Mivel az a nagyméretű beavatkozás, amit a közlekedési hálózatok létesítése és üzemelése jelent, teljes mértékben elméletileg sem ellensúlyozható, ezért kulcskérdés ennek a gyakorlatnak a mielőbbi felmérése és a problémák hatékony kijavítása. Ennek elvégzése nélkül a jelenleg meglévő széles körű támogatás ellenére sem remélhető, hogy Magyarország élővilága hatékonyan megvédhető a közlekedési hálózatok (utak, vasutak, csatornák) egyre erősödő, élőhelyeket feldaraboló hatásától.

Irodalom

- BAKOWSKI C., KOZAKIEWICZ M. 1988: The effect of forest road on bank vole and yellow-necked mouse populations. *Acta Theriologica* 33: 345-353.
- PUKY M., VOGEL Zs. 2004: Amphibian mitigation measures on Hungarian roads: design, efficiency, problems and possible improvement, need for a co-ordinated European environmental education strategy. Proceedings of the IENE Conference on Habitat fragmentation due to transportation infrastructure. 13-15 November, 2003, Brussels. Infra Eco Network Europe, Brussels. CR-ROM. 1-13.
- WILCOVE D. S., McLELLAN C. H., DOBSON A. P. 1986: Habitat fragmentation in the temperate zone. In: SOULÉ M. E. (ed.): *Conservation Biology. The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, pp. 237-256.
- YANES M., VELASCO J. M., SUÁREZ F. 1995: Permeability of roads and railways to vertebrates: the importance of culverts. *Biological Conservation* 71: 217-222.

A NYIRKAI-HANY ÉS KELETI MÓR-RÉTEK (FERTŐ-HANSÁG NEMZETI PARK) RESTAURÁCIÓS FOLYAMATÁNAK HIDROBIOLÓGIAI VIZSGÁLATA

DINKA MÁRIA¹, SCHÖLL KÁROLY, KISS ANITA, ÁGOSTON-SZABÓ EDIT ÉS BERCZIK ÁRPÁD

Kivonat

A Dél-Hanságban végrehajtott wetland-restauráció területén, az elárasztást megelőző időszakról 5 éven belül, az akvatikus élőhelyé alakulás hidrobiológiai jellemzőit mutatja be a tanulmány. A víz kémiai összetételének alakulása az elárasztástól kezdve 4-5 éven át a kémiai karakter megváltozását, a biológiai produkció megindulása, rohamos növekedése kísérte. Az újonnan kialakított víztér bizonyos fokú stabilitásának kialakulásához több év szükséges, amely a restaurációs beavatkozás jól átgondolt stratégiájával lerövidíthető.

Bevezetés

Az 18-19. században megindított szabályozások, lecsapolások a Fertő-Hanság területén is jelentősen csökkentették a vízterek kiterjedését (KÖVÉR 1930). A Hanságban a szárazra került területrészek hasznosítása (tőzegkitermelés, növénytermesztés stb.) egyrészt tovább rontotta a táj természeti értékét, másrészt a mezőgazdasági hasznosításra nem vált be a lecsapolt terület. A beavatkozások ellenére foltokban megmaradt eredeti vegetáció a hozzátartozó faunával indokolta, hogy a Hanságot 1976-ban természetvédelmi területté nyilvánították, amely 1994-től a Fertő-Hanság Nemzeti Park (FHNP) része lett. A védetté nyilvánított terület jelentős hiányossága volt, a megmaradt wetland területek csekély kiterjedése. A Nemzeti Park Igazgatósága elhatározta ezért a Hanság wetland területeinek legalább részleges helyreállítását (PELLINGER 2001). Nemzetközi támogatást is elnyerve, 2001-ben megkezdték a Nyirkai-Hany és Keleti Mór-rétek 467 ha kiterjedésű terület, lecsapolás előtti wetland terület restaurációját (61. ábra).

¹ dm@botanika.hu

Vizgálatok célja

A restauráció folyamán végbemenő állapotváltozások nyomon követése az elárasztást megelőző állapot jellemzésével, majd az elárasztást követően a hidrobiológiai változások regisztrálása a vízborítás kezdeti éveiben.

Az eredetileg 4-5 évre tervezett, évenként gyakoribb és szélesebb spektrumúra tervezett vizsgálatokat az igen redukált támogatás miatt csak korlátozva lehetett megvalósítani. Ennek megfelelően olyan vizsgálati stratégiát dolgoztunk ki, amely a változatosan eltérő térségi különbségeket és wetland-dé válás néhány jellemző hidrobiológiai momentumát még jól felismerhetővé tehetette.

Vizsgálati terület

Restaurációs területnek a Dél-Hanság legmélyebb, keleti részét választották ($47^{\circ} 41' \text{ É}$ és $17^{\circ} 11' \text{ K}$). A területet kaszáló(rét)ként használták, talaja tőzeg, tőzeges-réti öntéstalaj. A tőzegréteg vastagsága egyes helyeken az 50 cm-t is eléri, bár a területen a tőzeg degradációja igen erőteljes (DÖMSÖDI 1974). Az árasztás előtt a talaj pH-ja 5,9-6,2, szervesanyag tartalma 43,8-71,1%, az összes szén (TC) 192-236 mg g⁻¹, az összes nitrogén (TN) 10-15 mg g⁻¹ az összes foszfor (TP) 1160-1627 µg g⁻¹ és az összes kén (TS) 1,8-2,1 mg g⁻¹ között változott (DINKA nem publikált adatai).

A lápterületek kiszáradását követően ZÓLYOMI (1932) szerint másodlagos rétek, foltokban *Molinion*, *Magnocaricion* és *Phragmition* társulások alakultak ki.

A 467 ha kiterjedésű elárasztott terület három részből áll, melyek zsilipekkel egymással kapcsolatban vannak, de egymástól függetlenül áraszthatók el (61. ábra):

- I. ütem (*Liliomos*): 82 ha, árasztása 2001. 03. 19-én (1/1-1/8 vizsg. helyek),
- II. ütem (*Bikafej*): 134 ha, árasztása 2001. 04. 03-án (2/1-2/4 vizsg. helyek),
- III. ütem (*Aranyos*): 251 ha, árasztása 2001. 11. 20-án (3/1-3/4 vizsg. helyek) volt.

A tereprendezés során, a parcellákat gáttal vették körül és az elárasztásuk zsilipekkel szabályozva a Rábcából és a Kismetszés csatornából történt. Mindkét vízfolyáson is volt egy-egy vizsgálati hely.

Mivel az elárasztott terület nem volt teljesen sík (61. ábra), a talajnedvesség (időszakos vízfoltokkal is) eltérő volt, ennek megfelelően alakuló vegetációval. A restaurációs munka kezdetén a fás növényzet túlnyomó többségét eltávolították, a lágyszárú növényzetet (többnyire: *Phalaris arundinacea*, *Carex acutiformis*, *Carex riparia*, *Potentilla anserina*, *Cardamine pratensis*, *Ranunculus sceleratus*, *Nardus stricta*, *Galium palustre*) learatták, elégették, maradványaik az elárasztást követően nagymennyiségben a vízfelszínt borították (62. ábra).



61. ábra. A Nyirkai-Hany és Keleti Mór-rétek restaurációs területe a mintavételi helyekkel

A vizsgálatok köre, módszerek

Növényi maradványok dekompozíciója

Litter-bag módszer segítségével a vízben felúszó növényi maradványok (62. ábra) tömeg és tápanyagváltozását (C, N, S és P) követtük nyomon.

Víz kémia:

- *helyszínen:* a víz hőmérséklet, elektromos vezetőképesség, redoxpotenciál, oxigén koncentráció és telítettség, a víz felszínén és a mélységtől függően általában 30 cm-enként.
- *laboratóriumban:* Dionex ionkromatográf: kation, anion koncentráció (Ca^{2+} , K^+ , Na^+ , Mg^{2+} , NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , Cl^- , SO_4^{2-}); TC analizátor: 0,45 μ -on szűrt vízből oldott összes, szerves és szervetlen C (DTC, DIC, DOC), valamint oldott összes N (DTN) koncentráció. Szűretlen vízből az összes, szerves és szervetlen C (TC, TIC, TOC), valamint oldott összes N (TN) koncentráció; továbbá: lebegőanyag, összes só, klorofill-a, KOI, HCO_3^- és CO_3^{2-} koncentráció.

A bínárvegetáció mintázata

Zooplankton: Rotatoria, Crustacea együttesek.

Adatelemzés: sokváltozós statisztikai módszerekkel.

A vizsgálatok helye, időpontja

A helyszíni vizsgálatokra 2001. áprilisa és 2006. augusztusa között 6 alkalommal került sor, a három terület és a tápvizek összesen 18 mintavételi helyéről, a vízállási helyzetnek megfelelően.



62. ábra. Vízben úszó, 30-50 cm vastag, összetorlódott növényi maradványok a Liliomos 1/4 mintavételi helyen (2001. 03.29.)

Eredmények

Növényi maradványok

A dekompozíciós kísérlet során a növényi törmelék tömegvesztése gyors volt, a kísérlet első 51 napja alatt a kezdeti tömeg 63%-a bomlott le. A kísérlet végére, 477 nap után a kihelyezett kezdeti tömeg 15%-a maradt meg. Az exponenciális bomlási ráta -0.01423 (k , nap^{-1}). A növényi törmelék C, N és P mennyiségének csökkenése a kísérlet első 51 napja alatt, a tömegvesztéshez hasonlóan jelentős volt, amelynek végére a kezdeti C tartalom 15%-a, N tartalom 18%-a és a P tartalom 33%-a maradt meg.

Vízkémia

Az elvégzett klaszter és főkomponens analízis alapján a következőket állapítottuk meg:

2001-ben (az elárasztás után) a tápvizek közelében lévő 1/1, 1/5 és a 2/1 mintavételi helyek egy csoportot alkotnak a tápvizekkel (63/A. ábra). A tápvíz beömlésétől távolabbi helyek az előző csoporttól és egymástól is eltérnek. Különösen az elsőként elárasztott Liliomos területen a víztér inhomogenitása és bizonyos mértékű labilitása volt jellemző (64. ábra).

2002-ben 2/1, a Rábca és a 3/4 mintavételi helyek külön-külön csoportot képviselnek, ezekhez kapcsolódnak két alcsoportba válva a Liliomos mintavételi helyei és az Aranyos 3/3 helye. Ez évben a Liliomos mintavételi helyei egy csoportban jelentek meg, jelezve azt, hogy a víztér víz-kémiai paraméterek összessége alapján hasonlóak egymáshoz. Az elemzés arra is fényt derít, hogy a Bikafej és az Aranyos víztér változása során mindkét víztér középső területe egymáshoz hasonlóvá alakult, a szélső területek pedig igen különbözőek voltak, feltehetően az erőteljes medermorfológiai különbségek miatt (61., 63/B. ábra).

2004-ben a tápvizek külön-külön csoportot alkottak a Liliomos és a Bikafej területek mintavételi helyeiből kialakult csoporttól (63/C. ábra).

2006-ban a Liliomos valamennyi mintavételi értékek alapján egy csoportot alkotnak (65. ábra). A Bikafej (és részben az Aranyos) területen belüli eltérések egyértelműen a medermorfológiai tagozottság (eltérő vízmélységek, 20-80 cm) következményei (63/D. ábra).

A bínárvegetáció mintázatának alakulása

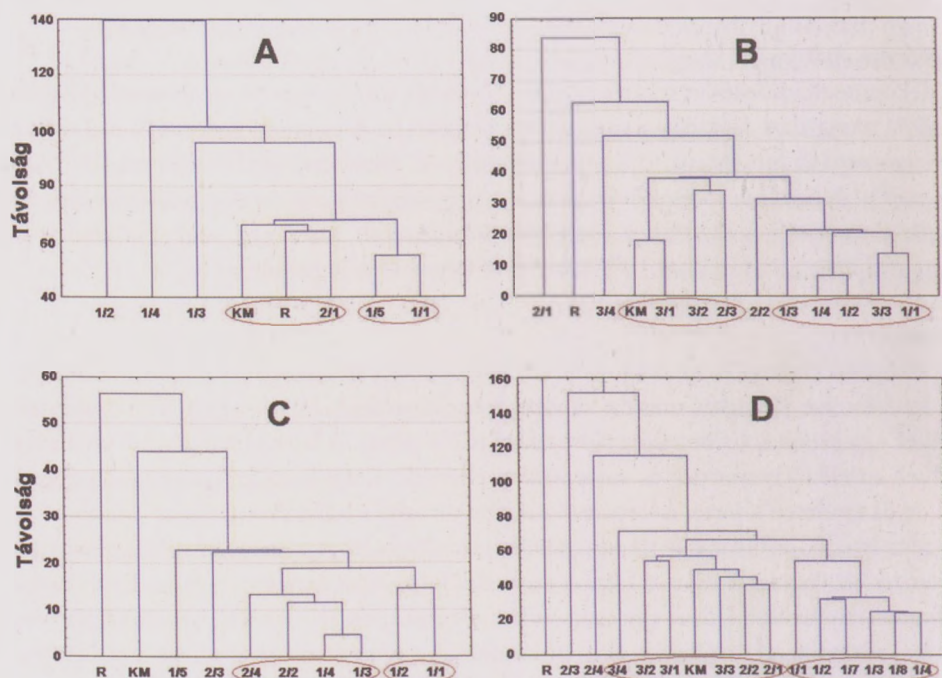
Az árasztást követő két év során kialakuló makrofiton mintázatot jellemeztük (az eredményekre e tanulmányban nem térhetünk ki).

Zooplankton

A zooplankton vizsgálatok eredményei alapján megállapítottuk, hogy:

A zooplankton (Rotatoria és Crustacea) összetétele és mennyisége szerint a Rábca vize volt a legfajszegényebb, az elárasztott vízterek erőteljes mozaikos tagoltsága a zooplankton számára nagyfokú élőhelyi sokféleséget nyújtott.

A kémiai eredményekkel összhangban, a három víztér közül az elsőként elárasztott Liliomos viszonyai egyenlítődték ki a legjobban, a diverzitás itt csökkent.



63. ábra. A mintavételi helyek csoportosulása vízkémiajuk alapján (A: 2001.06.15.; B: 2002.07.16.; C: 2004.06.30.; D: 2006.08.22.)

A zooplankton együttes fajösszetétel analízise és mennyiségi mutatói jól érzékel-
tetik e szervezetek ökológiai érzékenységét, a kistérségi (mikrohabitat) környezeti
különbözőségei iránt. Ez a változatos medermorfológiájú Bikafej és Aranyos területe-
ken különösen jól felismerhető volt. (A változatos mederviszonyok következményei
ilyen szélsőségesen sekély vizekben az oxigénviszonyok erőteljes /és veszélyes/
napszakos ingadozásához is vezethetnek, a 100% körüli telítettségtől az anaerobia
fellépéséig.)

Összefoglalás, eredmények hasznosítása

Az elárasztást követően a restaurációs területen a víz kémiai összetételének alakulását
a tápvizek minősége és a területen végbemenő fizikai, kémiai és biológiai folyamatok
határozták meg. A vizsgálatok legfontosabb tanúsága az, hogy wetland jellegű területek
restaurációja során az elárasztásra szánt terület előkészítését nagy körültekintéssel kell
elvégezni annak érdekében, hogy a létrehozandó vizes terület akvatikus viszonyainak
lehetőleg zavartalan kialakulását segítsük elő, hiszen a wetlandek, mint szélsőségesen
sekély vizek eleve erősen labilis rendszerek.



64. ábra. A restaurációs terület: Liliomos (2001.07.16.)



65. ábra. A restaurációs terület: Liliomos (2006.08.22.)

Köszönetnyilvánítás

A munkát a KVM/KAC és a FHNP Igazgatósága támogatta.

Irodalom

- DÓMSÓDI J. 1974: A lecsapolások hatása a Hanság medence tőzeg- és lápföldkészletére. *Agrokémia és Talajtan* 23: 445-456.
- KÖVÉR F. 1930: A Hanság földrajza. *Föld és Ember* 10: 2-47.
- PELLINGER A. (szerk.) 2001: Hansági vizes élőhely rekonstrukció. Kézirat. Fertő-Hanság Nemzeti Park, Sarród.
- ZÓLYOMI B. 1934: A Hanság növényközösségei (összefoglalás). *Vasi Szemle* 1(2):146-174.

TISZTÍTOTT SZENNYVÍZ HATÁSAI EGY FERTŐI NÁDAS PARCELLÁBAN

ÁGOSTON-SZABÓ EDIT¹, SCHÖLL KÁROLY, KISS ANITA ÉS DINKA MÁRIA

Kivonat

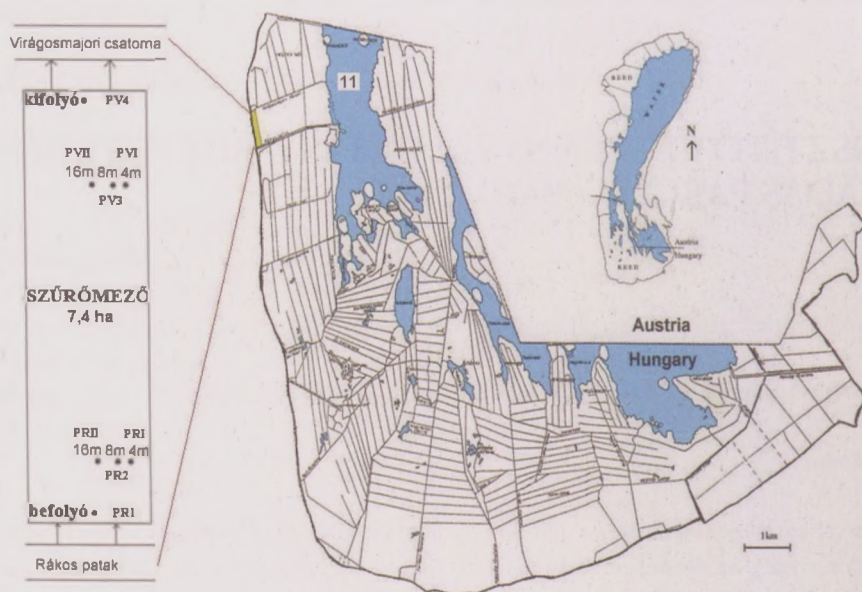
A tisztított szennyvíznek a nádasra gyakorolt hatását vizsgáltuk a Fertő nádasában a víz-, az üledék intersticiális víz- és az üledék kémiai paraméterei, a nád növekedése és produkciója, a nádszervek elemkoncentrációja és a zooplankton együttesek alapján. Eredményeink tükrében a nádas a vizsgált körülmények között hatékonyan bizonyult a tisztított szennyvíz tápanyag koncentrációinak csökkentésében.

Bevezetés, célkitűzés

A biológiai szennyvíztisztítás egyik jelentős eleme a nádas (BRIX 1995). A nádasok víztisztító hatékonyságának növelése és a folyamatok ellenőrizhetősége legjobban mesterségesen létesített nádas parcellákban („constructed wetland”) érhető el. Több európai országban ez a gyökérzónás-szűrőmezős eljárás hatékonyan működik (VYMAŽAL és mtsai 1998).

Fertőrákos térségében, a Fertő parti nádasában, körtöltéssel 7,4 hektár nagyságú parcellát alakítottak ki (66. ábra), egy ott újként létesített szennyvíztisztító művet elhagyó víz utótisztítására, a tisztított szennyvíz „tóvízzé” alakítására. A parcella területén tereprendezeit nem végeztek, noha ez az egyenletes működés és a folyamatok jobb nyomon követhetőségét biztosította volna. Így módon vizsgálataink célja, egy „constructed wetland” viszonyait megközelítő, félig természetes terület utótisztító hatásának értékeléséhez kereshetett csak támpontokat, elsősorban a nádas viszonyaira kiterjedően. A vizsgálatokat már csak a Fertő nemzetközileg is magasan kvalifikált természeti értékének védelme érdekében is indokolt volt elvégezni.

¹ edit@botanika.hu



66. ábra. Mintavételi helyek a nádas szűrőmezőben.

Anyag és módszer

A nádas parcellában a mintavételi helyeket a szennyvíztisztító rendszer próbaüzeme előtt jelöltük ki, a tisztított szennyvíz parcellára bocsájtása helyén és a parcella kifolyó közelében, valamint a nádas területén a 66. ábrán bemutatott helyeken, a 67. ábrán látható kivitelezéssel. A nádas parcellában a felszíni víz-, az üledék intersticiális víz- és az üledék kémiai paramétereit, továbbá a nád növekedését és produkcióját, a nádszervek elemkoncentrációját, és a zooplankton együttesek összetételét (Rotatoria, Crustacea) vizsgáltuk a kijelölt helyeken, valamint egyidejűleg, összehasonlításként a tó Fertőrákosi öblében, 11-es jelzésű, standard vizsgálati helyünkön.

Vizsgálatokra 2003-ban 4, 2004-ben 2 és a 2005. évben 8 alkalommal került sor.

Eredmények és értékelésük

Felszíni víz és intersticiális víz

A felszíni víz vezetőképessége, PO_4^{3-} , NO_3^- és oldott összes N koncentrációja a befolyótól a kifolyó felé csökkenő tendenciájú volt (6. táblázat). A vízben és az intersticiális vízben az NH_4^+ és a NO_2^- nem volt kimutatható. A PO_4^{3-} koncentráció csökkenése a makrofítonok, algák, baktériumok hatékony P felvételével, valamint a foszfát komplex vegyületek képződésével magyarázható (de BASHAN és BASHAN 2004).

A felszíni víz oldott szerves szén (DOC) koncentrációja (6. táblázat) a kifolyónál nagyobb volt, mint a befolyónál, valamint a nádasban nagyobb volt, mint a befolyó és a kifolyó



67. ábra. Mintavételi helyek kiépítése a nádasban.

vizében, amely a növekedő és a bomló növényi anyagból történő DOC kioldódásával is magyarázható (PINNEY és mtsai 2000).

A Fertőrákosi öbölben az elektromos vezetőképesség egyidejűleg mért értékei nagyobbak, a DOC, a PO_4^{3-} és a NO_3^- koncentrációi kisebbek voltak, mint a kifolyónál mért értékek. A kifolyó víz oldott összes N koncentrációja nem tért el számottevően a Fertőrákosi öbölben mérthez képest (6. táblázat).

Üledék

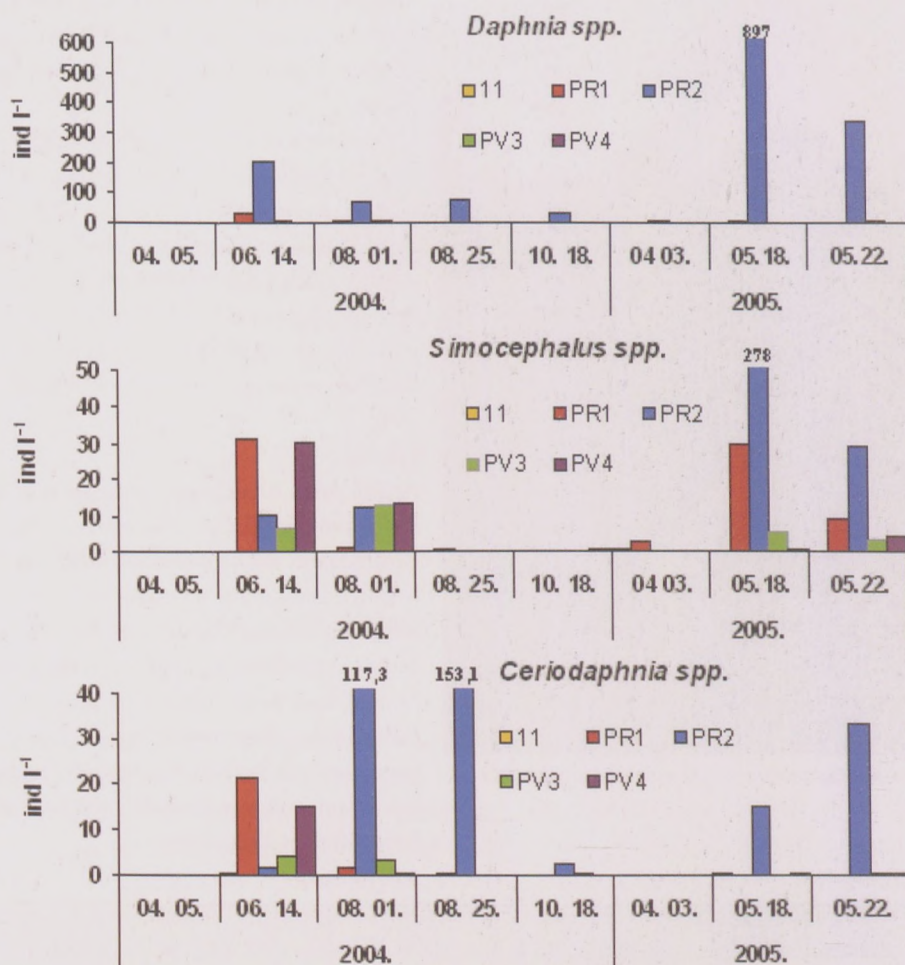
A 20 cm-es üledékmélységig az üledék szervesanyag, N és C rétegenkénti koncentrációi és azok értékeinek mélységbeli változásai között az egyes mintavételi helyeken lényeges különbség nem volt. A 20 cm-es üledékréteg alatti szervesanyag, N és C koncentrációk változási tendenciái alapján a mintavételi helyek eltértek egymástól. A befolyóhoz közeli helyeken e koncentráció értékek ugrásszerűen megnőttek (1,5-2-szeresre).

	Vezetőképesség [$\mu\text{S cm}^{-1}$]			PO_4^{3-} [mg l^{-1}]			NO_3^- [mg l^{-1}]			DOC [mg l^{-1}]			DN [mg l^{-1}]		
hely	PR1	PV4	11	PR1	PV4	11	PR1	PV4	11	PR1	PV4	11	PR1	PV4	11
Minimum	1464	790	2227	2,3	0,2	0,0	0,4	0,2	0,2	17,5	27,8	24,7	3,1	2,1	2,2
Maximum	1965	1184	3030	15,2	1,2	0,1	16,0	0,8	0,5	34,1	39,8	42,4	6,3	2,7	2,6
Átlag	1683	981	2543	8,9	0,6	0,1	6,5	0,5	0,3	23,2	32,5	30,7	5,2	2,4	2,4

6. táblázat. Vízkeimiai paraméterek változása 2004-ben.

Zooplankton

A vizsgálat során 17 planktonikus és tychoplanktonikus *Rotatoria* (kerekeshéreg) fajt mutattunk ki. A fajszám a befolyótól a kifolyó irányában nőtt. A faj- és egyedszám minden alkalommal igen alacsony volt, amely leginkább azzal magyarázható, hogy a jelentősen felszaporodott planktonikus rákok nagymértékű algafogyasztásukkal csökkentették a kerekeshéregek tápanyagbázisát.



68. ábra. A vizek tisztításában leghatékonyabban közreműködő Cladocera-fajok egyedszáma az egyes mintavételi helyeken és időpontokban (PR: a befolyóhoz -, PV: a kifolyóhoz közeli mintavételi helyek, 11: Fertőrákosi öböl).

55 Crustacea (22 Cladocera, 15 Ostracoda, 18 Copepoda) taxon előfordulását mutattuk ki, a legtöbb faj a befolyótól legtávolabbi helyen fordult elő. A kimutatott szűrő Cladocera taxonok a nagyobb tűrőképességű, szerves szennyezést jól tűrő fajok közé tartoztak.

A tisztított szennyvíz bevezetése előtt kimutatott ritka előfordulását, kis egyedszámban jelenlévő fajok jelentős része a szennyvíz bevezetése után eltűnt, egy részük később újra megjelent. A vizek tisztításában kiemelkedő fontosságú, viszonylag nagyméretű szűrő Cladocera (ágascspú rákok) fajok (*Daphnia*, *Simocephalus*,

Ceriodaphnia) egyedszáma és relatív gyakorisága a szennyvíz bevezetését követően nagymértékben nőtt (68. ábra). Néhány viszonylag érzékenyebb faj egyedszámában valószínűleg a szennyvízbevezetés, vagy annak közvetett hatásai miatt térbeli különbségek alakultak ki.

Nád

A szennyvíztisztító rendszer próbaüzemeltetése előtti években a nádas parcellán hosszú időn át felszíni vízborítás nem volt. A próbaüzem alatt a parcella nádas állományát két jelentős befolyásoló tényező érte: a nádat learatták és a tisztított szennyvizet a parcellára engedték.

A próbaüzem alatt végzett vizsgálatok alapján, a nádas állományra vonatkozóan, a következőket állapítottuk meg:

A nádas parcellában a nád hajtások hossza, átmérője, tömege és a hajtásokon lévő levelek száma szignifikánsan kisebb, a hajtássűrűség viszont szignifikánsan nagyobb volt, mint próbaüzem előtt. Ez utóbbi nagyobbrészt a nád aratásának volt köszönhető.

Nagyobb részt a *Laelia coenosa* kártételének következtében a nádhajtásokon fejlődő oldalhajtások száma megnőtt (arányuk a 16%-ot is elérte). A kártétel nagyobb volt a befolyó közelében lévő mintavételi helyeken.

A levél, a szár és a virágzat N és P koncentrációja a tisztított szennyvíz bevezetését követően nagyobb volt, mint próbaüzem előtt. A rizóma és a gyökér P koncentrációi szignifikánsan is nagyobbak voltak, ez azt jelzi, hogy a nád több foszfort vett fel a környezetéből (üledék, intersticiális és felszíni víz) és tárolt a szerveiben.

A nád szöveteiben a N és P koncentráció megnövekedését a bejutó tápvíz fokozza (KVET 1973, DINKA 1986). Ezt a nádasparcella felszíni vízében a befolyótól a kifolyó irányában csökkenő N és PO_4^{3-} koncentrációk is alátámasztják.

Következtetés

Vizsgálataink során, kimutattuk, hogy a nádas, a vizsgált nem ideális üzemi körülmények között is, egyértelműen hatékony a tisztított szennyvíz tápanyag koncentrációinak csökkentésében, amelyet a nád morfometriai jellemzői és elemösszetétel értékei, valamint a zooplankton összetételének tér és időbeli különbségei egyértelműen alátámasztottak. A Fertő természeti értékeinek megóvása érdekében is indokolt a tó partszéli nádasainak funkcionális vizsgálata, különösen a part felől áramló eltérő minőségű vizek hatásaira.

Köszönetnyilvánítás

E munka az NKFP 3B/0014/2002 támogatásával jött létre.

Irodalom

- BRIX H. 1995. Treatment wetlands: an overview. Constructed wetlands for wastewater treatment. Proc. Sci-tech. Conf. Gdansk, June 1995. pp. 166-176.
- de BASHAN L. E., BASHAN Y. 2004. Recent advances in removing phosphorus from wastewater and its future use as a fertilizer (1997-2003). *Water Research* 38(19): 4222-4246.
- DINKA M. 1986. The effect of mineral nutrient enrichment of Lake Balaton on the common reed (*Phragmites australis*). *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 21: 65-84.
- KVĚT J. 1973. Mineral nutrients in shoots of reed (*Phragmites communis* Trin.). *Polish Archives of Hydrobiology* 20: 137-147.
- PINNEY L. M., WESTERHOF P. K., BAKER L. 2000. Transformations in dissolved organic carbon through constructed wetlands. *Water Research* 34(6): 1897-1911.
- VYMAZAL J., BRIX H., COOPER P. F., GREEN M. B., HABERL R. (ed.) 1998. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe*. Backhuys Publishers, Leiden, 366 pp.

A HORTOBÁGY HAZÁNK EGYIK LEGŐSIBB NÖVÉNYZETŰ TÁJA

MOLNÁR ZSOLT¹

Kivonat

Tanulmányomban vázolom, hogy a tiszántúli szíkes puszták eredetéről milyen vélemények fogalmazódtak meg napjainkig. Kimutatom, hogy a tudomány nem lépésről-lépésre építkezett, a fő elmélet akkor is tartotta magát, amikor már számos cáfolat állt, vagy – egyes források részletes elemzésével – állhatott volna rendelkezésre.

Elemzem Kitaibel Pál útinaplóját, amelyből bizonyítható volt, hogy a 18. századi, lecsapolások előtti szíkesek a maiakhoz meglepően hasonló fajkészletűek és növényzetűek voltak.

A mai szíkespusztai zonációk elemzésével új módszert dolgoztam ki, amellyel helyi történeti adatok hiányában a mai növényzet alapján is jó becslés készíthető egy adott szíkes ősiségére vonatkozóan. Ez pontosabbá és hatékonyabbá teheti a készülő természetvédelmi értékeléseket és kezelési terveket.

A szíkesek eredetének tudománytörténete

A tiszántúli szíkesek eredetéről hosszú, máig le nem zárt vita folyik. KITAIBEL (in GOMBOCZ 1945), KERNER (1863) és BORBÁS (1881) természetesnek tartották őket. RAPAICS (1916), THAISZ (1921), MAGYAR (1928), BODROGKÖZY (1977) és JAKUCS (1976) szerint a tiszántúli szíkesek a Tisza árteréhez tartoztak, majd másodlagosan szíkesedtek el a 19. század második felében. BOROS (1926, 1929, 1958, 1959) volt az első, aki szétválasztotta az ősi és másodlagos szíkeseket, de a Hortobágy szíkeseit másodlagosnak, lápok helyén kialakultnak tartotta. SOÓ (1933) szerint a szíkes vegetáció másodlagos, de a flóra részben ősi. ZÓLYOMI (1945–46, 1969) úgy véli, hogy a szíkesedés a lecsapolások előtt már elkezdődött, majd a folyószabályozások után a szíkesek kiterjedtek. SZABOLCS (1961) a talajban lévő sót lecsapolások előttinek, a szíkes pusztákat lecsapolás utániaknak tartja, míg SOMOGYI (1965) szerint a holocén különböző koraiból örökölt a mai táj szíkeseket,

¹ molnar@botanika.hu

de a lecsapolások előtti szolonyeceket ő is kis kiterjedésűeknek tartotta. VARGA és SIPOS szerint is sok primer szíkes volt, ezen néhány négyzetméteres kiterjedésű ősi foltok elsődleges vegetációtípusai terjedtek szét másodlagosan a túllegettetés és a lecsapolások következtében (VARGA 1989, VARGA és SIPOS 1993, 1999). ARANY (1934), ENDRÉDY (1941), MADOS (1942) és MÁTÉ (1957, 1962) is kimondják, hogy szíkesek a folyószabályozások előtt is voltak, de nagy kiterjedésű, rövidfűvű gyepek uralta szíkesekről nem szólnak. A tiszántúli szolonyec puszták kapcsán egészen a 90-es évekig ez az elmélet volt érvényes, lényegi változás nélkül.

Az elméleten az első repedést SÜMEGI adatai eredményezték, aki Pleisztocén lösszel fedett szíkes talajt talált a Hortobágy és Hajdúság határán (SÜMEGI 1989), majd MOLNÁR és munkatársai (MOLNÁR és BIRÓ 1994, 1996, MOLNÁR 1996), valamint NYILAS és SÜMEGI (1991), NYILAS (1999) bizonyították a lecsapolások előtt már létező, akár több ezer hektáros szíkeseket. SEREGÉLYES és CSOMÓS (1990), majd TÓTH (2003), valamint TÓTH (1995) és MÁDLNÉ SZÓNYI (2007) adatai is támogatták a szíkesek 150 évesnél idősebb korára vonatkozó feltevését. SÜMEGI, MOLNÁR és SZILÁGYI a rendelkezésre álló egyre több paleoökológiai és egyéb adat alapján összefoglaló elméletet alkottak a Hortobágy kialakulásáról (SÜMEGI és mtsai 2000, 2006), a szíkes táj sokezer éves történetéről. Később MOLNÁR és FINTHA (2005), majd MOLNÁR (2003, 2007) írt újabb összefoglalót.

Sokáig nem tudtuk összeegyeztetni, hogy míg a talajtanosok talajaink elszíkesedéséről, a botanikusok kilúgzódásáról beszélnek. Most úgy látjuk, hogy a folyószabályozások után másodlagos szíkesedés elsősorban szántókon volt, ott, ahol a talajvíz a kritikus mélységbe süllyedt, azaz egykor árvízi elöntést kapó réti talajok szíkesedtek, míg a mai gyepek területén, az ősi szíkes pusztákon nem szíkesedés, hanem kilúgzódás a jellemző, hiszen talajvízszintjük folyamatosan süllyed (MOLNÁR és FINTHA 2005, MOLNÁR 2003, 2007).

Történeti adatok értékelésének problémái: egy kis forráskritika

Érdeemes megvizsgálni néhány olyan adatot, amelyet korábban felhasználtak a Hortobágy lecsapolások előtti - mocsári, erdős, árvizes - állapotának rekonstrukciójakor.

(1) MAGYAR (1928) szerint „Történelmi okmány beszél a hortobágyi erdőkről. Hunyadi Mátyás 1460-ban Budán kelt levelében a hortobágyi erdők védelmét és tisztét újra Debrecen városának adományozta”. SOÓ (1933) már így ír: „egykori erdei, amelyekről Mátyás korabeli okiratok megemlékeznek – XV. század – eltűntek”. JAKUCS (1976) szerint: „A cickóros pusztá jelzője azoknak a másodlagosan felszínre kerülő szíkeseknek, amelyek helyén néhány száz éve még a sziki erdők és rétjeik uralkodhattak”. NAGYNÉ (1976) tovább fűzi a gondolatot: „a Hortobágy felszínét borító erdők egykor a debreceni Nagyerdőhöz csatlakoztak”, PAPP (2008) pedig: „Régebbi vélemények szerint az egykor kiterjedt, a debreceni Nagyerdővel is összefüggő ligeterdők sziki reliktauma a szigorúan védett Ohati Tölgyerdő....” „Mátyás király 1460-ban a hortobágyi erdők



69. ábra. A korábbi feltevésekkel szemben beigazolódott, hogy a hortobágyi szikesek a jégkor óta léteznek, nem a folyószabályozások után alakultak ki. Mai növényzetük hazánk legősibb típusai közé tartoznak.

védelmét írja elő, amikor Debrecen városának adományozza a Hortobágy folyó melletti tölgyest." Az idézett Mátyás király féle oklevél regesztája azonban mást ír: „a Debrecen városához tartozó erdőket, a Hortobágy folyón lévő révvel együtt tetszés szerinti időre nekik adta megőrzésre és ‘pro honore’ ...abból a célból, hogy ha netalán a város véletlen tüzeset folytán kárt szenvedne, az erdő révén a várost újra fel lehetne építeni” (MOL DL 15312). Az oklevélből tehát a hortobágyi erdőségekre nem lehet következtetni!

(2) A Hortobágy mocsarairól KERNER (1863) ad részletes leírást. Ha azonban útvonalát korabeli térképen követjük, kiderül, hogy nem is járt a Hortobágyon, hiszen csupán a Karcagtól délnyugatra(!) lévő „Hortobágy-morast”-ot, a Hortobágy folyó sárréti mocsarát látta, amikor „a Hortobágyon elhúzódnó, végtelen kiterjedésű nádas mocsárvilágának megtekintése volt” a célja.

(3) A Hortobágyot egykor elborító árvizekről sincsenek adataink (egy sem!). Helyettük az alábbiak állnak rendelkezésre pl. PAPP (1976): „legemlékezetesebb árvize az 1730. tavaszi árvíz, amikor az ‘öles’ hó néhány nap alatt elolvadt és a Tiszából kitört árvízzel együtt szinte elborította az egész pusztát”. „Az 1879-es nagy belvíz idején pedig kereken 59 ezer ha állott elöntés alatt”. Ezek az adatok belvizekről szólnak, így a pusztát elborító árvizek meglétének bizonyítására nem használhatók. Jellegzetes

hortobágyi árvizet ÖRSI (2002) rekonstruált. Ebből kiderül, hogy fokokon, eréken jutott az árvíz a puszta mélyedéseibe, ahonnan szintén eréken át távozott. Ugyanezt erősíti meg az I. katonai felmérés is: a Hortobágy folyó jobbra és balra is elönt egy-egy mocsarat. Kitaibelnek ezt mondják: „a Hortobágy folyó a Nagykunságba folyik, *ott* a mocsarakba szétterül, és nem folyik tovább”.

(4) Végül egy meglepő forrást mutatunk be: TIMKÓ IMRE így ír 1934-ben a közeli borsodi nyílt ártér szíkeseit vizsgálva: „...ebből látható, hogy a szíkesezés aránya (18%-a szerk.) csaknem ugyanaz a még ármentesítetlen területen, mint a már évtizedek óta árvédett területeken. Nyilvánvaló tehát, hogy a Tisza jobb- és balpartján (utóbbi zömmel a Hortobágyot jelenti – a szerk.) fekvő szíkesek keletkezése egyazon okokra vezethető vissza, tehát a szíkes területek kialakulását nem a múlt században végrehajtott Tiszaszabályozási és ármentesítési munkálatok idézték elő. Ha ez nem volna így, akkor az ármentesítetlen, ősláposban lévő borsodi ártéren hiányozniok kellene, vagy legalább is jóval kisebb arányban kellene előfordulniok, mint a Tisza ármentesített balpartján”. Komoly – perdöntő – bizonyítékot jelentő adatait és következtetéseit mindmáig sehol sem idézték, sehol sem cáfolták, pedig ZÓLYOMI is olvasta a cikket, könyvtárában megtalálható a kézírással széljegyzett példány.

A Hortobágy egy ősi, természetes táj: Kitaibel Pál útinaplójának tanulságai

KITAIBEL 1792 és 1817 közötti leírásai (LÓKÖS 2001) is azt mutatják, hogy olyannak látta a tiszántúli szíkeseket, mint amilyenek ma mi látjuk őket. 91 db fajlistájában is a maihoz igen hasonló fajgyakoriságokat kapunk, a kialakítható fajcsoportok is a mai növényzeti típusoknak megfelelőek (MOLNÁR 2007). Naplójában így ír: „a sík látványosan terméketlen, néhány helyen teljes növénytelen, és amik mégis éltek rajta, azok kicsik és különleges fajúak voltak.” „Kb. egy fél óráig haladtunk ilyen tájban.” „A szíkes legelő roppant nagy kiterjedésű.” TOWNSON (1799) angol utazó is ilyennek látta a tájat. Leírásaikat megerősítik az I. katonai felmérés térképei: a mai szíkeselek körül nem árvizektől, hanem esőktől vizek az utak.

Új módszer szíkes puszták természetességének értékeléséhez: szíkespusztai zonációk vizsgálata

61 tiszántúli puszta felmérése során kiderült, hogy az ősi és másodlagos szíkeselek mai növényzetük alapján is könnyen elválaszthatóak (MOLNÁR 1999, 2007). Az ősi szíkeseleken a padkák fejlettek, rajtuk több ürmösgyep van, mint cickórós, a cickórós időnként hiányzik is. A padkák alatt fejlettek a vakszíkek, gyakori a szíkér és szíkfok növényzet, a szíkes zóna alatt rétek vannak. Kocsordosok nincsenek, a hátakon löszgyepek jellemzőek. A kilúgzódó ősi szíkeseleken a padkák szintén fejlettek, de a padkákon gyakran több a cickórós gyep, mint az ürmös, az ürmös nem ritkán jellemzően a padkaperemekre

szorul. A padkák alatt a vakszíkek gyakran ürmösek, általában ritkábbak, mint a szíkér és szíkfok növényzet. A szíkes zóna alatt rétek vannak, a hátakon löszgyepek. Kocsordosok nincsenek. A bárányparéj olykor hiányzik. Az ártéri eredetű másodlagos pusztákon nincsenek padkák, vagy csak igen kicsik. A szíkes zóna felső részén mindig van cickórós (olykor kocsordos fajokkal), cickórósból több van, mint ürmösből, sőt az ürmös olykor hiányzik is. A szíkes zóna alsó részén típusos vakszík nincs, a szíkér és szíkfoknövényzet is átmeneti, gyakran ürmös, és mindhárom típus kisebb kiterjedésű, mint az ősi pusztákon (olykor teljesen hiányoznak). A szíkes zóna alatt gyakran löszgyep vagy rétsztyepp jellegű növényzet van, a rétek pedig ártéri jellegűek. Kocsordos rétsztyepp gyakran, de nem minden esetben van (előfordul, hogy még jellemző fajai sincsenek meg). A zonáció tetején ősi löszgyepek, ezek felszántása és a rétek kiszáradása után gyakrabban inkább másodlagos rétsztyepek vannak. Az ártérperemi pusztákon nincsenek vagy csak kis méretűek a padkák, a cickórósok és az ürmösök sokféle kombinációban fordulhatnak elő. A vakszík, szíkfok és szíkér növényzet nem típusos, kis kiterjedésű. Kocsordosok majdnem minden (de nem minden!) helyszínen vannak. A hátakon gyakoriak a kocsordos rétsztyepek.

Irodalom

(Helyszűke miatt csak a fontosabb irodalmakat közöljük, részletesebben lásd MOLNÁR és BORHIDI 2003, valamint MOLNÁR 2007).

BOROS Á. 1926: Szemle. „Soó: Die Entstehung der ungarischen Puszta”. *Föld és Ember* 6: 226-227.

BOROS Á. 1958: A magyar puszták növényzetének származása. *Földrajzi Értesítő* 7: 33-52.

GOMBOCZ E. (szerk.) 1945: *Diaria Itinerum Pauli Kitaibelii I. II.* Természettudományi Múzeum, Budapest.

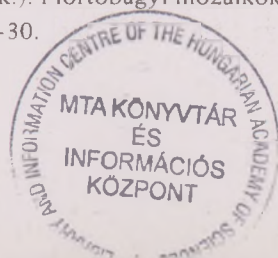
JAKUCS P. 1976: A Hortobágy növényvilága. In: KOVÁCS G., SALAMON F. (szerk.): *Hortobágy a nomád pusztától a Nemzeti Parkig*. Natura, Budapest, pp. 38-56.

KERNER A. 1863: A Duna-menti országok növényvilága. A magyar Alföld és a Bihar-hegység. In: OROSZI S. (szerk.) 2004: *Erdészettörténeti Közlemények* 62. Fordította: Madas L., Budapest.

LŐKÖS L. (szerk.) 2001: *Diaria Itinerum Pauli Kitaibelii III.* Természettudományi Múzeum, Budapest.

MAGYAR P. 1928: Adatok a Hortobágy növény-szociológiai és geobotanikai viszonyaihoz. *Erdészeti Kísérletek* 30: 26-63.

MOLNÁR A., FINTHA I. 2005: A tájhasználat okozta változások a Hortobágyon, különös tekintettel a nemzeti park területeire. In: MOLNÁR A. (szerk.): *Hortobágyi mozaikok*. Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Debrecen, pp. 11-30.



- MOLNÁR Zs. 1996: A Pitvarosi-puszták és környékük vegetáció- és tájtörténete a Középkortól napjainkig. *Natura Bekesiensis* 2: 65-97.
- MOLNÁR Zs. 1999: Ősi és másodlagos (szikes) puszták a Tiszántúlon. In: FÜLEKY Gy. (szerk.): A táj változásai a Kárpát-medencében. Gödöllő, pp. 231-233.
- MOLNÁR Zs. 2003: Tájtörténeti adatok a hazai szikesek növényzetének ismeretéhez. In: TÓTH A. (szerk.): Ohattól Farkas-szigetig, Budapest-Kisújszállás, pp. 71-95.
- MOLNÁR Zs. 2007: Történeti tájökölógiai kutatások az Alföldön. Doktori Értekezés, Pécsi Egyetem.
- MOLNÁR Zs., BIRÓ M. 1994: A Pitvarosi-puszták TK és környékük botanikai-természetvédelmi értékelése. Kézirat, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- MOLNÁR Zs., BORHIDI A. 2003: Continental alkali vegetation in Hungary: syntaxonomy, landscape history, vegetation dynamics, and conservation. *Phytocoenologia* 21: 235-245.
- NYILAS I., SÜMEGI P. 1991: The mollusc fauna of Hortobágy at the end of the Pleistocene (Würm 3) and in the Holocene. Proc. Tenth Intern. Malacol. Congr. (Tübingen 1989), pp. 481-486.
- SOMOGYI S. 1965: A szikesek elterjedésének időbeli változásai Magyarországon. *Földrajzi Közlemények* 13: 41-55.
- SOÓ R. 1933: A Hortobágy növénytakarója. A Debreceni Szemle különszáma, Városi Nyomda, Debrecen, 26 pp.
- SÜMEGI P., MOLNÁR A., SZILÁGYI G. 2000: Szikesedés a Hortobágyon. *Természet Világa* 131: 213-216.
- SÜMEGI P., BODOR E., TÖRÖCSIK T. 2006: A hortobágyi szikesedés eredete. In: KISS A., MEZŐSI G., SÜMEGHY Z. (szerk.): Táj, környezet és társadalom. Ünnepi tanulmányok Keveiné Bárány Ilona professzor asszony tiszteletére. SZTE Kiadványa, Szeged, pp. 633-641.
- SZABOLCS I. 1961: A vízrendezések és öntözések hatása a tiszántúli talajképződési folyamatokra. Akadémiai Kiadó, Budapest, 355 pp.
- TIMKÓ I. 1934: A borsodi nyílt ártér szikesei. In: SAJÓ E., TRUMMER Á. (szerk.): A magyar szikesek. Pátria Nyomda, Budapest, pp. 109-126.
- VARGA-SIPOS J., VARGA Z. 1993: Hortobágyi Krónika. Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatósága, Debrecen, 96 pp.
- ZÓLYOMI B. 1945-1946: Természetes növénytakaró a tiszafüredi öntözőrendszer területén. *Öntözésügyi Közlemények* 7-8: 62-75.



Vár-hegy erdőrezervátum 2004/2005



Erdőrezervátum-kutató munkacsoport
MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót

