

IV. KÁRPÁT-MEDENCEI KÖRNYEZETTUDOMÁNYI KONFERENCIA

II. KÖTET

**KÖRNYEZETVÉDELEM ÉS KÖRNYEZETTECHNOLÓGIA
KÖRNYEZETBIOLÓGIA – TERMÉSZETVÉDELEM
TÁJ- ÉS TELEPÜLÉSÖKOLÓGIA**

Szerkesztő:

**OROSZ ZOLTÁN
SZABÓ VALÉRIA
MOLNÁR GÉZA
FAZEKAS ISTVÁN**

Borítóterv:

**SZÚCS VIKTOR
BARÁTH ENDRE**

DEBRECEN, 2008.

A 2008. március 28-29-én a Debreceni Egyetem Természettudományi és
Technológiai Kara és a
Sapientia Erdélyi Magyar Tudományegyetem Természettudományi és Művészeti
Kara szervezésében
a MTA Atommagkutató Intézetének közreműködésével megrendezett
IV. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia előadásai

A konferencia tudományos tanácsa:

Dr. Kiss Árpád Zoltán a konferencia elnöke
Dr. Lakatos Gyula
Dr. Csobod Éva
Dr. Zsuga Miklós
Dr. Kilár Ferenc
Dr. Mócsy Ildikó
Dr. Kiss Ádám
Dr. Szabó József
Dr. Wanek Ferenc
Dr. Borda Jenő
Putarich Dr. Ivánszky Veronika
Dr. Tóthmérész Béla
Dr. Urák István
Dr. Csorba Péter
Dr. Konkoly Gyuró Éva

A KIADVÁNY MEGJELENÉSÉT TÁMOGATTA:

**KÖRNYEZETVÉDELMI ÉS VÍZÜGYI MINISZTERIUM
MTA DEBRECENI AKADÉMIAI BIZOTTSÁGA
DEBRECENI EGYETEM TUDOMÁNYEGYETEMI KAROK
MERIDIÁN TÁJ- ÉS KÖRNYEZETFÖLDRAJZI ALAPÍTVÁNY**

ISBN 978-963-06-4626-0

Készült: a REXPO Kft. sokszorosítóüzemében, 2008-ban

Tartalom

KÖRNYEZETVÉDELEM – KÖRNYEZETTECHNOLÓGIA	8
<i>Molnár Géza</i> A környezeti hatásvizsgálat szerepe a tájdegradáció mérséklésében	9
<i>Pete Botond Levente</i> Modellek és technikák a vizes élőhelyekkel való szennyvíztisztításban	15
<i>Aszalós Tímea – Dr. Urák István</i> A gyökérszívó szennyvíztisztítás alkalmazásainak lehetőségei	21
<i>Varga László – Dr. Kozák Miklós – McIntosh Richard William – Finta Béla</i> A kármentesítés, mint a városfejlesztés limitáló faktora Debrecen szegélyzónáiban	26
<i>Buday Tamás – Dr. Kozák Miklós</i> A felszínalatti vizek geotermikus hasznosításának korlátai és újabb perspektívák	33
<i>Darabos József Attila – Baga József</i> A vízszolgáltatás regionalizációja és területi vetületeinek alakulása az Észak-Erdélyi Régióban a csatlakozás után	40
<i>Putarich Dr. Ivánszky Veronika</i> Kihasztnátlan megújuló energiák, mint a vízenergia a Vajdaságban, és a (fenntartható) fejlesztési lehetőségek	46
<i>Dr. Csathó Péter – Radicszky László</i> Regulating the phosphorus turnover through the nitrate directive in the European Union: A shameful anacronism in the 21th century	52
<i>Ballabás Gábor – Dr. Munkácsy Béla</i> Tervezési javaslatok Komárom-Esztergom megye települési szilárd hulladékokkal való gazdálkodásának stratégiájához	60
<i>Baranyai Gábor</i> Tűz vagy föld? A hulladékgazdálkodás jövője a Dél-Dunántúlon	67
<i>Kis Gergely</i> Kommunális hulladéklerakók környezetszennyezését befolyásoló környezetföldtani adottságok vizsgálata három magyarországi kistájon	74
<i>Kiss Péter – Dr. Jánosi Imre Miklós</i> Az európai szélpotenciál korlátai	80
<i>Dr. Lenti István – Kondor Attila</i> Az “energia fűz” (Salix viminalis L.) Magyarországi elterjedése és termesztésének problémái	86
<i>Orosz Zoltán – Dr. Fazekas István</i> Current situation and expected future of municipal solid waste management in Hungary	92

<i>Németh Kornél</i> Települések decentralizált energiaellátása biomassza hasznosítással.....	100
<i>Nagypál László</i> A hulladékégetés és a környezetvédelem kapcsolata.....	106
<i>Czudar Anita – Górné Dénes – Varga Éva – Páka Szilvia – Dr. Keresztúri Péter</i> Ellenőrző vizsgálatok egy szennyvíztisztításra létesített vizes élőhely rendszerben	112
<i>Bodnár Réka Kata – Bolgár Blanka – Vasvári Mária</i> Zöld(?)szállodák Debrecenben.....	116
KÖRNYEZETBIOLÓGIA – TERMÉSZETVÉDELEM.....	122
<i>Dr. Urák István – Vizauer Tibor-Csaba – Dr. Móczs Ildikó – Zsigmond Andrea – Szigyártó Lidia – Néda Tamás – László Beáta – Nagy Ildikó</i> Komplex környezettudományi felmérések a Tordai-hasadék Természetvédelmi Rezervátumban (Erdély, Románia)	123
<i>Misik Tamás – Varga Katalin – Dr. Kárász Imre</i> A síkfőkúti cseres-tölgyes erdő cserjeszintjének fiziognómiai struktúra viszonyai 2007-ben I.	129
<i>Dr. Patkó Ferenc</i> Az erdei ökoszisztémák mikrocönózisainak a változásai	135
<i>Nagy Zoltán – Dr. Tóth Albert – Gulyás Gergely – Magos Gábor</i> A Túr folyó tervezett rehabilitációjának lehetséges hatásai a makrovegetációra (különösen az Öreg-Túr vízrendszerében)	141
<i>Szigyártó Líia – Dr. Péterfi Leontin István</i> Evaluation of water quality based on diatom communities inhabiting the someşul mic river between floreşti and apahida (Cluj County, Romania)	147
<i>Dr. Milinki Éva – Dr. Kiss Attila – Szóvati Katalin – Dr. Murányi Zoltán – Dr. Lakatos Gyula</i> A herbicidekhez tartozó simazin és acetoklór fotodegradációja és akut toxikus hatása eltérő érzékenységgű halfajokra	154
<i>Oláh Viktor – Kiss Tibor – Tóth György Dániel – Dr. Lakatos Gyula – Dr. Mészáros Ilona</i> Hazai békalencse-fajok nehézfém-toleranciája.....	160
<i>Czédli Herta – Kópicz Balázs – Dr. Hancz Csaba</i> Réz-expozíció vizsgálata ezüstkárászokban PIXE módszerrel	167
<i>Kosáros Tünde – Dr. Gál Dénes – Hegedűs Réka – Dr. Pekár Ferenc</i> Kombinált intenzív-extenzív tavi haltermelő rendszer élőbevonatának vizsgálata.....	173
<i>Erdélyi Zsolt – Dr. Urák István</i> A <i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861) és <i>P. monticola</i> (Clerck, 1757) fajok (Arachnida: Araneae) vizsgálata biometriai módszerekkel	179

<i>Dr. Fodorpataki László – Nagy Krisztina – Bartha László – Bartha Csaba</i> Comparison of halotolerance of lettuce varieties adapted to low and high temperature, based on ecophysiological characteristics.....	185
<i>Dr. Lenti István – Kondor Attila</i> Az „energiafűz” (<i>Salix viminalis</i> L.) gombái.....	192
<i>Kövér László – Dr. Jubász Lajos – Dr. Gyüre Péter</i> A dolmányos varjú (<i>Corvus cornix</i> L.) élőhelyváltozása Debrecenben	197
<i>Nagy Ildikó – Dr. Urák István</i> A Nagy Balika-vára barlang (Tordai-hasadék) denevérfaunájának (Chiroptera) vizsgálata.....	205
<i>Némethné Dr. Katona Judit</i> Biologically qualified environment, ecologically evaluated conditions	211
<i>Némethné Dr. Katona Judit</i> The environmental significance of bioindicators in sewage treatment.....	215
<i>Dr. Szili-Kovács Tibor – Pohner Zsuzsanna – Bíró Ibolya – Takács Tünde</i> Talaj mikrobiális biomassza és PLFA mintázata többéves szénforrás-kezelés abbahagyása után homokpusztagyep restaurációs kísérletben	220
<i>Antal Zsuzsanna – Dr. Jubász Lajos – Tanyi Péter</i> Kiegészítő növényteni vizsgálatok egy védett legelő gyepprodukciónak modellezéséhez	227
<i>Bíró Ibolya – Takács Tünde</i> Fekete nyár (<i>Populus nigra</i> L.) csemeték nehézfém-felvételének időbeli alakulása kadmiummal, cinkkel, ólommal, nikkellel és mangánnal szennyezett talajban.....	234
<i>Dr. Tóth Albert – Dr. Braun Mibály – Tóth Zsuzsanna – Górh Dénes – Dr. Lakatos Gyula</i> Ércbányászati tevékenységgel összefüggő nehézfémzennyezés bioindikációja csipkebogyó [gyepűrózsa (<i>Rosa canina</i>) átermés] elemanalízisével	241
<i>Dr. Mikóné dr. Hamvas Márta – Jámbrik Katalin – Dr. Máthé Csaba – Dr. Vasas Gábor – Bácsi István – Beyer Dániel – Dr. Borbély György</i> A mikrocisztin-LR (cianotoxin) hatásai különböző vízinnövényfajokra	247
<i>Kocsár István – Csatári István – Dr. Lakatos Gyula</i> Vízinnövények gyökerében található fémek koncentrációjának és eloszlásának térképezése bio-PIXE módszerrel.....	254
<i>Nagy Beáta – Dr. Andrikovics Sándor</i> About the quality changing of the Ephemeroptera larvae in a frequent conservation intervention (Szalajka Stream, Bükk Mountain)	261
<i>Górh Dénes – Deák Csaba – Czudar Anita – Gyulai István – Dr. Lakatos Gyula</i> A Kerka makrogerinctelen faunájának vizsgálata.....	265

Varga Éva – Górh Dénes – Czudar Anita – Gyulai István

A balatoni köves part struktúrájában bekövetkezett változások (2001-2004).....272

TÁJ- ÉS TELEPÜLÉSÖKOLOGIA.....276

Dr. Konkoly Gyuró Éva

Tájkarakter elemzés a Fertő-Hanság medencében, Esettanulmány és módszertan a Kárpát-medencét felölelő tájmonográfia tervéhez277

Dr. Rakonczai János

A globális változások néhány mérhető következménye és tájaink átalakulása.....284

Dr. Szabó Mária – Dr. Kiss Ádám

A modern infrastrukturális fejlesztések tájökölógiai hatásai290

Dr. Horváth Gergely

Környezeti hatások okozta tájváltozás örökfagyterületeken és az örökfagy, mint időzített környezeti bomba291

Zagyvai Gergely – Dr. Berki Imre

Felhagyott agrárterületek felszínborítási típusai cserhádi mintaterületen297

Csengeri Erzsébet

Rurális települések sorsa a gazdasági szektorok alakulása tükrében303

Deák Balázs – Török Péter – Vida Enikő – Valkó Orsolya – Migléc Tamás – Déri Eszter – Lontay László – Dr. Lengyel Szabolcs – Dr. Tóthmérész Béla

Tájléptékű gyeprekonstrukció eredményei az Egyek-Pusztakócsi LIFE területen310

Barna Gyöngyi

Talaj- és vegetációváltozások egy dél-alföldi mintaterületen316

Korom Annamária – Korom Pál

A Szentés városi földárok és mirhó rendszer rendezése, mint kék és zöld mikrohálózat fejlesztés.....321

Puskás Irén – Dr. Farsang Andrea

A városi talajok természetes és antropogén szintjeinek elkülönítése fizikai, kémiai és biológiai indikátorok segítségével.....328

Dr. Kertész Zsófia – Dobos Erik – Szoboszlai Zoltán – Borbélyné Dr. Kiss Ildikó

Városi aeroszol forrásainak vizsgálata a debreceni aeroszol koncentrációjában és elemösszetételében bekövetkező gyors időbeli változások alapján.....335

Szoboszlai Zoltán – Dr. Kertész Zsófia – Dobos Erik – Borbélyné Dr. Kiss Ildikó

Debreceni városi aeroszol méreteloszlása és tüdőbeni kiülepedésének valószínűsége.....342

Dr. Elkán György – Kocsor Tibor Gábor – Bóné Gábor-Máté

Modernkori örökségek Kolozsváron349

Kántor Noémi – Dr. Gulyás Ágnes – Dr. Unger János

Humánkomfort-vizsgálatok Szegeden355

<i>Oláb Ferenc</i> Városökológiai sétaút tervezete Szegeden	362
<i>Ladányi Zsuzsanna</i> Természeti értékek vizsgálata a tájváltozás tükrében rőszkei mintaterületeken.....	368
<i>Demény Krisztina</i> Tájhasználat változás vizsgálata a gödöllői-dombság területén.....	375
<i>Dr. Pásztor László – Dr. Szabó József – Dr. Bakacsi Zsófia</i> Térbeli talajinformációs rendszer pontosságának növelése és megbízhatóságának becslése.....	381
<i>Dr. Pásztor László – Dr. Szabó József – Dr. Bakacsi Zsófia</i> Delineation of soil degradation regions in Hungary	388
<i>Laborczi Annamária – Dr. Szabó József – Dr. Pásztor László – Dr. Bakacsi Zsófia – Dr. Dombos Miklós</i> Az élőhely-térképezés talajtani támogatása (TalajMÉTA)	393
<i>Hajdu Zoltán – Dr. Fülekgy György</i> Összefüggések a gazdálkodási gyakorlat és a talajvíz nitrátszennyezettsége között a nyáráradmenti települések esetében.....	399
<i>Csengeri Erzsébet – Dr. Hanyecz Katalin</i> Vidékfunkció alakulása a védett területeken külföldön és hazánkban.....	405
Névmutató.....	411

**KÖRNYEZETVÉDELEM -
KÖRNYEZETTECHNOLÓGIA**

Molnár Géza¹

A környezeti hatásvizsgálat szerepe a tájdegradáció mérséklésében

1. Célkitűzés

A tájdegradáció jelentésének negatív tartalma egyértelmű. A következőkben arra a kérdésre keresem a választ, hogy a környezeti hatásvizsgálat, mint környezetvédelmi eszköz, milyen szerepet tölt, vagy tölthet be a tájdegradáció mérséklésében. Vizsgálataim során elsősorban befejezett bányászati tevékenységek területeinek környezeti hatásvizsgálatait fogom elemezni olyan szempontból, hogy a tevékenységek megkezdése előtt becsült környezetváltozások mennyire felelnek meg a valóságnak. Tanulmányomban egy szélesebb körű munka első eredményeiről számolok be.

2. A környezeti hatásvizsgálat

Az emberi képességek egyike az előrelátás, hiszen képesek vagyunk megbecsülni tetteink következményeit, ez azonban nem mindig van így. Az emberi tevékenységek környezeti hatásainak az előrejelzésére egyre szélesebb körben használt eljárást dolgoztak ki, a környezeti hatásvizsgálatot. A környezeti hatásvizsgálat alapelve a megelőzés és előrelátás, ami azonban sok esetben még tudományos módszerekkel is nehézségekbe ütközik. A környezeti hatásvizsgálat nem rendelkezik évszázados múlttal, megjelenése az 1970-es évekre tehető. Kialakulásában szerepet játszott a tudományos fejlődés, a környezeti tudat és a média fejlődése. Elsőként az Egyesült Államokban dolgozták ki törvényi háttérét, a Nemzeti Környezetvédelmi Cselekvési Törvényt (NEPA, 1969), és alkalmazási rendszerét először Kaliforniában, 1970-ben. Magyarországon a törvényi szabályozása 1986-ban kezdődött el. A 20 éves módszertani fejlődésnek és Európai Unió csatlakozásának köszönhetően ma már Magyarországon nem egyszerűen csak környezeti hatásvizsgálatról beszélünk, hanem egy egységes környezethasználati engedélyezési eljárásról (IPPC) is. Ennek az eljárásnak azonban meghatározó részét alkotja a környezeti hatásvizsgálat.

Ennek alapvető feladatait BASS, R. E. (1999) a következőkben fogalmazza meg:

- A tervezett tevékenységek jelentős hatásait a döntéshozók és a nyilvánosság elé tárja.
- Megtalálja az utat a környezet károsodásának elkerüléséhez vagy csökkentéséhez.
- Környezeti sérüléseket megelőzi megvalósítható alternatívák vagy kárenyhítési intézkedések segítségével.
- Feltárja a jelentős környezeti hatások közös okait, hogy a projektek szakhatósági engedélyt kaphassanak.
- A projektek felülvizsgálatánál elősegíti a hivatalok közötti koordinációt.
- Biztosítja a nyilvánosság szerepét a tervezési folyamatban.

Elengedhetetlenül fontos, hogy a beruházások megvalósítása, működése során, sőt befejezésük után azokat ellenőrizni kell, mégpedig a környezeti monitoring alkalmazásával, hogy a környezeti hatásvizsgálat mennyire volt pontos, a tényleges környezeti hatások mennyiben térnek el a benne megjósoltaktól.

Az ellenőrzések tapasztalatai azt bizonyítják, hogy a környezeti hatásvizsgálatok készítésének jogszabályi fegyelme ugyan elfogadható, az elkészült tanulmányok megfelelnek a jogi előírásoknak, a bennünk foglaltak már nem dicsérhetőek egyértelműen. Sok elkészült

¹ Molnár Géza *Debreceni Egyetem, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék, Debrecen* E-mail: acman@freemail.hu

környezeti hatásvizsgálatban az egyes fejezetek kidolgozottsága nem elég alapos, a bennük előrejelzett környezeti hatások bekövetkezési valószínűsége alacsony, és sajnos gyakran a megjósoltnál súlyosabb következményei lesznek a beruházásoknak.

3. A tájdegradáció

A környezeti hatásvizsgálat tehát a különböző beruházások környezetre gyakorolt hatásait igyekszik megbecsülni, az egyik ilyen hatás a tájdegradáció antropogén felerősítése lehet.

A táj egy dinamikusan változó, formálódó egység, amelynek folyamatos fejlődése során fellépnek negatív hatások is, mint például a természetes talajerózió, tavak feltöltődése.

BÁDONYI K. (2001) szerint a tájdegradáció viszonylag új fogalom, melynek nincsen még elfogadott definíciója. A degradáció általánosságban valamilyen alacsonyabb értékrendbe kerülést jelent. Első megközelítésben a tájdegradáció a táj valamely összetevőjének vagy pozitív tulajdonságának elvesztését jelenti. BLAIKIE, H. és BROOKFIELD, P. (1987) szerint a táj akkor degradálódik, amikor elveszti belső minőségét, adottságai romlanak, ehhez mind természeti, mind antropogén folyamatok hozzájárulhatnak.

Ugyanakkor fontos megkülönböztetni az ember okozta degradációt a természetestől, hisz ez utóbbit inkább a táj fejlődésének részeként kell értelmeznünk. Az antropogén okokból bekövetkező tájdegradáció kivétel nélkül minden esetben a táj természetes fejlődését, megújulását veszélyezteti.

A környezeti hatásvizsgálat (KHV) feladata, hogy megbecsülje a beruházások környezetre gyakorolt hatását, és alternatívát keressen a hatások mérséklése miatt, s hogy a kívánt beruházás a legkisebb természeti, társadalmi kárt okozza. A KHV szerepe megkerülhetetlen a tájdegradáció mérséklése szempontjából. A beruházások engedélyezési eljárása során azonban a döntések meghozatalában a társadalmi, gazdasági szempontoknak gyakran alárendeltjeként jelennek meg a tájvédelmi szempontok. Nem ritkán magukban az elkészített környezeti hatásvizsgálatokban is a tájvédelmi szempontok háttérbe szorulnak, így nem lehet elvárni, hogy a döntéshozók nagyobb figyelmet szenteljenek neki.

4. A bányaterületek hatása a tájra a környezeti hatásvizsgálat szemszögéből

A bányászat erősen tájromboló mivolta köztudott. Egy bánya nyitása és működése során számos hatótényező jelentkezik.

A tájdegradációt okozó hatások közül a legjelentősebbek a következők:

- A bánya területfoglalása, amely a bányászattal érintett területek élővilágát jelentősen károsítja, sőt teljesen elpusztíthatja.
- A bányászati tevékenység előkészítése és a bányaművelés során a talaj eltávolítása.
- Az élőhelyek megszüntetése, illetve teljes átalakítása.
- Szállítási útvonalak mentén a környezet szennyeződése.
- Az eredeti domborzat megváltoztatása, a tájkép lényeges módosítása.
- A bányászat és szállítás során fellépő légszennyezés, zaj- és rezgésterhelés.
- A bányaterület kivilágítása okozta fényszennyezés.
- A bányaterület épületei, vonalas létesítményei az élőlények migrációját zavarják.

A környezeti hatásvizsgálatnak ezeket a hatásokat fel kell becsülnie, valamint javaslatot kell tennie a mérséklésükre. A másik bevált módszer az alternatív lehetőség keresése ebben az esetben csak korlátozottan működik, inkább csak a termelési módszer és szállítási útvonal esetében lehet megállapítani.

5. A Debrecen VII. homokbánya környezeti hatásvizsgálatának előrejelzései és azok ellenőrzése

A vizsgálataim során Debrecen és környező településeinek külterületén lévő agyag- és homokbányákkal és azok engedélyezéséhez szükséges környezeti hatásvizsgálatokkal foglalkoztam és foglalkozok. Az egyik mintaterületem a Debrecen VII. homokbánya esetében a környezeti hatásvizsgálat készítői jól mérték fel a bányaterület által okozott hatásokat. Mivel a bányaterület nem érte el a 25 ha-os határértéket, a szakemberek csak előzetes környezeti hatásvizsgálatot voltak kötelesek készíteni. Az elkészített hatásvizsgálat elég alapos volt előzetes környezeti hatásvizsgálathoz képest, megfelelő módon elemezték a lehetséges hatásokat mindegyik tájalkotó tényezőre, hiányosságot csak az élővilág állapotfelmérése esetében tapasztaltam, amelynek oka az volt, hogy a döntéshozatali eljárás időtartama nem tette lehetővé egy egész vegetációs időszakot érintő felmérés elkészítését. Ezt egyébként nem tette indokolttá a területhasználat sem, mivel egy intenzíven használt szántóterületről volt szó.

A táji elemek felmérésén túl a lehetséges hatások becslése az elsődleges feladat, ebben az esetben is jól sikerült hatásvizsgálatról van szó. A készítők jól mérték fel a 2002–2006 közötti működés lehetséges hatásait. A leírtakkal összhangban a legnagyobb hatások a bányaterület élővilágát, talaját és domborzatát érintették.

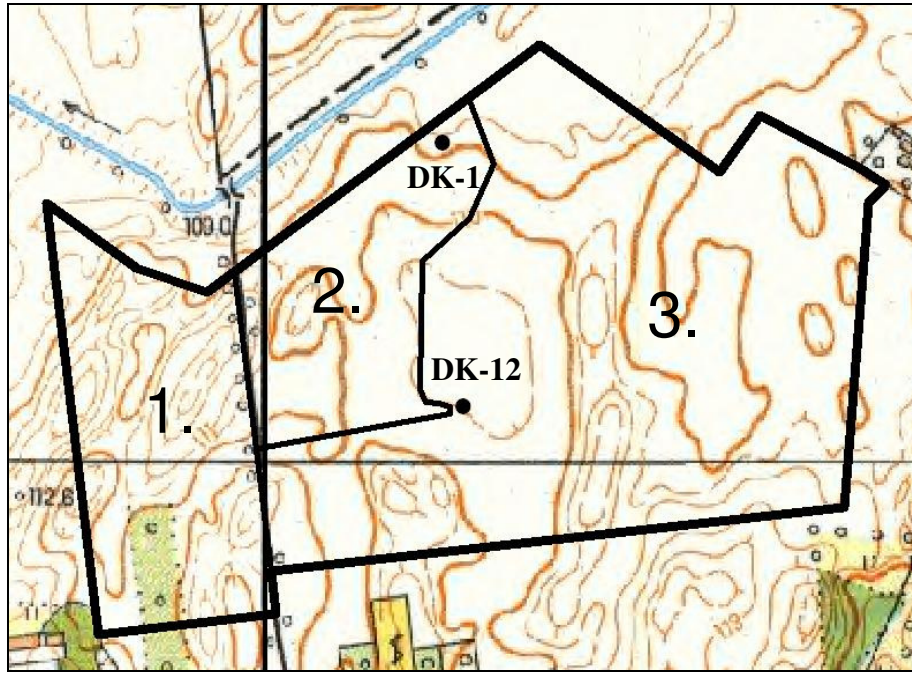
Saját 2007-es terepi méréseim során elsősorban a bányaművelés talajra, talajvízre és domborzatra gyakorolt hatását vizsgáltam. Ezek alapján a környezeti hatásvizsgálatban leírtak helytállóak voltak a talajvíz szennyezésével kapcsolatban (1. táblázat). A bányanyitás előtti talajvízvizsgálatok megismétlése, mintavételi pontok azonosak voltak: a DK-1 mintavételi pont a rekultivációra váró területen van, a DK-12 a 6 év során folyamatosan művelt szántóterületen található.

1. táblázat. A környezeti hatásvizsgálatban felhasznált 2001-es és saját 2007-es talajvíz-vizsgálatok eredményei

Mintavételi hely	pH	Fajlagos vezetőképesség	Nitrát	Nitrit	Ortofoszfát	Ammónia	m-lúgosság	Összkeménység
		(μ S/cm)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mmol/l)	CaO (mg/l)
DK-1 (2007)	7,33	260	25,6	0,14	0,23	0,78	1,63	6,24
DK-1 (2001)	7,26	393	126	0,08	1,16	0,92	1,40	109
DK-12 (2007)	7,1	1843	226,06	0,031	0,11	1,12	4,35	54,88
DK-12 (2001)	7,15	1845	566	0,11	0,06	0,90	3,40	627

Az eredményekből jól látszik, hogy a bányászat során nem sikerült semmilyen szennyező anyag esetében a koncentráció intenzív növekedését kimutatni, amely a bányászati tevékenység számlájára írható lenne. Sőt, a nitrit és nitrát értékekből inkább az látszik, hogy a mezőgazdasági műtrágyázás komolyabb szerepet játszik a szennyezésben, hiszen a művelt DK-12 pont esetében lényegesen nagyobbak ezek az értékek.

A domborzatot és talajt érintő változások sokkal szembetűnőbbek voltak és nyilvánvalóvá tették, hogy a bánya rekultivációja még nem fejeződött be. A jelenlegi domborzati és talajtani viszonyok alapján a bányaterületet 3 részre lehet osztani (1. ábra).



1. ábra. Talajvíz-mintavételi pontok és bányaterületek határai
 1. Újonnan művelésbe vont terület; 2. Rekultivációra váró terület; 3. Bányaművelés által nem érintett terület; DK-1, DK-12: talajvíz-mintavételi pontok



2. ábra. Újonnan művelésbe vett terület

A nyugati részen (2. ábra), ahol a bányatevékenység miatt hagytak fel a leghamarabb a mezőgazdasági műveléssel, illetve elsőként itt is fejezték be a bányászatot. Az elsődleges rekultiváció utáni állapot a következő: a kitermelt homok helyét fúrások alapján mintegy 100 cm-nyi humuszos meddővel töltötték fel és egyengették, így az eddig, a bányászati tevékenység előtt, itt jellemző relatív szintkülönbségek jórészt megszűntek, teljesen sík felszín alakult ki. Az eredeti felszínt ma már mindössze egy, a bányaműveléssel félbevágott kiemelkedés jelzi. A domborzat megváltozása mellett a területhasználatban nem történt változás a bányatevékenység előttihez képest: ugyanúgy szántót alakítottak ki.

A terület középső harmada (3. ábra) jelenleg még a bányaművelés minden nyomát magán viseli. Semmilyen rekultiváció nem érintette még ezt a területet. Itt láthatóak legjobban bányászat hatásai, nincs talaj, a vegetáció csak minimális, mindössze néhány gyomnövény található meg a szegélyén, illetve a közeli talajvíz miatt a legmélyebb részén, kis kiterjedésben sásas található. A szintkülönbség egy 2–3 m-es vastagságban történő anyagkitermelésről tanúskodik. A területet meddők szegélyezik. Pillanatnyilag csak egyetlen tevékenység jelzi az utógondozást, a terület időnkénti gaztalanítása, vélhetően a parlagfű esetleges megjelenése miatt.



3. ábra. Még rekultívatatlan bányaterület

A keleti, délkeleti rész (4. ábra), – az eredetileg engedélyben szereplő 22 ha-os – bányaterület közel felét (1. ábra) alkotja. Azonban ez a rész még nem került bányaművelés alá, és már nem is fog, hacsak újabb engedélyt nem adnak ki a bányatevékenység folytatására. Így ezt a területet a közvetlen bányászat nem érintette. A területen az 5 év során megmaradt az eredeti szántóföldi művelés területhasználata.

A 3 részterület alapján kijelenthető, hogy az eredeti állapot megközelítően visszaállítható a bányászati tevékenység után. Azonban ezen a mintaterületen jelentős szerepet játszik ebben az a tény, hogy a bányatevékenység előtt ez egy mezőgazdasági terület volt. Ugyanakkor a középső terület jelenti az ellenpéldát, ahol a rekultiváció nélkül kvázi élettelen táj maradt hátra, így világossá válik számunkra, hogy még ha a környezeti hatásvizsgálatban leírtak alapján folytatták is a bányaművelést, az mindenképpen jelentős tájsebet okoz. Tehát megkerülhetetlenül fontos a felhagyási szakasz, vagyis a rekultiváció pontos végrehajtása, hogy a kiindulási ponthoz legalább közeli állapotba kerüljünk.

Végezetül azt mindenképpen le kell szögezni, hogy ebben az esetben a mintaterület egy már művelt táj volt, természetes vagy természetközeli táj esetében lehetetlen lenne hasonló állapotba visszaállítani a bányaterületet.



4. ábra. Bányaművelés alá nem vont terület

6. Záró gondolatok

A mintaterület tapasztalatait figyelembe véve, ha a környezeti hatásvizsgálatot megfelelő alaposággal készítik el, mint esetükben is, akkor képes a bekövetkező hatások mértékét felbecsülni. Ha a beruházás megvalósítása során a környezeti hatásvizsgálatban megfogalmazott javaslatok alapján járnak el, a tájdegradáció a lehető legkisebb mértékűre szorítható vissza.

Irodalom

- BÁDONYI K. (2001) A tájdegradáció napjainkban. Földrajzi Értesítő, 50. évf. 1-4 füzet, pp. 321-334.
- BASS, R. E. – HERSON, A. I. (1999) Environmental impact assessment of land-use plans: experience under the National Environmental Policy Act and the California Environmental Quality Act – In: Petts J. ed.: Handbook of Environmental Impact Assessment, vol. 2. Blackwell Science, Oxford, p. 1.
- BLAIKIE, P. – BROOKFIELD, H. (1987) Land degradation and Society. London: Methuen. Cit. – In: Barrow C. J. 1991.: Land Degradation: Development and Breakdown of Terrestrial Environments, Cambridge University Press pp. 295.
- CSORBA P. (1997) Környezeti hatásvizsgálat (KHV). Kézirat, KLTE Alkalmazott Tájföldrajzi Tanszék, Debrecen, p. 6.

Pete Botond Levente¹

Modellek és technikák a vizes élőhelyekkel való szennyvíztisztításban

Abstract

Ground pollution, surface waters, and consequently the treatment of the wastewaters resulting from industrial and domestic use represent one of the most important problems of nowadays. Concerning the content, the wastewaters are very complex systems as they consist of organic and inorganic materials but also of solid substances.

The wastewater purification using constructed wetlands is an ecological system with a low energy use, which could provide a low cost solution for the small localities. The most frequently used plants in Europe is the *Phragmites australis* or the *Phragmites communis*, that are suitable for the surface and subsurface wastewater flow cleaning, and they can be used also in the systems with a horizontal and a vertical flow. At this moment more types of constructed wetlands are known, which are very different related to their flow, construction, placement, and also their biological and chemical composition.

1. Bevezetés

A természetközeli szennyvíztisztítás egyik formája a létesített vizes élőhelyekkel való tisztítás. A vizes élőhelyek tulajdonképpen a növények, állatok, mikroorganizmusok és a környezet komplex, integrált együttesének vizes rendszere. Ezek a rendszerek önműködő, a víz és szárazföld között átmeneti szakaszt képező vizes élőhelyek. A tisztítási folyamat lényege a növények és ezek gyökérzónáiban található mikroorganizmusok között kialakult bio-kémiai együttműködés.

A létesített vizes élőhelyeknek több típusát ismerjük, ezek nagyrésze multifunkcionális, a víztisztítás mellett több szerepet is ellát. Ilyenek:

- a víz minőség javítása;
- víztárolás, esővíz és egyéb vizek tárolása;
- bizonyos anyagok körforgásának a biztosítása;
- élettér biztosítása különböző növény és állatfajok számára;
- egy szabadidős tevékenységekre alkalmas környezet kialakítása;
- oktatás és kutatási céloknak megfelelő közeg biztosítása;
- tájjavító szerep.

A vizes élőhelyeknek több alkotóelme is van, melyek közül megemlíthetők a víztároló medence (medence, víz, talaj, üledék), a növény és állatvilág, és noha biológiai valamint a jelenlévő mikroorganizmusok csoportja mely nagy jelentőséggel bír a szennyvizek tisztításában.

A vizes élőhelyek, a víztároló medencét tekintve két csoportba sorolhatók:

Az első a természetes vizes élőhelyek csoportja, melyek a környezeti tényezők hosszan tartó, folyamatos munkája során természetes úton alakulnak ki. A szerkezeti egységként említendő vízátmeresztő agyagrétegnek köszönhetően megfelelő közeget képez a víz-szennyvíz tárolásához.

Egy másik a létesített vagy mesterségesen létrehozott élőhelyek csoportja, melyek fekvése, nagysága, mélysége és kapacitása racionális számításokon alapszik, és az emberi szakmai

¹ Pete Botond Levente *Debreceni Egyetem, Környezettudományok Doktori Iskola, Debrecen* E-mail: pete_boti@yahoo.com

tevékenység modern technológiája során kerül kialakításra. Ezek a rendszerek hasonlóak a természetes rendszerekhez, de működésük sokkal szabályozottabb, befolyásolhatóbb és könnyebben monitorizálható.

A víz, mint alkotóelem meghatározó a vizes élőhelyek működésében, mivel egyesíti a rendszer különböző elemeit, mennyiségbeli vagy minőségi változása pedig komolyan befolyásolhatja a szennyvíztisztítás folyamatát. A vízfelület nagy kiterjedése és relatív kis mélység miatt közvetlenül befolyásolják a környezeti jelenségek és a benne élő növényi és állatvilág.

A létesített vizes élőhelyek építésében fontos szerepet játszik az aljzat, amely rendszerint a talaj, a homok, a kavics, a kő és sok esetben organikus eredetű anyagokból kerül kialakításra (pl. a komposzt). Az aljzaton vagy a vízfenéken található üledék és iszapréteg a szennyvíztisztítás folyamata következtében keletkezik, és a következő szerepkört látja el:

- Életeret biztosít a tisztítási folyamatban résztvevő mikroorganizmusok és a mikrofauna számára.
- Vízáteresztő vagy vízátnemeresztő jellegének köszönhetően befolyásolja a szennyvíztisztítás folyamatát.
- Helyet ad a különböző kémiai folyamatoknak.
- Tárolja a toxikus, a vízből kivont szennyezőanyagok egy részét.
- Szervesanyag készletet képez a vízben lezajló bio-kémiai folyamatok számára.

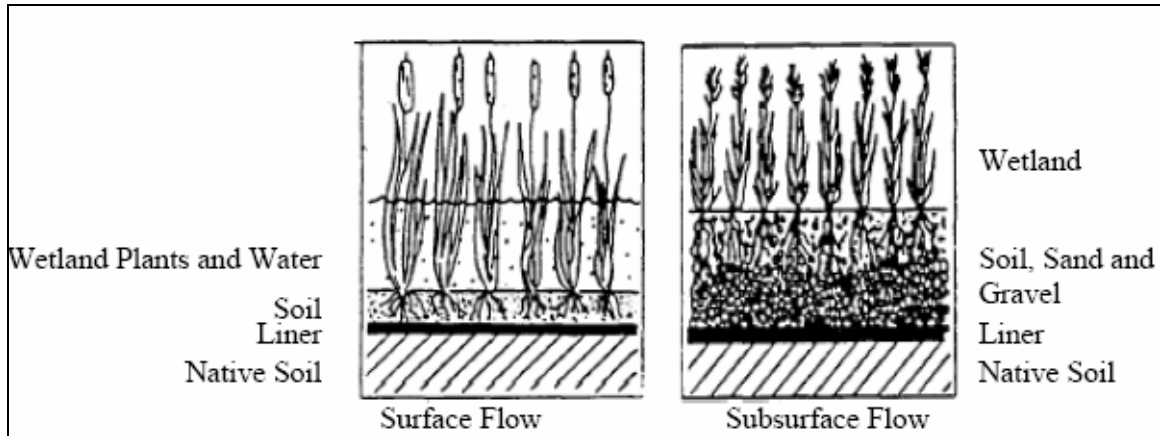
Az aljzat víz alatti helyzetének köszönhetően vízzel telítődik, az oxigén kiszorul a pórusok közül és így egy anoxikus, oxigéntől mentes környezet alakul ki. Ez a környezet megfelelő életeret biztosít az anaerob mikroorganizmusok számára, melyek részt vesznek a vízből való szennyezőanyag eltávolításban.

Állatvilágát tekintve a létesített vizes élőhelyekben előfordulnak úgy a gerinces, mint gerinctelen állatfajok. Ez utóbbira az jellemző, hogy az üledékben tartózkodik és tevékenységével hozzájárul a dentritusz felaprózásához, a szervesanyagok lebontásához, vagy elősegítik annak lebontását. Ebbe a csoportba tartoznak a különféle férgek, rovarok valamint ezek lárvái, melyek több éves fejlődési ciklusukban nagy mennyiségű szervesanyagot használnak fel. Ezen kívül a víz jelenléte életeret biztosít a különböző kételtű fajok számára, a hulló és a gerinces, a madár fajok és emlősök számára.

A létesített vizes élőhelyek olyan komplex rendszert alkotnak, melyben a víz, az aljzat, az üledék, a mikro- és makroflóra valamint a mikro- és makrofauna egy együttes hatást fejt ki, minek eredményeképpen a szennyvízben egy tisztítási folyamat jön létre. A folyamat létrejöttében a következő szakaszokat említjük:

- lebegőanyag leülepedés;
- szűrés és kicsapódása, majd ülepedés;
- kémiai transzformáció;
- adszorpció és ionizáció;
- a mikroorganizmusok segítségével történő szennyezőanyag-lebontás és transzformáció;
- növény és mikroorganizmusok általi szennyezőanyag-felvétel és az életfolyamatokban való hasznosítás;
- kórokozó semlegesítés.

A létesített vizes élőhelyek működését tekintve két fő típust különböztetünk meg: felszín alatti létesített vizes élőhelyek (subsurface flow constructed wetland) és felszíni létesített vizes élőhelyek (surface flow constructed wetland). Ami a felszínhez viszonyított pozíciójukat és felépítésüket illeti a vizes élőhelyek típusai lényegesen eltérnek egymástól (1. ábra).



1. ábra. Felszíni és felszín alatti létesített vizes élőhelyek (HALVERSON, N. V. 2004)

A rendszer működését tekintve több feladatot is ellát, így alkalmas a (TSS) lebegőanyagokkal szennyezett vizek tisztítására, a kémiai (KOI) és biológiai oxigén igény (BOI) csökkentésére, a nitrogén (N) és foszfor kivonására (P), és egyéb szerves és szervetlen anyagok (pl. nehézfémek) koncentrációjának csökkentésére.

2. A felszíni létesített vizes élőhelyek

A „surface flow constructed wetland”, azaz a felszíni létesített vizes élőhelyek alapján véve egy mesterségesen létrehozott rendszer, mely kiterjedését tekintve nagy területet igényel. Ennek a rendszernek általános jellemzője a sekély vízfelület, mely alatt egy vízátnemeresztő talajréteg, vagy pedig egy szintetikus anyagból készült impermeábilis réteg található. Az aljzatot termékeny talaj, tőzeg vagy pedig más olyan anyag alkotják, melyek alkalmasak a növények gyökerének fejlődési közeget biztosítani, és az üledékben található mikrobiológiai tevékenység kialakítását elősegíteni.

A felszíni vizes élőhelyekre növényzetét tekintve jellemző, hogy jelen van mind a három vízinövény típus: az emerz, a submerz és az úszólevelű, viszont a tisztítási folyamatot a növények nem önmagukban, hanem a vízben található baktériumokkal és algákkal együttesen végzik el.

Az emerz növényzet a leggyakrabban megtalálható vizes élőhelyi növényzet típus. Legtöbbjük a mocsarakban illetve lápokban, gyökereikkel az üledékbe rögzülve, száraikkal pedig a víz felszíne felé emelkedve élnek. A víz alatt létrejövő szárközeli biológiai társulásaik révén úgynevezett biofiltereket alkotnak, melyeknek nagy szerepe van a szennyvizek tisztításában. Az emerz növények közül megemlítendő a nád (*Phragmites australis*, *Phragmites comunis*), a káka (*Schoenoplectus lacustris*) és gyékényfajták (*Typha latifolia*, *T. augustipfolia*, *T. minima*).

2.1. A felszíni létesített vizes élőhelyek növényzetének típusai

A szubmerz, alámerült hínárnövények, a vízfelszín alatt, gyökereikkel a talajhoz rögzülve lebegve élnek (egyes fajok esetében a gyökér hiányzik). A vízoszlopban betöltött jelentőségük a szervesanyag-termelésen, az oxigén-felszabadításon és az anyagforgalmon túl, a változatos élőhely és aljzat biztosítása a többi élőlény és a rögzült életmódú élőbevonatot alkotó szervezetek számára (LAKATOS GY. 2004). Ilyen növények pl. a fésűs békaszőlő (*Potamogeton pectinatu*), az átokhínár (*Elodea canadensis*), a csillárkamoszatok (*Chara* spp.), a keresztes békalencse (*Lemna trisulca*) és az érdes tócsagaz (*Ceratophyllum demersum*).

Az úszólevelű növények egy része – specifikus sejtfelépítésüknek köszönhetően – levegővel teli leveleikkel a víz tetején lebegnek, 20–30 cm-es gyökereiket pedig a vízben tartják anélkül, hogy az aljzatot elérnék. Ilyenek például a *Pistia Stratiotes* vagy pedig az *Eichornia Crassipes*. Az úszólevelű növények másik csoportját henger alakú szár és az üledékben végződő gyökérzet jellemzi. Ilyenek a Magyarország területén is élő fehér tündérrózsa (*Nymphaea alba*), a vízitök (*Nuphar lutea*), a békalencsék (*Lemna* ssp.) és a vizitara (*Wolffia arrhiza*).

Az oxigénellátását tekintve megkülönböztetünk oxikus vagy aerókok (sekély vizek esetében), anoxikusak vagy anaerókok (mélyebb vizek esetében) és vegyesek vagy fakultatívak felszíni vizes élőhelyeket.

2.2. A felszíni létesített vizes élőhelyek típusai

A tudomány több típust is megkülönböztet egymástól, így a következők lehetnek:

- oxigénes, aerob vizes élőhelyek;
- anaerob felszíni létesített vizes élőhelyek;
- vegyes vagy fakultatív vizes élőhelyek (tavak).

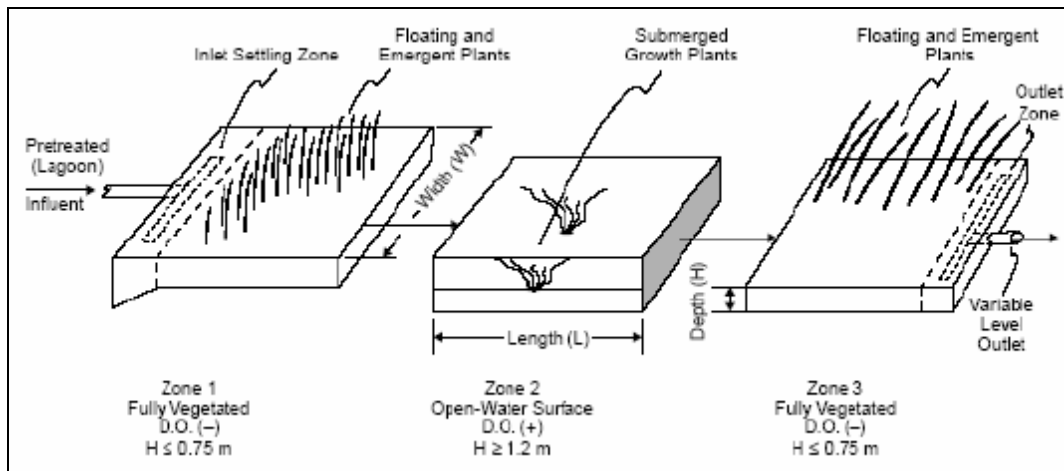
Az **oxigénes, aerob vizes élőhelyek** két legjellegzetesebb típusa a lagúna és a tavas tisztító. Mivel a sekély vízben könnyen áthatoló napsugarak eléri az aljzatot, így az oxigénellátást a fotoszintetizáló algák és a növények biztosítják. Általában az ilyen típusú élőhelyek vízmélysége nem haladja meg az 1 m-t (a leggyakrabban 0,5–0,9 m), a víz tartózkodási ideje pedig 10–20 nap között mozog. A vízfelületre jellemző hogy sekélyisége miatt erősen ki van téve a környezeti viszonyosságoknak, mint pl. a szél, csapadék, a hőmérsékletingadozás, melyek negatívan befolyásolhatják a szennyvíztisztítás hatásfokát. Egy alcsoportja az oxigénes tavaknak a mikrofita tavak (mely mikroszkopikus algákat és baktériumokat tartalmaz) és a halastavak csoportja, noha ez utóbbi esetében különös figyelmet kell fordítani az oxigénnel való ellátásra (az oldott oxigén mennyisége kb. 4 mg/l). Az említett rendszerekre jellemző hogy a szennyvíztisztítás minden lépcsőfoka megvalósítható.

Egy másik típusa az oxigénes tavaknak a mesterségesen oxigénezett tavak csoportja, melyek mélysége már elérheti a 4 m-t, és oxigénellátását speciális befúvóberendezésekkel valósítják meg. Ennek a rendszernek a hátránya a viszonylag magas energiafogyasztás, mely az üzemeltetési költségek növekedéséhez vezet. A megfelelő tisztítás érdekében ajánlott egy ülepítéssel előtisztítást végezni (pl. Dorr-medencék alkalmazásával).

Az **anaerob felszíni létesített vizes élőhelyeknek** leggyakoribb típusa ugyancsak a tavas és a lagúna típus. A különbség viszont a vízmélység (mely nagyobb mint 2–3,5 m), az oxigénhiány valamint a napfény hiánya következtében létrejövő oxigénmentes környezet jellemzi. A víz tartózkodási ideje változó, 6–60 nap között változik, a tisztítás folyamatát pedig a növények és az anaerob baktériumok végzik. A vízben végbemenő biokémiai folyamatok következtében metánt, szén-dioxidot és egyéb gázok keletkeznek.

A **vegyes, vagy fakultatív vizes élőhelyek (tavak)** esetében az aerob és az anaerob rétegek egymás felett találhatóak (az anaerob alul lévén), a tisztítást pedig a két közeg növény és állatvilága együtt végzi el. A vízmélység 1,2–1,8 m, a szennyvíz tartózkodási ideje pedig 20–40 nap között mozog.

A tapasztalatok szerint akkor lehet elérni igazán magas hatásfokot, ha több – különböző típusú – tisztító van láncba kötve. A leggyakrabban használt megoldás a három lépcsős lánc, ahol a három vizes élőhely különböző mélységű és különböző növényzettel rendelkezik (2. ábra).



2. ábra. Felszíni létesített vizes élőhely (HALVERSON, N. V. 2004)

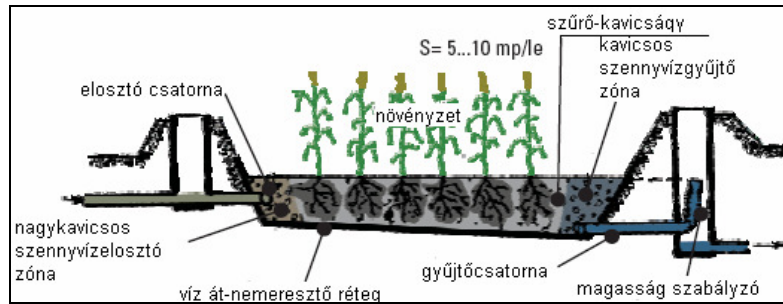
Az első tó rendszerint a szerves vegyületek lebontásában, a második a nitrogén és foszforos vegyületek lebontásában kap szerepet, a harmadik pedig a stabilizációs, illetve tartaléktóként működik. A vízmélység 0,75–1,2 m között mozog, a tartózkodási idő pedig elérheti a 70 napot is. A rendszer hatásfoka nyáron és az első 10 évben a legmagasabb, majd ez csökken és minimálisra esik 20 év után, mivel a keletkezett iszap túltelődik a szennyezőanyagokkal, elfárad. Ilyenkor egy iszapkotrás és frissítés javasolt, melyet szárazon – teraszos vízeltereléssel – és pneumatikus úton – pumpálással – lehet megvalósítani. Az első tó esetében ezt a munkálatot 5–10 év után, a többi esetében pedig 20 évben egyszer érdemes elvégezni. Ha a szennyvíz magas foszfortartalmú, akkor a 20 év helyett 10 évben egyszer ajánlott iszap tisztítást végezni. A kutatások során megfigyelték, hogy egy ilyen láncrendszer esetében nem csak a szennyvíz tisztul, de a kórokozók mennyisége is jelentősen csökken [1].

3. A felszín alatti vizes élőhelyek

A „subsurface flow wetland”-ek felszín alatt működő szennyvíztisztító rendszerek. Felépítését tekintve porózus rétegeket tartalmaznak (pl. porózus talaj, homok, kavics), melyek lehetőséget biztosítanak a víz áramlásának, és éleletteret képeznek a mikroorganizmusoknak és a növények gyökerei számára. A rendszer több néven is ismert, mint pl. kavicságyas, nádágyas, homokágyas szennyvíztisztítók. Az aerob és anaerob felszínalatti tisztítókra egyaránt jellemző, hogy a vízszintes vagy függőleges folyású szennyvizet zárt rendszerben tisztítják. Növényzetét tekintve emerz növények alkotják, mint pl. a nád és a káka, melyek a felszínfeletti gázcseré során az oxigént a gyökérzónába továbbítják. A gyökereknél kialakult kisebb aerob közeg lehetőséget kínál a baktériumok, gombák és egyéb mikroorganizmusok és a növény között egy bio-kémiai együttműködés kialakítására, mely eredményeképpen biofilterek képződnek. A tisztítási folyamat kulcsa tulajdonképpen a biofilterek működésében áll.

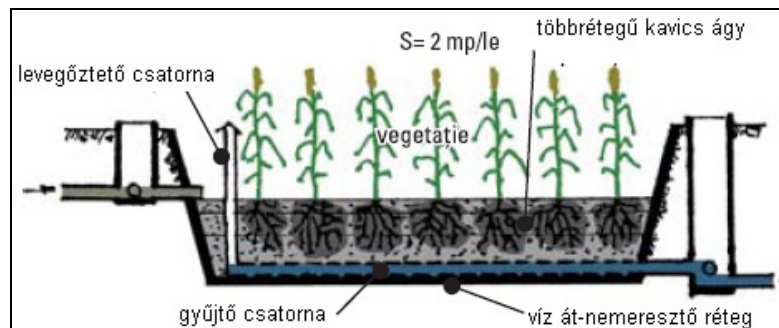
A befolyó és az elfolyó csatornák végein található berendezésekkel szabályozni lehet a rendszerben található víz mennyiségét és a bent lévő hidraulikus nyomás nagyságát. Az ágyak mélysége kb. 0,6 m, a víz tartózkodási ideje rendszerint 8 nap.

A felszínalatti szennyvíztisztítók két típusát különítjük el egymástól: a vízszintes és a függőleges folyású. A vízszintes folyású tisztító szélesebb körben alkalmazott, technikailag könnyebben megvalósítható, és vízszintes helyzetének köszönhetően több lehetőséget biztosít a tisztításra (3. ábra).



3. ábra. Vízszintes folyású felszínalatti szennyvíztisztító (Asociația Focus Eco Center, 2006)

A függőleges folyású rendszerek fentről-lefelé vagy letről-felfelé irányított áramlású tisztítók, melyeket leggyakrabban a bányászatból származó szennyvizek tisztításában alkalmazzák (4. ábra).



4. ábra. Függőleges folyású felszínalatti szennyvíztisztító (Asociația Focus Eco Center, 2006)

Irodalom

- BERNÁTH J. – KESZTHELYI I. – BORHIDI A. – LÁNG E. – FEKETE G. – PÓCS T. – JAKUCS P. – PRÉCSÉNYI I. – SIMON T. (1991) Növényföldrajz, társulástan és ökológia. Budapest
- BORHIDI A. (2003) Magyarország növénytársulásai. Akadémia Kiadó, Budapest
- DAVIS, L.: A Handbook of Constructed Wetlands – A Guide to Creating Wetlands for: Agricultural Wastewater Domestic Wastewater Coal Mine Drainage Stormwater in the Mid-Atlantic Region. Volume 1, U.S. Government Printing Office
- KOCSIS A. (2004) Természetközeli szennyvíztisztítás alkalmazása kistelepüléseken. Fábián Nyomdaipari Bt., Debrecen.
- LAKATOS GY. (2004) Létesített vizes élőhelyek és működésük. Halászati és Öntözési Kutatóintézet konferenciakiadványa, Grafikai Művek Bt. Nyomdája, Békéscsaba
- LAKATOS GY. – HANNU M. – SZILÁGYI F.: Egyéb vizes élőhelyek
- LAKATOS GY. – K. KISS M. – DEÁK CS. – PAKSI V. – HALÁSZ J. – KRAUSZ E.: Létesített vizes élőhelyek (constructed wetlands) hidrobiológiai vizsgálata, pp. 1-2.
- HALVERSON, N. V. (2004) Review of Constructed Subsurface Flow vs. Surface Flow Wetlands, Westinghouse Savannah River Company, Savannah River Site, Aiken, SC 29808
- LAKATOSNÉ FARAGÓ A.: A vizes élőhelyek kezelése (www.kornyezetunk.hu)
- KELEMEN Á. (2006) Metode alternative de epurare a apelor uzate orășenești (http://ngo.ro/pipermail/ape_ngo.ro/2006-February/000074.html)
- [1] Asociația Focus Eco Center, (2006) Metode alternative de epurare a apelor uzate orășenești, Asociația Focus Eco Center Egyesület kiadványa, Marosvásárhely
- [2] http://terra.ecol.klte.hu/haznov/htm/Phragmites.australis.html
- [3] www.focuseco.ro

Aszalós Tímea¹ – Dr. Urák István²

A gyökérszénés szennyvíztisztítás alkalmazásainak lehetőségei

Abstract

Phytodepuration is a modern, environment friendly approach to sewage farms, where the filtering and cleaning is done on the surface of aquatic plants' (macrophytes) roots, and of the inert material in the presence of microorganisms. It has several advantages over more complicated, sewage farms: lower construction and maintenance costs, it proves to be a good solution even when the sewage quantity varies significantly. With the aid of it huge water surfaces get formed which provide cheap and nutrient rich source for irrigation. In spite of this, this method has not made its way in Romania, the main reason for this is the lack of information and the wrong mentality. This led us to study the phytodepuration system of Hódmezővásárhely, in Hungary, where we analyzed the purified water's quality. The water samples were collected weakly. We measured the sample's pH, chemical oxygen demand, ammonia and phosphate concentration.

1. Bevezetés

A gyökérszénés szennyvíztisztítás a korszerű, környezetbarát szennyvíztisztítás egyik típusa, ahol a szűrés a növények gyökérszénés és a töltőanyag szemcséinek felületén történik mikroorganizmusok jelenlétében. A gyökérszénés szennyvíztisztítás alapjait KICKUTH, R. 1977-ben publikálta. Azóta a módszert egyre szélesebb körben alkalmazzák főleg nyugat-európai országokban (SCHIERUP, H-H. et al. 1990; VYMAZAL, J. 1999; BERGIER; T. 2005). Megkülönböztetünk szabad vízfelszínű és felszín alatti átfolyású rendszereket (KADLEC, R. H. 1987). Az ilyen természetes tisztító rendszerek elsősorban kommunális szennyvizek tisztítására alkalmazhatók, de emellett használhatók ipari elfolyó szennyvizek, mezőgazdasági szennyvizek, talajvíz, hulladéklerakók csurgalékvizeinek a kezelésére is. A tisztítás a gyakorlatban sokszor más módszerekkel kombinálva valósítható meg (WISSING, F. 1995). Jó megoldást jelentenek a kisebb településeken és az üdülőterületeken, ahol nagy ingadozást mutat a szennyvíz mennyiség. Olyan tájba illő szennyvízkezelési és utótisztítási technikák ezek, amelyek segítségével nagy vízfelületek, nedves területek képződnek, aszályra hajlamos vidékeinken, megtartva a vizet, javítva a mikroklimát, környezetükben olcsó és tápanyagokban gazdag öntözővizet biztosítanak (MÁRCZIS M. 2001).

2. Anyag és módszerek

A méréseket a Szegedi Tudományegyetem Mezőgazdasági Főiskolai Karának Tanüzeméhez tartozó Hódmezővásárhelyi gyökérszénés mintatelepen végeztük. A szennyvizet egy szennyvízakra gyűjti össze, ahonnan a mechanikailag és anaerob úton biológiailag előtisztított szennyvizet a medencéből egy házi átemelővel a függőleges átfolyású gyökérszénés műtárgyra juttatják. A függőleges átfolyású műtárgyakban többrétegű töltet van

¹ Aszalós Tímea *Sapientia Erdélyi Magyar Tudományegyetem, Környezettudományi Tanszék, Kolozsvár* E-mail: aszitimi@yahoo.com

² Dr. Urák István *Sapientia Erdélyi Magyar Tudományegyetem, Környezettudományi Tanszék, Kolozsvár* E-mail: istvan.urak@milvus.ro

elhelyezve. Szakaszos táplálás biztosítja a hatékony oxigéntranszport kialakulását, és ezáltal jelentős mértékű nitrifikáció játszódik le, nagy mennyiségű szerves anyag eltávolítás mellett. A függőleges átfolyású műtárgyból a szennyvíz a vízszintes átfolyású gyökérzónás műtárgyba jut. Ez állandó vízszinttartással üzemel. A műtárgyban váltakozó anaerob, anoxikus és aerob zónák összetett szervesanyag-lebontást illetve részleges nitrifikációt és részleges denitrifikációt eredményez. A hosszanti gyökérzónás műtárgyat követő békalencsés-tóban további szervesanyag-lebontásra és denitrifikációra kerül sor. A tóból elfolyó tisztított szennyvíz egy nyárfás öntöző területre kerül, ahol a szennyvíz egy része hasznosul, a többi része pedig elszikkasztásra kerül. Az elszikkasztott szennyvíz az öntött talajmátrixban további tisztuláson megy keresztül. A talajvíz minőségének alakulását két talajvízfigyelő kútban ellenőrzik.

Méréseinket 2007 őszén, szeptemberben és októberben végeztük. Ez alatt az idő alatt 5 alkalommal vettünk mintát a műtárgykból és 3 alkalommal a talajvízfigyelő kutakból. Meghatároztuk a pH-t, a kémiai oxigénigényt, az ammónia és a foszfátonok koncentrációját.

3. Eredmények

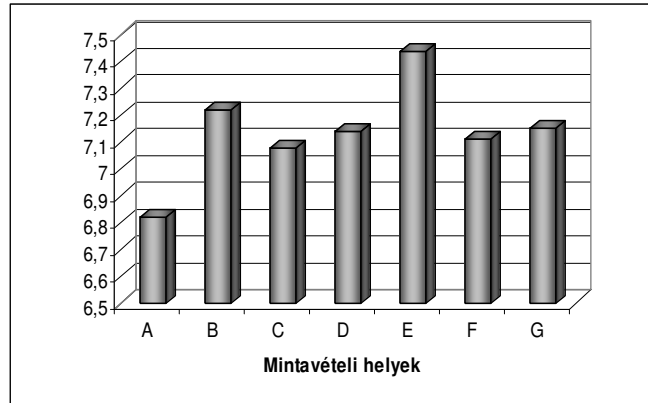
A mérések eredményeit táblázatban foglaltuk össze (1. táblázat), melyben fel vannak tüntetve külön az egyes mérések eredményei, valamint az átlagok, melyek alapján ábrázoltuk az egyes mért paraméterek értékeinek változását a szennyvízaktól az utótisztító tóig, valamint a két talajvízfigyelő kútból vett mintákban.

1. táblázat. A Hódmezővásárhelyi gyökérzónás mintatelepen végzett mérések eredményei

Mért paraméterek	Mintavételi helyek							
	Dátum	A	B	C	D	E	F	G
pH	2007.09.12	6,9	7,2	7,1	7,2	7,3	-	-
	2007.09.19	6,9	7,3	7,1	7,1	7,4	-	-
	2007.09.26	6,78	6,8	7,21	7,01	7,76	7,23	7,07
	2007.10.03	6,85	7	7,3	7,5	7,75	7,09	7,34
	2007.10.29	6,7	7,8	6,7	6,9	7	7,03	7,05
	Átlag	6,82	7,22	7,08	7,14	7,44	7,11	7,15
KOI (mg/l)	2007.09.12	4430	624	283	300	125	-	-
	2007.09.19	750	678	620	430	74	-	-
	2007.09.26	638	625	374	265	135	40	58
	2007.10.03	577	343	130	119	93	44	64
	2007.10.29	622	671	882	473	242	46	76
	Átlag	1403,4	588,2	457,8	317,4	133,8	43,33	66
NH ₄ (mg/l)	2007.09.12	42,6	36,4	22,1	18,5	6,4	-	-
	2007.09.19	58,4	44,4	49,5	34,7	10,5	-	-
	2007.09.26	63	59	49,9	45,9	16,2	4,5	20
	2007.10.03	64	63,5	30,2	23,9	5,7	4,2	15,2
	2007.10.29	78,4	60,2	45,9	43,2	30,6	7,2	25,9
	Átlag	61,28	52,7	39,52	33,24	13,88	5,3	20,36
PO ₄ (mg/l)	2007.09.12	67	72	53	59	31	-	-
	2007.09.19	54	76	52	70	37	-	-
	2007.09.26	72	54	70	67	22	40	18
	2007.10.03	80	76	65	55	23	34	14
	2007.10.29	33,6	72	64	74	55	32	17
	Átlag	61,32	70	60,8	65	33,6	35,33	16,33

A – szennyvízákna, B – átemelő, C – függőleges műtárgy, D – vízszintes műtárgy, E – utótisztító tó, F – első talajvízfigyelő kút, G – második talajvízfigyelő kút, KOI – kémiai oxigénigény

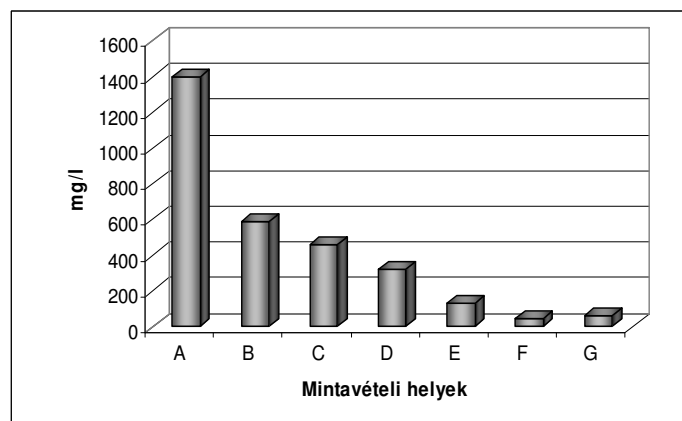
A pH értékek nem mutattak jelentős változásokat a végbemenő tisztulási folyamatok során. A szennyvízknában összegyűlő, nagy mennyiségű szerves anyagot tartalmazó szennyvíz enyhén savas kémhatású (pH-ja átlagosan 6,82), ami a savtermelő baktériumok tevékenységével magyarázható. Az összes többi minta esetén enyhén bázikus kémhatást mértünk, a legnagyobbat az utótisztító tóból vett vízmintánál (7,44). Ezek az értékek minden esetben a nemzetközileg elfogadott kibocsátási határértékek (6,5–8,5) között vannak (1. ábra).



1. ábra. A mintákban mért pH-értékek

A – szennyvízkná, B – átemelő, C – függőleges műtárgy, D – vízszintes műtárgy, E – utótisztító tó, F – első talajvízfigyelő kút, G – második talajvízfigyelő kút

A kémiai oxigénigény (KOI) a vízben lévő szerves anyagok kémiai lebontásához, oxidálásához szükséges O_2 mennyiségét jelenti, tehát a víz szennyezettségének egy igen fontos mérőszáma, mely a vízben lévő oxidálható szerves anyagok mennyiségéről nyújt kvantitatív adatot. Meghatározásához ismert térfogatú vízmintát oxidálnak kálium-permanganáttal vagy kálium-dikromáttal. Annak ellenére, hogy nem ad pontos képet a vízben lévő szerves anyagok mennyiségéről és minőségéről, gyakorlati hasznosságát bizonyítja, hogy meghatározására szabványos vízvizsgálati eljárásokat dolgoztak ki. Amint az ábrán is látható, a szennyvízknában található szennyvíz kémiai oxigénigénye igen magas (1403,4 mg/l), de az egyes lépések során fokozatosan csökken és az utótisztító tó vizében már sokkal kisebb értékek (átlag 133 mg/l) mérhetők. A talajvízfigyelő kutakban még ennél is alacsonyabb (átlag 50 mg/l körüli) értékeket mértünk, ami jelentős csökkenést jelent a szennyvízknából vett mintákban meghatározott eredeti, kiindulási értékekhez képest (2. ábra).

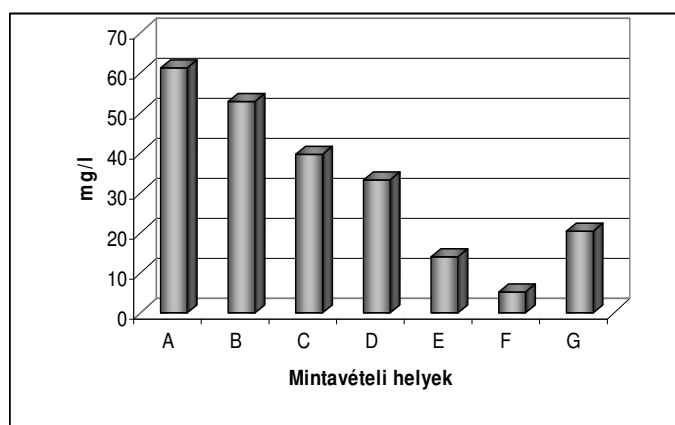


2. ábra. A mintákban mért kémiai oxigénigény

A – szennyvízkná, B – átemelő, C – függőleges műtárgy, D – vízszintes műtárgy, E – utótisztító tó, F – első talajvízfigyelő kút, G – második talajvízfigyelő kút

A pH és a kémiai oxigénigény mellett meghatároztuk a mintákból az ammóniumionok és a foszfátionok koncentrációját is, a szennyvíztisztító hatékonyságának és a tisztulási folyamatok jobb nyomonkövetése érdekében.

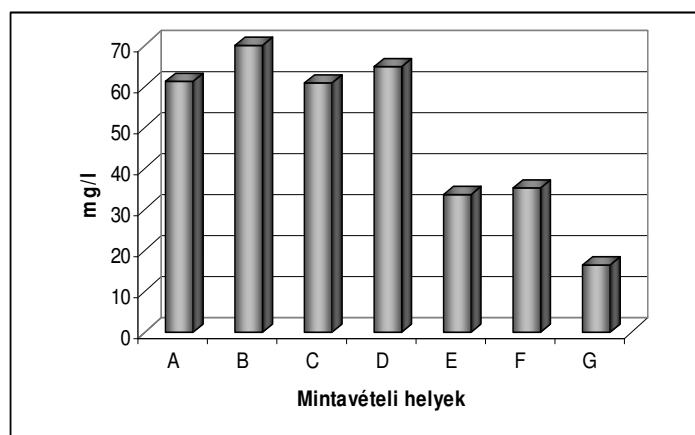
A magas kémiai oxigénigény nagy mértékű szerves szennyezésre utal. A szennyvíz szerves anyagai először savtermelő baktériumok közvetítésével szén-dioxiddá, ammóniává és szerves savakká alakulnak. Ez magyarázza az alacsonyabb pH-t és a nagyon magas ammóniumion-koncentrációt (átlag 61,28 mg/l) a szennyvízknában. A nitrifikáció során az ammóniumionok koncentrációja fokozatos csökken (3. ábra) a szennyvízknától az utótisztító tóig (átlag 13,88 mg/l). Az első talajvízfigyelő kút vizében mért érték (átlag 5,3 mg/l) jóval kisebb mint a második kút esetében (átlag 20,36mg/l), de még így is jóval meghaladják a nemzetközileg elfogadott határértékeket.



3. ábra. A mintákban mért ammoniumion koncentrációk

A – szennyvízkná, B – átemelő, C – függőleges műtárgy, D – vízszintes műtárgy, E – utótisztító tó, F – első talajvízfigyelő kút, G – második talajvízfigyelő kút

A trofitási és a szaprobitási viszonyok alakulásának követése érdekében az oldott foszfátionok mennyiségét is meghatároztuk a mintákból (4. ábra). Azt tapasztaltuk, hogy a szennyvízknából vett mintából meghatározott mennyisége (átlag 61,32 mg/l) kezdetben nem csökken. Jelentős változás az utótisztító tónál tapasztalható, ahol a vízszintes műtárgynál mért értéknek (65 mg/l) nagyjából a felére csökken (33,6 mg/l) az összes foszfor mennyisége. A legkisebb értékeket a második talajvízfigyelő kútból vett mintákban mértük (16,33 mg/l).



4. ábra. A mintákban mért foszfátion koncentrációja

A – szennyvízkná, B – átemelő, C – függőleges műtárgy, D – vízszintes műtárgy, E – utótisztító tó, F – első talajvízfigyelő kút, G – második talajvízfigyelő kút

4. Következtetések

A gyökérvénás szennyvíztisztítás alacsony karbantartási és minimális üzemeltetési költség mellett elég nagy hatásokkal alkalmazható bizonyos típusú szennyvizek tisztítására. Az egész rendszerben nem alakulnak ki szélsőséges pH-értékek, és jelentősen csökken a szerves és szervesetlen szennyezők koncentrációja. A végterméket öntözővízként lehet használni nem fogyasztásra szánt növénytermesztésben.

Mindezen eredmények szemléltetik a gyökérvénás szennyvíztisztítás alkalmazásának lehetőségeit és korlátait. Mindenképp indokolt lenne a módszer szélesebb körű elterjedése és alkalmazásának meghonosítása Romániában is.

Köszönetnyilvánítás

Szeretnénk megköszönni Erdei László professzor úrnak és Süli Ágnesnek a mintavételezésben és a minták elemzésében nyújtott segítségét. A kutatást a Magyar Köztársaság Oktatási és Kulturális Minisztériuma és a Balassi Intézet által közösen támogatott részképzéses tanulmányút tette lehetővé.

Irodalom

- BERGIER, T. (2005) Experiences with performance of constructed wetlands in Poland. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment, Wetlands Conservation and Recycling*, Krakkó
- DITTRICH, E. (2005) Subsurface flow constructed wetlands in Hungary. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment, Wetlands Conservation and Recycling*, Krakkó
- KADLEC, R. H. (1987) Northern natural wetland water treatment system. – In: Reddy, K. R. – Smith, W. H. eds.: *Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery*, Mongolia Publishing, Orlando, pp. 83-98.
- MÁRCZIS M. (2001) A tisztuló víz világa. Környezetkímélő és természetközeli szennyvíztisztítási eljárások alkalmazása Magyarországon. Falu Műhely Könyvek, Faluműhely Alapítvány, Budapest
- SCHIERUP, H.-H. – BRIX, H. – LORENZEN, B. (1990) Wastewater treatment in constructed reed beds in Denmark state of the art – In: Cooper, P. F. – Findlater, B.C. eds.: *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*, Pergamon Press, London, pp. 495-504.
- VYMAZAL, J. (1999) Removal of BOD₅ in constructed wetland with horizontal sub-surface flow Czech experience, *Water Sci. and Techn.* 40(3), pp. 133-138.
- WISSING, F. (1995) *Wasserreinigung mit Pflanzen*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart
- KICKUTH, R. (1977) Degradation and incorporation of nutrients from rural wastewaters by plant rhizosphere under Limnic conditions – In: Voorburg, J. H. eds.: *Utilization of manure by land spreading*, Commission of European Communities, EUR 567Ze, London, pp. 335-343.

Varga László¹ – Dr. Kozák Miklós² – McIntosh Richard William³ – Finta Béla⁴

A kármentesítés, mint a városfejlesztés limitáló faktora Debrecen szegélyzónáiban

Abstract

Due to the changing economic, ownership etc. structures serious lacks in environmental management had to be improved in Hungary. Remediation of strongly contaminated sites and dangerous wastes – 2 sites in Debrecen – was financed by the State from 1996. Remediation of deteriorated sites (quarry depressions, unequipped depositories) is an essential base for the development of the marginal lands of Debrecen.

1. Bevezetés

Hazánkban az ezredforduló előtti évtizedekben a kommunális, illetve ipari szilárd és folyékony hulladék képződésének évi mennyisége már meghaladta a 8 milliárd tonnát. Ez akkor fajlagosan valamivel alatta maradt az EU átlagának, azonban a fogyasztói szemlélet és a gazdaság szerkezetének változásával átmeneti visszaesés után – várható volt ennek növekedése. A probléma új típusú kezelését több tényező együttes hatása nehezítette:

- az illegális hulladéklerakók nagy száma;
- a legális lerakók helytelen, vagy hiányos kiképzése, szétszórt volta;
- a hulladékkezeléssel foglalkozó állami szervek megszűnése;
- a katonai, hadiipari, nehézipari környezetek kontrolálatlan szennyezettsége;
- tulajdon- és jogviszonyok gyökeres megváltozása;
- a kárrendezési felelősség bizonytalanságai;
- intézményi, szemléletbeli, tapasztalati hiányosságok;
- a korszerű hulladékgazdálkodás kialakulatlansága;
- az EU ajánlások gyors begyűrzése;
- tőkehiány.

2. Problémakezelési kényszer

Az intézkedési kényszer miatt az átállás időszakában a funkciómegosztás gyakran tisztázatlan, a megoldás kapkodó volt, a magas fajlagos költségek lassították, elbizonytalanították a folyamatot, gyakran illegális lépésekre késztetve egyes résztvevőket.

Az 1970–2000 közötti időszakban a hazai hulladékkezelés és gazdálkodás hiányosságai, illetve kiforratlansága miatt a provizórikus deponálásnak, részleges kezelésnek, esetenként a közelben elhelyezésnek jutott főszerep. Szelektív gyűjtés, égetés csupán kis kapacitású speciális esetekben alakult ki (pl. gyógyászati eszközök). Erőművi pernyék, vagy nagy nehézfém-tartalmú ipari szennyvíziszapok esetében a mészhidráttal történő keverés (KOZÁK M.

¹ Varga László Debrecen Megye Jogú Város Önkormányzata Városfejlesztési Főosztály, Debrecen E-mail: varga@ph.debrecen.hu

² Dr. Kozák Miklós Debreceni Egyetem, Ásvány- és Földtani Tanszék, Debrecen E-mail: kozakm@puma.unideb.hu

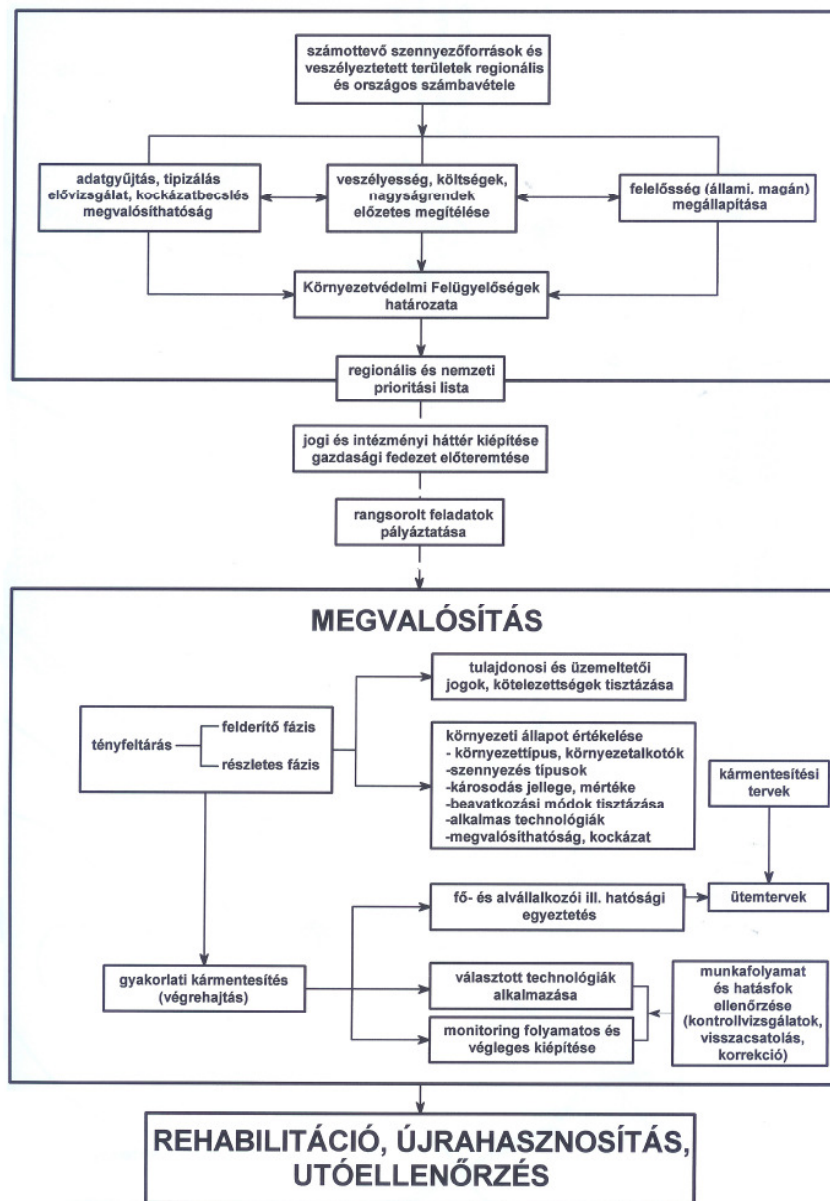
³ McIntosh Richard William Debreceni Egyetem, Ásvány- és Földtani Tanszék, Debrecen E-mail: richardd@axelero.hu

⁴ Finta Béla Debreceni Egyetem, Ásvány- és Földtani Tanszék, Debrecen E-mail: bela_finta@yahoo.co.uk

– SZÖÖR GY. 1999) vált gyakorlattá. A lerakáskor alkalmazott egyidejű hatástalanítás azonban sok esetben csak részleges, vagy átmeneti megoldást jelentett, esetenként gátolva a másodlagos felhasználást, illetve újrahasznosítást.

A halmazatilag jelentkező gondok új szemléletű, gyors ütemű, egységesített állami és önkormányzati beavatkozást sürgettek. A „szennyező fizet és helyreállít” elv az 1990-es években még a kezdetlegesség és tőkehiány miatt csak részlegesen volt megvalósítható.

A Nemzeti Környezetvédelmi Program „F” függelékét alkotó Országos Környezeti Kármentesítési Program (a továbbiakban OKKP) feladataira a privatizációs bevételekből 1996-tól évente 1-1 Mrd Ft került kötött felhasználási céllal a Központi Környezetvédelmi Alapba. Ez az összeg 1998-ban 1,5 Mrd Ft elkülönítetten a Környezetvédelmi Alap Célfeladat (KAC) forrásain belül. Ugyanakkor a kármentesítési program becsült összes költsége meghaladta az 500 Mrd Ft-ot.



1. ábra. A kármentesítés folyamata (MCINTOSH R. W. 2001 nyomán)

Az OKKP rövidtávú szakasza 1996–1997 között, középtávú szakasza 1998–2002 között zajlott, a középtávú szakasz feladatairól a kormány 2304/1997 (X.8.) határozata rendelkezett. A hosszú távú szakasz 2003–2030 között a Nemzeti Környezetvédelmi Programhoz igazodóan hatévenkénti ütemezéssel lett megtervezve.

A kármentesítés keretében 1995-től első lépésként a környezetvédelmi felügyelőségek felmérték a tartós környezetszennyezéseket, veszélyforrásokat (*1. ábra*). Ennek eredményeként mintegy 200 objektum került nyilvántartásba, ahol kimutathatóan több, mint 80%-ban károsodott a felszín, illetve a felszínalatti földtani közeg. 1997-ben az ország 17 területén indult el a kármentesítés. A KöM beruházásába tartozóan, 25 területen 42 egyedi kármentesítési projekt kezdődött, köztük két debreceni területé is.

3. Debrecen környezetföldtani adottságai és a telepítési szempontok

Az 1970-es években hazánk második településévé fejlődött városunk a Tiszai nagyszerkezeti egység ÉK-i szegélyén, a Szolnok-Máramarosi kréta-paleogén flis öv D-i sávjában fekszik. Környezete ennek köszönheti fluviolakusztis üledéksorának földgázban és termálvízben való relatív gazdagságát. A viszonylag vastag pleisztocén folyóvízi rétegsor a nyírségi ún. „beszivárgási ablak” felől utánpótlódó értékes ivóvízbázissal rendelkezik, melyet a város nagy része alatt 10–30 m vastag futóhomok öszszlet, a Ny-i szegélyen a Hajdúhát eolikus és infúziós löszvonulata fed le a Tóóc völgy mentén összefogazódva. Így a település nagyrészt a fokozottan, kisebb részt a mérsékelt szennyezés-érzékeny területek közé sorolható (ALBERT K. 2005), sérülékeny ivó- és lassan utánpótlódó termálvíz bázissal (ÚJLAKI P. 2000). A terület beszivárgási %-a 5–15 között változik. A túlzott vízhasználat az egykor magas talajvízszint fokozatos leszállását, növekvő vertikális átszivárgást, gradiens növekedést, ÉK-felé kiterjedt nyomásdepressziót (MARTON L. 1999) hozott létre.

A város felszíni rétegsora a homokos nyírségi területen gyenge termőképességű, viszont szennyezés-érzékeny, ezért ipartelepítésre korlátozottan alkalmas. A városnak a hidraulikailag kevésbé exponált DK-i és DNy-i része megfelelőbb lett volna e célra, ezzel szemben a nagyobb ipari létesítmények a legveszélyeztetettebb ÉK-i és K-i szegélyzónára települtek (BIOGAL-TEVA, MGM-utódcégek, bőrgyár, dohánygyár). Az 1920-as évektől működő kommunális hulladéklerakó és szennyvízkezelő telep viszont környezetföldtanilag jól megválasztott módon a DK-i határzónában lett kialakítva. Ugyanitt létesült az 1960-as években 13 föld és 2 betonmedencével működő 8 települést ellátó szikgáti folyékony veszélyeshulladék-lerakó telep. Ugyancsak a tájhatárt képező Tóóc völgy Ny-i oldalán létesültek a téglagyár és anyagnyerői, majd az ezredforduló előtt az egyik ipari park övezet.

Az infúziós lösziszap és eolikus lösz felépítésű Ny-i városszegély felszíni rétegsorában a konzisztenciát alapvetően meghatározó agyagfrakció max. 3-5%, melynek kétharmada nem duzzadóképes illit, közepes kationcserélő képességgel (KAK=20-50 mmol.eq/100g). A CaCO₃ tartalom változó (5–35%), a szivárgási tényező 10⁻⁶–10⁻⁷ m/sec (KOZÁK M. 1976, MGSZ 1992, McINTOSH R.W. 2001).

4. A kármentesítés debreceni vonatkozásai

Az állami kármentesítés első hullámában két debreceni objektum, a löszös DK-i városszegélyen lévő Szikgát és a D-i homokos területre szovjet katonai repülőtér került a prioritási sorrend élére.

A Szikgát esetén a tényfeltárás [2] és a környezeti hatástanulmány [1], valamint a szimulációs elemzések (MAJÁN GY. et al. 2001a,b) a vártnál kisebb környezeti sérülést

mutattak ki. A tulajdoni és jogviták, valamint szervezési és gazdasági nehézségek miatt a TERSZOL Szövetkezet és alvállalkozói által bonyolított kármentesítés 2006-ig elhúzódott és a mentesített terület úgy került lezárásra, hogy az eredetileg több szintre tervezett ártalmatlanított hulladék depónia a tervezettnél kisebb méretű maradt, s nyitott kérdést jelentett a telep további sorsa is.

A repülőtér tényfeltárása már a problémafelvetés korai szakaszában megkezdődött az ELGOSCAR Kft. aktív részvételével. Bár ma már a város érdekeltségébe tartozó objektum alkalmas a polgári repülés céljaira, jelenleg még sem beruházásai, sem környezeti állapota nem tekinthető minden értelemben ideálisnak.

A város tehát állami támogatással szabadult meg két legégetőbb és legköltségigényesebb környezeti problémájától, viszont számos egyéb, kisebb vagy bizonytalan költségigényű környezetvédelmi, vagy területrendezési feladatát nagyrészt, vagy részben saját hatáskörben kénytelen megoldani, esetenként külső erőforrások (pályázat, hitel stb.) bevonásával.

5. A közeljövő kihívásai

A K-i városrész egyes ipari létesítményeinek részbeni, vagy teljes felszámolása csökkentette e kerület környezeti kockázatait, de a város gazdasági jövője szempontjából e folyamat számos eleme vitatható. Ugyanakkor hiányos a keleti városrész közmű ellátottsága, a magas talajvízállású területek vízrendezése, csatornázása.

Az ÉK-i (nagyerdei) terület rész nagyüzemeinek (BIOGAL-TEVA, MGM-utódcégek) környezeti problémái elsősorban vízbázisvédelmi értelemben jelentkeznek, mivel az alig 2000 év utánpótlódási idejű, ÉK-felől DNy-ra irányuló ivóvízes rétegvízszint mozgáspályái fölé települtek. A talajvíz-kitermelés és oxidáció, illetve az üleptető víztisztítás, majd a felszínközeli rétegekbe juttatás – lassúsága ellenére – megfelelő megoldásnak tűnik az MGM telephelye esetében. A TEVA környezetében a debreceni II. vízmű telep közelsége miatt a zárt és biztonságos technológiák, illetve a folyamatos, több mélységi szintre telepített vízminőség monitorozás nyújthat hosszútávú biztonságot.

A debreceni hévízkincs értékeinek hosszú távú fenntarthatósága érdekében tervet kell készítenünk a hévízkivétel koncentrációjának csökkentésére. Mérsékelni kell a rétegenergia és a hőmérséklet csökkenését, mert az elmúlt évtizedek gyakorlatának és tapasztalatainak folytatása maradandó károsodást okozhat a hévízes rezervoár vízkivételi pontjainak környezetében. Kérdés, hogy valósítható meg a decentralizáció.

A Ny-i városrészen, a határút mentén 1997-ben kialakított és ma is bővülő ipari park övezet területrendezése szintén jelentős tehertétel egy előrelátó városgazdálkodás számára. Ennek egy kiemelt példáján szemléltetjük a sérült, illetve szennyezett környezet rendezésének, hasznosításának előttünk álló összetett feladatait és ezek körülbelüli költségvonzatait. Sajnos ilyen kármentesítő és értéknövelő beruházások nélkül az ipari park övezetek kevéssé lesznek vonzóak a hazai és külföldi befektetők számára.

Az Alföldi Téglagyár 1950-től kezdődően 5 anyagnyerőhelyen végzett nyersanyag kitermelést, s a visszamaradt fejtési gödröket a város önkormányzata hasznosította kommunális szemét lerakása céljából. A jelen tanulmányban mintaként kiemelt 17117/57 hrsz-ú telephely a 4. sorszámot viseli. A terület a Határ út nyugati oldalán, annak közvetlen szegélyzónájában helyezkedik el a Hajdúkomm jelenlegi telephelye mellett.

Az egykori 4. számú munkagödör pontos határaitól és szegélyrézsűjének eredeti kiképzéséről nem maradt fenn dokumentáció. A Keletterv vizsgálata szerint e munkagödört 1974–1978 között üzemeltették szemétkülakóként. A benne fölhalmozott hulladék elvileg túlnyomórészt szervesanyag-tartalmú kommunális jellegű szemét, valamint kisebb hányadban – többnyire fedőréteggént – építési törmelék.

Mivel a beszállítás üteméről, körülményeiről, anyagáról, részletes dokumentáció nem áll rendelkezésre, annak összetételét próbafúrással, illetve próbagödör mélyítéssel ellenőrizhettük. Mivel a mai gyakorlatban is sajnálatos módon elterjedt, hogy a háztartási és kommunális hulladékokban kis arányban veszélyes komponensek is találhatóak (akkumulátor, olajos hulladék, lejárt szavatosságú gyógyszer stb.) feltételezhető, hogy az 1970-es évek második felében történt beszállítás során is keveredhettek a deponált anyaghoz mai szemmel veszélyesnek minősíthető komponensek (max 3%), de az eltelt közel 3 évtized alatt ezek egy része lebomlott, szétmosódott vagy közömbösítődött.

A lerakó felhagyásának utolsó fázisaként az építési törmelékből álló zárórétegre talajborítás került. A jelenlegi légifutókon, valamint a helyszíni bejáráson meggyőződhetünk arról, hogy a parlagon hagyott terület befüvesedett, területén kisebb felszínegyenetlenségek találhatóak, kisebb illegális szemét elhelyezések történtek.

A Határ út mentén a DE Ásvány- és Földtani Tanszék végzett előzetes környezeti felmérést, térképen rögzítette a nyitva hagyott bányagödrök, anyagnyerők, illegális személerakások helyeit, vizsgálta állapotát, ásott és fúrt kutakban mérte a talajvízszint alakulását.

A száraztérzíni lösz közepes teherbíró képességű képződmény, a határfeszültségi alapérték $180\text{--}190\text{ kN/m}^2$, ugyanakkor víztelítettség esetén tömörödsre, roskadásra hajlamos. A kőzet szárazon könnyen morzsolható, nedvesen alig plasztikus ($I_p = 4\text{--}6\%$). A kőzet átlagos szivárgási tényezője $10^{-5}\text{--}10^{-7}\text{ m/sec}$, tehát gyenge vízvezető, jó víztartó képességű.

Az infúziós lösz teherbíró képessége nagyobb, jellemzően $250\text{--}300\text{ kN/m}^2$ közötti. A kőzet szárazon kemény, nedvesen jól formálható, a plasztikus index értéke $I_p = 15\text{--}25\%$, az agyagosabb változatoknál akár a 30%-ot is elérheti.

A terület É-i részén, a Tócsó-völgy oldalain kialakított fúrások feltártak a Hajdúhátra jellemző szemcseösszetételű finomkőzetlisztes durvakőzetlisztet, ahol azonban az I_p értéke alacsonyabb, $13\text{--}16\%$ közötti, nagy szervesanyag-tartalmú közbetelepülésekkel tarkított. Az infúziós lösz sárgás-barna alapszíne a zonálisan előforduló vas-mangán göbecsektől helyenként vöröses elszíneződésű. A képződmény finomabb szemcseösszetétele miatt a szivárgási tényező értéke 10^{-7} m/sec körüli, azaz tömörítve kvázi-vízzárónak tekinthető (KOZÁK M. 1976; FINTA B. 2004).

A relatíve magasabb helyzetű területeken, illetve a fenti két réteg alatt, mintegy 7-8 métertől a finomkőzetlisztes finom- aprószemcsés homok a jellemző, melyet vékony durvakőzetlisztes homokbetelepülések tagolnak. A homok aránya $70\text{--}80\%$ körüli, a kőzet telített állapotban folyósodásra hajlamos. A kőzetliszt tartalom mintegy $20\text{--}25\%$, a réteg CaCO_3 tartalma kicsi ($1\text{--}2\%$), $k = 10^{-3}\text{--}10^{-4}\text{ m/sec}$ közötti, így vízvezetőnek minősül.

Debrecen Ny-i részén a talajvíz nyugalmi szintje a felszín alatt $0,9\text{--}8\text{ m}$ között helyezkedik el, követve a felszíntagoltságot. A terület mint tipikus alföldi tájhatáron elhelyezkedő átmeneti sáv, kis reliefkülönbségű, csak néhány méteres térszínkülönbségek jellemzik.

A legmélyebb nyugalmi talajvíznívó a Hajdúhát löszvonulatának magasabb térszínű részein, a Határ úttól mint választóvonalról Ny-ra található, átlagosan $6\text{--}8\text{ m}$ vagy még nagyobb felszín alatti mélységben. Ugyanitt még a várható maximális talajvízszint is $4\text{--}5\text{ m}$ mélységben valószínűsíthető, illetve észlelhető.

A téglagyári komplexum idetelepülése kényszerű lépés volt, mivel agyagos üledék hiányában az e célra kevésbé megfelelő infúziós lösz voltak kénytelenek felhasználni. A felhagyott fejtők gödrei partfal rekultiváció után alternatív módon többféle célra hasznosíthatók:

- mezőgazdasági művelésbe visszaállíthatók;
- rekreációs célra felhasználhatók;
- inert hulladékkal, vagy homokkal, lösszel feltöltve, feltöltés nélkül beépíthetők.

Az első esetre a Metro áruház mögötti bányagödör nyújt példát, a harmadikra az egykori téglagyár, ahol az égetőmű salakjával és építési törmelékkel feltöltötték a gyárterület és a bányagödör egy részének egyenetlen felszínét.

A rétegsorok alapján az egykori 4-es munkagödörben a szemétkerakásból származó szervesanyag-tartalmú feltöltés vastagsága 3,9–4,8 m (átlag 4,5 m), amelyre átlagosan 0,5 m vastag építési törmelékkel rétegeztek. A feltöltés fekélye, azaz az egykori anyagnyerő fenékszintjének anyaga homoklisztes iszap, ami lefelé iszapos homoklisztbe megy át, a területre jellemző löszös, infúziós löszös földtani adottságoknak megfelelően. Ez az eredeti településű fekély a szemétkerakón átszivárgó csurgalékvizek hatására 0,5–0,9 m vastagságban szürkévé vált, erős szagú, ami részben a káros anyag filtráció és a kolmatáció okozta szennyezőanyag feldúsulás következménye. A szemétkerakót követően ennek a fenékszintnek a talaját szintén célszerű eltávolítani, azaz hulladékként kezelendő, sőt adott helyen meghatározott koncentráció értékek fölött akár veszélyes hulladéknak is minősülhet. Az alapozásra alkalmas talajréteg felszíne a mai felszín alatt 4,8–5,6 m-re, átlagosan 5,2 m mélységben található.

A 4. számú munkagödör szemétkerakójának felületi kiterjedése 51 195 m². A hulladékot három részletben szelektíven szükséges kitermelni, így az elszállítandó anyag:

- a feltalaj az alatta lévő építési törmelékkel együtt ~25 600 m³, azaz a kitermelendő anyagmennyiség ~51 200 t;
- a szervesanyag tartalmú kommunális vegyes hulladék mennyisége 4,5 m átlagos vastagsággal számolva 230 377,5 m³, illetve ~276 456 t eltávolítandó hulladékot jelent;
- az eltávolítandó átlagosan 0,7 m vastag szennyezett altalaj 35 840 m³, azaz mintegy ~82 432 t;

tehát mindösszesen az eltávolítandó teljes anyagmennyiség 291 820 m³, azaz 410 088 t.

E probléma kezelésére többféle alternatív megoldás lehetséges, a megválasztott munkaeszközök, a szállítási távolság, a közbeszerzés áralkujának eredménye, valamint az előre nem látható esetleges többletkiadások felmerülése miatt. A rakodás, elszállítás és elhelyezés együttesen, pesszimálisan közel 8 Mrd Ft + ÁFA, amelyet növelhet a maradvány térszín teljes feltöltése, valamint az a körülmény, ha a kolmatációs réteget veszélyes hulladéknak kell minősíteni. Mindezek alapján a várható összköltség kedvezőtlen esetben megközelítheti a 8–12 Mrd forintot. Sikeres pályázat, nyomott áras kivitelezés, alternatív rész megoldások (pl. részleges visszatöltés, vagy gödör nyitva hagyás), nem várt, kedvezőtlen körülmények be nem következése esetén a becsült összeg akár 40–50%-kal is mérsékelhető. A mintaként kiemelt objektum rendezéséhez tehát önmagában több milliárd forintos fedezetet szükséges teremteni, ami nagyságrendileg megítélhetővé teszi, hogy mennyibe kerülhet az összes hasonló területrendezés együttesen városunkban.

Irodalom

- ALBERT K. (2005) Magyarázó az érzékenységi térképekhez. Kármentesítési füzetek 10, KvVM Kiadvány (www.kvvm.hu/szakmai/karmentes/kiadvanyok/karmfuzet10/index.htm)
- FINTA B. (2004) A debreceni Tócsa jobbparti övezetének környezetvédelmi szempontú elemzése. Diplomamunka, DE Ásvány- és Földtani Tanszék adattár, Debrecen, 52p. és mellékletek
- KOZÁK M. – SZÖÖR GY. (1999) Szakvélemény az ATS-Tiszapalkonyai Hőerőmű üzemeltetése során keletkezett salak-pernye hulladék minősítésével kapcsolatban. Kézirat, KÖMI adattár, DE Ásvány- és Földtani Tanszék, 20p.
- KOZÁK M. (1976) Talajmechanikai szakvélemény a 33-as számú főút korszerűsítéséhez. Kézirat, DE Ásvány- és Földtani Tanszék, 19p. és mellékletek

- MAJÁN GY. – KOZÁK M. – PÜSPÖKI Z. – MCINTOSH R. W. – MIKÓ L. (2001a) Environmental geological examination of chromium contamination in Eastern Hungary. *Environmental Geochemistry and Health*, Kluwer Publishers, pp. 229-233.
- MAJÁN GY. – MCINTOSH R.W. – KOZÁK M. – PÜSPÖKI Z. (2001b) Ipari hulladékkal veszélyeztetett artéri környezet felszámolása. Bányász-kohász-földtan konferencia, Csíksomlyó
- MARTON L. (1999) A talajvízszín helyzetét befolyásoló tényezők Debrecen térségében. *Alföldi Hidrogeológiai Műhely*, Kézirat, Debrecen, pp. 12-35.
- MCINTOSH R. W. (2001) A Debrecen-Szigáti veszélyeshulladék-lerakó környezetföldtani vizsgálata és kármentesítése. Diplomamunka, DE Ásvány- és Földtani Tanszék adattár, Debrecen, 89p.
- ÚJLAKI P. (2000) A vízbázisvédelem jelentősége és megvalósulása Debrecen példáján. *Földtudományi Szemle I.* Budapest-Debrecen, pp. 17-20.
- [1] Részletes környezeti hatástanulmány Debrecen-Szigát kármentesítésére. Geohidroterv Kft., 1998, Kézirat, 77p.
- [2] Tényfeltáró előzetes hatástanulmány (Debrecen-Szigát). Elgoscár Kft., 1997, Kézirat I-II.

Buday Tamás¹ – Dr. Kozák Miklós²

A felszínalatti vizek geotermikus hasznosításának korlátai és újabb perspektívák

Abstract

Geothermal based utilisation of heat-flow in the Earth is only 1/8 of its total potential, however, there is no development strategy calculating with thrift, environmental protection, sustainability and regional conditions. Spatial concentration of thermal water usage is to be decreased while dispers excavation could be increased. Besides higher rates of heat-pumps and the excavation of geothermal potential of the basement in great depth by new techniques (HDR, AGS) have best perspectives.

1. Bevezetés

Az energetika fokozódó kihívásaira az egyik lehetséges megoldás az alternatív energiaforrások szerepének és az energiafelhasználáson belüli részarányának növelése, melynek hazánk esetében EU ajánlás alapján 2010-re 12% körül kellene alakulnia. A fenntartható gazdálkodás követelménye a megújuló erőforrások használata, melynek egyik módja a Föld hűléséből és a radioaktív anyagok bomlásából származó földhő felhasználása közvetlenül vagy elektromos áram előállítására céljából. Hazánk a hévízhasznosítás terén húsz éve még a világ élvonalába tartozott, s ma is a jelentősebb felhasználók közé sorolható, ugyanakkor a fejlődés dinamikáját tekintve hátrébb szorulunk, ami alapvetően energiapolitikai és kutatás-fejlesztési kérdés. Az áramtermelésre irányuló kutatások és fejlesztések hazánkban ma még jelentéktelenek. A hazai szakemberek egyik legnagyobb feladata jelenleg a hazai alternatívák reális terveken alapuló arányos fejlesztése.

2. Az energia-előállítás és -felhasználás számokban

A világ energiafelhasználása 2003-ban (IEA 2005) 455 EJ, melynek 25%-a szénből, 35%-a kőolajból, 21%-a földgázból, elsősorban erőművi felhasználásban 6,5%-a nukleáris energiából, a maradék 12,5%-a pedig megújuló energiából származott, mely jelenleg elsősorban biomassza eredetű. A világ direkt geotermikus energiafelhasználása 273,4 PJ (LUND, J. W. et al. 2005), a teljes energiafelhasználás 0,06%-a. A legjelentősebb felhasználók Kína, Svédország, USA, Izland és Törökország. Magyarország a beépített kapacitás fejenkénti, illetve területarányos értékeivel egyaránt a világ 5. legjelentősebb állama, ugyanakkor a tényleges fajlagos felhasználás adatai alapján nem vagyunk az első öt helyen.

Hazánk teljes energiafelhasználása 2005-ben az Energia Központ Kht. adatai (KSH 2007) szerint 1,16 EJ, melyből 46,1 PJ energiát termeltünk meg megújuló energiaforrásokból, ezen belül 3,65 PJ származott geotermikus energiából (a teljes felhasznált energia 0,3%-a, a megújuló energia 7,9%-a). ÁRPÁSI, M. (2005) a World Geothermal Congressre benyújtott jelentésében ezzel szemben 2,9 PJ geotermikus energiafelhasználásról számol be, melyből 1,5 PJ üvegházak, melegházak fűtésére, 1 PJ távhőszolgáltatásra és egyéb fűtésre, 0,4 PJ

¹ Buday Tamás Debreceni Egyetem, Ásvány- és Földtani Tanszék, Debrecen E-mail: rwbudayt@freemail.hu

² Dr. Kozák Miklós Debreceni Egyetem, Ásvány- és Földtani Tanszék, Debrecen E-mail: kozakm@puma.unideb.hu

energia egyéb célokra fordítódott. LUND, J. W. és munkatársai (2005) egy átfogó nemzetközi összegzésben emellett hazánkra nézve még 5 PJ fürdőüzemi és balneoterápiás célú energiafelhasználást becsültek, s így összesen 7,94 PJ geotermikus forrásból származó energiafelhasználást tulajdonítanak Magyarországnak.

A geotermikus energia felhasználását azonban nem tekintjük minden határon túl megújuló és környezetbarát energiaforrásnak. A földhő- és anyagkivétel megváltoztatja a földi rendszerek kapcsolatait és működését, befolyásolja a különböző elemek körforgását, ezáltal korlátokat szab a hasznosításnak. A hatás azonban a földhőhasználat eltérő szintjein kvalitatíve és kvantitatíve is eltér, ezért tanulmányunkban az eltérő geotermikus energiahasználatok korlátaira hívjuk fel a figyelmet.

3. A geotermikus energia kinyerési lehetőségei különböző mélységekből Magyarországon

Magyarország geotermikus adottságai európai és világviszonylatban is kedvezőnek mondhatók (CHERMAK, V. – RYBACH, L. 1979), elsősorban a földi hőáramértékek (átlag ~100 mW/m²), az aljzat hőkumulációi, illetve a fosszilis vizek felfűtöttsége révén. Ugyanakkor nincsenek hipertermális körzetek, így a vízhasznosítás lehetőségei és a víztestek hőmérséklete egyenletesen változik a tározótér mélységének növekedésével (1. táblázat). A hazai geotermikus energia hasznosítása jelenleg elsősorban a termálvizek hőtartalmának felhasználásán alapul, de követve a nemzetközi tendenciákat, a sekély hőszondás energiakivétel (illetve nyáron energialeadás) egyre jelentősebbé válik.

1. táblázat. A geotermikus energiahasznosítás potenciális lehetőségei a Pannon-medencében

VÍZTARTÓ ZÓNÁK	MÉLYSÉG (m)	GEOTERMIKUS HASZNOSÍTÁS	EGYÉB HASZNOSÍTÁS
Felszíni hideg és hévizes források	0–20	fürdő, gyógyászat, fűtés foglalt forrásból	forrásfoglalás, ivó- és iparivíz
Talajvizes zóna	0–20	horizontális hőszonda	öntözés, parti szűrésű víz
Sekély rétegvizes zóna	20–300	vertikális hőszonda	ivó- és iparivíz, öntözés
Közép-mély rétegvizes zóna	300–600	(vertikális hőszonda?)	ivóvíz
Mély rétegvizes zóna	600–2500	fürdő, gyógyászat, fűtés hévízkútból (vertikális hőszonda?)	többlepcsős hasznosítás
Vízmentes kőzetek	>2500 (4000–6000)	HDR villamosáram-termelés	többlepcsős hasznosítás

3.1. Felszíni hideg és hévizes források

A természetes úton felszínre jutó hévizek hő- és oldottanyag-tartalma megváltoztatja környezete élettelen és élő alkotóit. Természetes eredetük miatt azonban e hatások nem minősülnek környezet-, illetve hőszennyezésnek, élőviláguk alkalmazkodott e helyek specifikus adottságaihoz, s többnyire védett természeti értékek. Energetikai hasznosításuk főként fürdőipari és balneoterápiai jellegű. Rendszerint sérülékeny vízbázisok, ahol a kialakult fürdőkultúra miatt növekvő népesség és turistaforgalom ösztönzi e vízbázis kiaknázását, s ezáltal negatív visszacsatolású folyamatokat indíthat el (pl. szennyezés, víz- és

hőkészletcsökkenés). Új források foglalása az 1996. évi LIII. tv. értelmében azonban csak indokolt esetben történhet.

Hévíz, Miskolc-Tapolca, a budai termális vonal és Eger hévforrásainak kiaknázottsága helyenként már jelenleg is túljutott az optimális értéken, a rendszer bővítését mélyfúrásokkal érték el, ami megindította az említett hígulási folyamatot. E problémák megelőzésére legfeljebb minőségjavító beruházásokat célszerű megvalósítani, s ugyanakkor egy megfelelő tudományos igényű monitoring segítségével szükséges lenne modellezni a rendszer fenntartható működésének feltételeit.

3.2. A kis mélységben elérhető hévízkészlet

A 30–50 m-es mélységig terjedő zóna talaj-, illetve sekély rétegvizei általában fokozottan szennyezés-érzékenyek, és az ipari, a nagyvárosi, illetve az intenzív gazdálkodást folytató agrogén környezetekben gyakran szennyezettek. Ez a mélységi zóna hévíztermelésre csak a termokarsztok le- és felszálló termogravitatív vízcsere-övében csapolható meg, de legtöbb esetben nem ismervén kellő pontossággal a rendszer egészének hőkapacitását, kockázatos veszélyeztetni ezeket az érzékeny rendszereket. Az Eger-patak völgyében a délnyugat-bükki termokarszt karbonátos rezervoárjának sasbércszerű kiemelkedése fölött a termálvizes zóna ebben a mélységben érhető el. Itt a hígulás és keveredés megakadályozása céljából szükséges volt a mélyfúrással történő feltárás. E zónának gyakorlati jelentősége hévízbeszerzés szempontjából országos viszonylatban nincs.

Medenceterületeinken az 50–600 m közötti mélységű rétegvízadók termálvízkinyerés szempontjából nem minősülnek produktívnak, jobbára az ivóvízellátásban jut nekik elsődleges szerep. A termokarsztok esetében azonban néhány helyen ez a zóna is közvetlenül vagy közvetve megcsapolódik, és fürdőipari, gyógyászati célra alkalmas, nagy oldottanyag-tartalmú hévizeket szolgáltat.

A nagy oldottanyag-tartalom kicsapódásának jellemző hazai példája a savazással működtethető Zsóri-fürdő kútsora, illetve az egerszalóki hévízkutaknál kialakult mészkőképződés (HORVÁTH J. et al. 1990). Ez utóbbi esetében a demjéni kőolajmező megismerése céljából 1961-ben mélyített fúrásból jelentős mennyiségű hévíz tört fel, így a fúrást kúttá alakították. A kutatások alapján a megcsapolt réteg a Bükk mélybe zökkent triász-eocén mészköveinek karsztos hévíztárolórendszeréből, kb. 400 m mélységből kapja a vizet. A kalcium-hidrogénkarbonátos hévíz 68 °C-os hőmérsékletű, ásványi sótartalma meghaladja a 700 mg/l értéket, szulfidion (S^{2-}) és szén-dioxid tartalma gyógyvízzé minősíti. A hozam az eredeti (jelenleg lezárt) és a később lemélyített fúrásból is 500 l/perc értékűnek adódott, így oldottanyag-hozama 350 g/perc. A víz 15 méteren belül elveszti szabad szénsavtartalmának jelentős részét, emiatt a kalciumion mennyisége felére, a hidrogén-karbonát-ion tartalma kétharmadára csökken, miközben a többi oldottanyag mennyisége lényegében nem változik. A napi mészkőképződés 125–160 kg-ra tehető. Bár a fúrás oldottanyag-tartalma hazai viszonyok között nem kimagasló, de a felszínrelépés körülményei miatt rendkívül gyors az édesvízi mészkicsapódás.

3.3. A 600–2500 m-ben lévő hévízadók vizének hasznosítása

A szerkezet- és nyersanyagkutató fúrások gyakran tártak fel e mélységközben különböző hőmérsékletű hévizeket. Ez a zóna elsősorban a medenceterületek felső-pannóniai termálvizes rétegeit és kisebb mértékben a paleo-mezozóos termokarsztok mélyöveit foglalja magában. Általános jellemzőjük a 40–90 °C közötti, mélységtől és tározótípustól függő hőmérséklet,

valamint a változó, rendszerint nagy oldottanyag-tartalom (pl. Nádudvar-3. 1971–2113 m, 41 507 mg/l; Baja-Posztógyár 276 m, 36 128 mg/l; Bükkszék 517 m, 27 752 mg/l; SCHMIDT ELIGIUS R. 1962). Ezek jelentős részét napjainkban energetikai, gyógyászati célra felhasználják, míg a másik részét lefojtva visszazárták. A mesterségesen felszínre kerülő hévizek hazánkban elsősorban turisztikai és egészségügyi, ritkábban fűtési célból kerülnek hasznosításra. Ezek mellett más országokban ipari üzemekben (elsősorban könnyűipari és élelmiszeripari szárításokra), talajfűtésre, útfelületek jégtelenítésére is használják. A trópusi haltenyésztéshez történő termálvíz-felhasználás fejlődőben van.

A közvetlenül igénybe vett hévizek használat utáni elhelyezése elsősorban tározókban, majd élővizekben/szennyvízhálózatban történik, komoly környezetterhelést okozva mind hőtartalmuk, mind oldottanyag-tartalmuk révén. Szükségszerű lenne a vizek visszasajtolásának megoldása, mely csökkentené a rétegnyomás és a réteghőmérséklet esését, ugyanakkor a réteg elszennyezésének veszélyét is magában hordozza. A bakteriálisan jelentősen terhelt fürdővizek visszasajtolása kerülendő. A sikeres visszasajtolásnak legalább 8–10 féle földtani és műszaki feltétele van, de ezek magvalósulása esetén is oly mértékben emelik meg a fürdőüzemi felhasználásra kerülő víz fajlagos termelési költségét, hogy az a mai árviszonyok mellett a legtöbb fürdőüzem működésképtelenségét vonná maga után. Fűtővíz esetén a megoldás kevesebb kockázattal és ráfordítással valósítható meg, de a fajlagos költséget ez is olyan mértékig növeli, ami helyenként már összemérhető a fosszilis energiahordozók használatának költségeivel. A működő visszasajtoló rendszerek adatai (pl. Hódmezővásárhely) alapján a visszasajtolás költsége 30 Ft/m³ (KURUNCZI M. szóbeli közlés).

A rendszerből távozó vizek hőtartalmának csökkentését elsősorban átmeneti tározók segítségével oldják meg, ahol a hűlés folyamata ellenőrizhető. Az ilyen módon csökkentett hőtartalmú víz azonban még mindig melegebb a környezeténél, így az élővizekbe juttatás során megváltoztatja egy élőhely ökológiai tényezőit.

Problémát okoz a nagy nyomás alatt felszínre jutó termálvizek oldottanyag-tartalmának kiválása is. A rendszeremeken keresztül mozgó víz oldóképességének fokozatos csökkenésével számos ponton történnek kiválások (pl. csővezetékek). A folyamatos működést akadályozó és költségnövelő tényező a kirakódások okozta hozamcsökkenés, szükségszerű karbantartás, állásidő, alkatrészcsere stb. Emellett az élővizekbe való juttatás környezetterhelést okoz.

3.4. Hévizek felhasználása áramtermelésre

A nagy entalpiájú területeken már kis mélységből forró gőz hozható a felszínre, melyet gyakran használnak áramtermelésre. A forró gőzt közvetlenül rá lehet vezetni a turbinára (ún. száraz gőz erőművek), illetve amennyiben a kút kétfázisú víz-gőzrendszert szolgáltat, szeparátorok segítségével leválasztott gőz jut a turbinákra (egyszeres, illetve kettős gőzkiáramlású erőművek). Ezek az erőműtípusok elsősorban azokon a területeken használhatók gazdaságosan, ahol a hidrotermák hőmérséklete meghaladja a 150 °C-ot. E rendszerekben haladva a kitermelt gőzök és folyadékok kémiai összetételüknél fogva korrodálnak, illetve eltömíthetik a szállító egységek különböző részeit, ami ellen savazással és az elhasználdott elemek cseréjével tudnak védekezni.

Amennyiben a kitermelhető gőz/folyadék hőmérséklete kisebb, de eléri a 90 °C-ot, szintén alkalmas lehet elektromosáram-termelésre. Hőenergiáját hőcserélőkkel alacsonyabb forráspontú folyadéknak adják át, mely alkalmas kisebb hőmérsékleten is a turbina hajtására (ún. kettős ciklusú erőművek). Ezekben az erőművekben a kitermelt fluidum csak a hőcserélővel érintkezik, így nem a teljes rendszer vízkövesedik el. Ezek az erőművek azonban – a munkaközeg alacsonyabb hőmérséklete miatt – sokkal kisebb (akár 10% alatti)

hatásfokkal és néhány MW-os teljesítménnyel működnek. Gyakori, hogy ezeket az erőműveket a hatásfok növelése érdekében kiegészítik más erőműtípussal is (pl. biomassza, földgáz).

A világ legnagyobb geotermikus erőművei szárazgőz típusúak (pl. The Geysers, Larderello). 2005-ben beépített kapacitásuk a termelőegységek 12%-ával az összes kapacitás 28%-át adta, átlagosan 43,9 MWe kapacitással. A kis hatásfokú, de sok helyen alkalmazható kettős ciklusú erőművek a termelőegységek 42%-ával a beépített kapacitásnak csupán 8%-át adták, átlagosan 3,3 MWe kapacitással (BERTANI, R. 2005). A hazai energetikusok véleménye szerint nálunk csupán 2–5 MWe teljesítményű minierőművek telepítése látszik megvalósíthatónak a kis entalpiájú területeken (TANCZENBERG S. 2003; KUJBUS A. szóbeli közlés).

2500 m alatt a kőzetek víztartalma erősen lecsökken, ugyanakkor a kőzettestek hőmérséklete jelentős, így a kinyerhető energiatartalom nagy lehet. A földhő által felfűtött kristályos kőzetek energiatartalmának kinyerésére többféle technológiát fejlesztettek ki. A kutatások homlokterében jelenleg az úgynevezett Hot Dry Rock (HDR) „forró száraz kőzet” módszerből kialakult technológiák állnak. Ezeknek lényege, hogy a mesterségesen repesztett mélységi tárolókőzetbe vizet juttatnak, amely ott felmelegszik, így kitermelésekor jelentős megcsapolható hőtartalommal rendelkeznek, hasonlóan a nagy entalpiájú területek gőzéhez.

3.5. A hévízkészletek megújuló energiaforrásként való hasznosításának feltételei

A hévizekből származó energia kitermelése csak akkor lehet megújuló, ha a kitermelés során figyelembe veszik a rétegenergia, a víz- és hűtőanyagsebességét, azaz csak a folyamatosan utánpótlódó, ún. dinamikus készleteket használják. Gyógyvizek esetében nem megkerülhető igény az oldottanyag-tartalom állandósága sem. A jelenlegi hévízhasznosítási gyakorlatban a kitermelés mind hazánkban, mind a világ jelentős geotermikus energiát hasznosító területein általában nem csak a dinamikus készletet érinti. Véleményünk szerint célszerű lenne a termálvízkivétel területi eloszlásának egyenetlenségeit csökkenteni, mérsékelve ezzel a preferált körzetek túltermelését.

Elsősorban a vízkészlet és a rétegenergia utánpótlását segíti a vízbesajtolás, illetőleg visszasajtolás. Az így visszajuttatott víz azonban kedvezőtlenül befolyásolhatja az áramlási viszonyokat, kőzetfizikai paramétereket, ráadásul megnövelheti a terület szeizmicitását. E probléma azokon a területeken jelent nagy gondot, ahol a termelőkenység elsősorban a besajtolástól függ, mint például a HDR technológiák esetében (MAJER, E. L. et al. 2007).

Azokban az esetekben, ahol a vízkivétel megterheli a víz- és hűtőanyagrendszerit, nem beszélhetünk megújuló, fenntartható energia-/vízgazdálkodásról. Következmenyei túlmutatnak a kitermelés során bekövetkező teljesítményesésen, esetleg alkalmatlanná váláson. Olyan előnytelen folyamatokat indíthatnak be, melyek időbeli, térbeli alakulását ma legfeljebb becsülni tudjuk. Ilyen probléma lehet a különböző hévízrendszerek közötti energia- és anyagáramlás megváltoztatása, a horizontális és vertikális víz- és hőáramlás paramétereinek jelentős módosulása, mely gazdasági és jogi következménnyel is járhat.

4. A geotermikus energia fejlesztésének lehetőségei Magyarországon

Az elmondottakból kitűnik, hogy a termálvizeinkből kinyerhető hőkészlet jelentősen növelhető a jövőben, de kevés remény van arra, hogy hatékonyan hozzá tud járulni az áramtermeléshez, amelyre csupán néhány helyen és kis teljesítmény mellett nyílhat lehetőség.

A fürdőüzemi, ipari és mezőgazdasági felhasználás nagyságrendileg fokozható, de ez csupán egyenletesebb területi eloszlás, sporadikusan szórt felhasználók esetén lehetséges.

A jelenleg egységes szénhidrogén-alapú ellátórendszerek, hálózatok környezeti kockázatának és árnövekedésének mérséklésére kitűnő eszköznek látszik a sok kis izolált fogyasztóból álló, relatíve kis mélységre telepített horizontális és vertikális hőszondákkal történő hőenergia-ellátás, mely napjaink legdinamikusabban növekvő földhő-felhasználási módja. Számuk és kis teljesítményük, nyilvántartásuk kialakulatlansága miatt pontos energetikai összedataik pontatlanok. Számuk 2005-re meghaladta Földünkön az 1 000 000 darabot, csak Svédországban a becslések szerint 275 000 működött (LUND et al. 2005). Egy szokványos feladatokat ellátó hőszonda teljesítménye 5,5 kW és 150 kW közötti, átlagosan 12 kW, működésük fenntartásához a kinyert energiának kb. harmada-negyede szükséges. A hőszondák azonban elsősorban nem a vertikális földhőáram energiáját nyerik ki. Távolhatásuk vizsgálata a működő rendszerek monitorozásával történik, így ma még nem ítéltető meg a tervezői gyakorlatban használt szondasűrűségnek és ebből következően a kinyerhető teljesítménynek a környezetkárosodás nélkül fenntartható volta.

A vertikális hőszondák esetében alkalmazott technológia a hévízadók ismeretében, bizonyos területi korlátozás mellett a középmély és mély termálvizes zónákra is kiterjeszhető, de csak folyamatos megfigyelés és regionálisan, illetve országosan egységesített rendszermodellelés esetén.

A kőzetrepesztéses HDR technológiák főként a kristályos alaphegység arra alkalmas, pozitív hőanomáliát mutató területein valósíthatók meg legkevesebb kockázattal, de költséges volta és korlátozott működési időtartama miatt csak néhány gyéribben lakott, és hőkivételi szempontból kevésbé érintett területen javasolható (BUDAY, T. – KOZÁK, M. 2006). A kísérleti üzemű HDR kísérletek (Soultz, Fenton Hill stb.) nagy kiterjedésű rezervoárokból mindössze 4–11 MW geotermális energiát tudtak kitermelni (TESTER, J. W. 2006) jelenleg ismeretlen kockázatok mellett.

A paleo-mezozóos alaphegység nagy hőfokú, nagy mélységű (3000–6000 m-es) zónájának hőmegcsapolására tervezett, kísérleti üzem előtt álló magyar szabadalom (AGS módszer, KOVÁCS, S. – KOZÁK, M. 2006) speciális kiképzésű ikerfúrásokban zárt rendszerű víz/gőz keringetéssel környezetbarát módon, minimális kockázat mellett tartja megvalósíthatónak kis- és közepes entalpiájú területeken is a geotermális-geológiai energiára alapozott áramtermelést.

A hazai átlagos hőáramot 100 mW/m^2 -nek tekintve Magyarország teljes felszínén átáramló geotermikus energia teljesítménye kb. 9300 MW. Tekintettel a „határpillér elv” megtartására, valamint a területi igények és infrastruktúrális lehetőségek egyenlenségére, valamint környezeti szempontokra és a fenntarthatóságra, ennek az értéknek csupán töredéke (10–30 %-a) termelhető ki ténylegesen. 20% kitermelése esetén 1860 MW teljesítmény mellett az évente kivehető összes geotermális energiataralom értéke – folyamatos termelést feltételezve – 58,7 PJ, ami a jelenlegi értéknek közel nyolcszorosa. Ez az érték a jelenlegi összes energiafelhasználásnak több mint 5%-a, viszont ebből csupán töredék tekinthető áramtermelésre alkalmasnak a jelenlegi technikák mellett.

Irodalom

- ÁRPÁSI, M. (2005) Geothermal Update of Hungary 2000–2004. Proceedings World Geothermal Congress 2005, Antalya, Turkey, 24-29 April 2005, 16p. (iga.igg.cnr.it/pdf/WGC/2005/0127.pdf; letöltve: 2008. január 28.)
- BERTANI, R. (2005) World geothermal power generation in the period 2001–2005. *Geothermics*, 34, pp. 651-690.
- BUDAY, T. – KOZÁK, M. (2006) Necessity, experiences and abilities of the deep heat mining. *ACTA GGM Debrecina, Geology, Geomorphology, Physical Geography Series*, Vol. 2, megjelenés alatt

- CERMÁK, V. – RYBACH, L. eds. (1979) *Terrestrial Heat Flow in Europe*. Springer-Verlag, Berlin, 328p.
- HORVÁTH J. – FÁNCZI A. – SCHEUER GY. (1990) Az egerszalóki De. 42. és a De. 42/a. jelű hévízkút vízföldtani és vízkémiai vizsgálata. *Hidrológiai Tájékoztató*, 30, pp. 26-28.
- IEA 2005: *World Energy Outlook 2005*. – OECD/IEA p. 82.
- KOVÁCS, S. – KOZÁK, M. (2006) New application of geothermal energy. *ACTA GGM Debrecina, Geology, Geomorphology, Physical Geography Series, Vol. 2*, megjelenés alatt
- KSH 2007, A fenntartható fejlődés indikátori Magyarországon. KSH, Budapest, pp. 58-62.
- LUND, J. W. – FREESTON, D. H. – BOYD, T. L. (2005) Direct application of geothermal energy: 2005 Worldwide review. *Geothermics*, 34, pp. 691-727.
- MAJER, E. L. – BARIA, R. – STARK, M. – OATES, S. – BOMMER, J. – SMITH, B. – ASANUMA, H. (2007) Induced seismicity associated with Enhanced Geothermal Systems *Geothermics*, 36, pp. 185-222.
- SCHMIDT ELIGIUS R. (1962) Vázlatok és tanulmányok Magyarország vízföldtani atlaszához. pp. 90-210.
- TANCZENBERGER S. (2003) Érmelléki Geotermikus Erőmű. Kézirat, megvalósíthatósági tanulmány, 66p.
- TESTER, J. W. ed. (2006) *The Future of Geothermal Energy. Impact of Enhanced Geothermal Systems (EGS) on the United States in the 21st Century*. Massachusetts Institute of Technology, 372p.

Darabos József Attila¹ – Baga József²

A vízszolgáltatás regionalizációja és területi vetületeinek alakulása az Észak-Erdélyi Régióban a csatlakozás után

Abstract

The needs in the Romanian water sector are huge. The purpose of the process of regionalization of water services, initiated by Romanian authorities and supported largely by pre-accession programmes (PHARE, ISPA), is to assist the local beneficiaries (Associations of Municipalities and Regional Operating Companies) in the creation of efficient water and wastewater service operators and in strengthening the capacity of local authority to monitor effectively their activities. The overall objective of this programme is to support the local authorities to implement an integrated multi-annual capital investment programme in order to improve the standards of municipal water and wastewater services in small and medium towns by creating efficient, financially viable and autonomous integrated regional service providers able to plan and implement investments in the context of a process of consolidation in the sector, in line with EU policies and practices. In the North-West Region the importance of the regionalization was immediately understood so here we can find one of the biggest operators and one of the first projects sent to Brussels under Sectoral Operational Programme Environment financed by the Cohesion Fund.

1. Bevezető

Az Európai Unió tagországainak területén általános tendencia a vízgazdálkodásban, hogy egyre csökken a szolgáltatók száma, ami természetesen együtt jár az ellátott terület növekedésével. Egy látványos példa erre Hollandia esete, ahol a 60-as években még több mint 200 vízszolgáltató működött, számuk azonban napjainkban 13-ra csökkent.

Romániában a 2007-es csatlakozás alkalmával szintén stratégiát kellett választani ezen a területen. A Környezeti Operatív Program (KOP) összeállítása a 2007–2013-as időszakra alkalmat adott e stratégia kidolgozására. Távlati cél a vízgyűjtők szintjén történő regionalizáció, középtávon pedig a megyei szinten való társulást irányozták elő. Több érv is szól e stratégia mellett, olyanok, mint a gazdaságosság, szolidaritás, takarékoság elve.

2. Az Észak-Erdélyi Régió körülírása

A régió hat megyét foglal magába: Bihar, Beszterce-Naszód, Kolozs, Máramaros, Szatmár, Szilágy megyéket és 35 várost, 399 községet, 1823 falvat ölel fel, területe pedig 34 159 km².

A Tisza, Szamos, Körösök, Kraszna a fontosabb vízgyűjtők a régió területén.

A lakosság szám alapján országos viszonylatban 2 744 919 lakossal a negyedik helyen áll. A demográfiai statisztikákat figyelembe véve, megállapítjuk, hogy 2000 és 2003 között

¹ **Darabos József Attila** Környezetvédelem és Fenntartható Fejlődés Minisztériuma, Környezeti Operatív Program - Közreműködő Szervezet, Északnyugati Fejlesztési Régió, Kolozsvár E-mail: darabos2004@yahoo.com

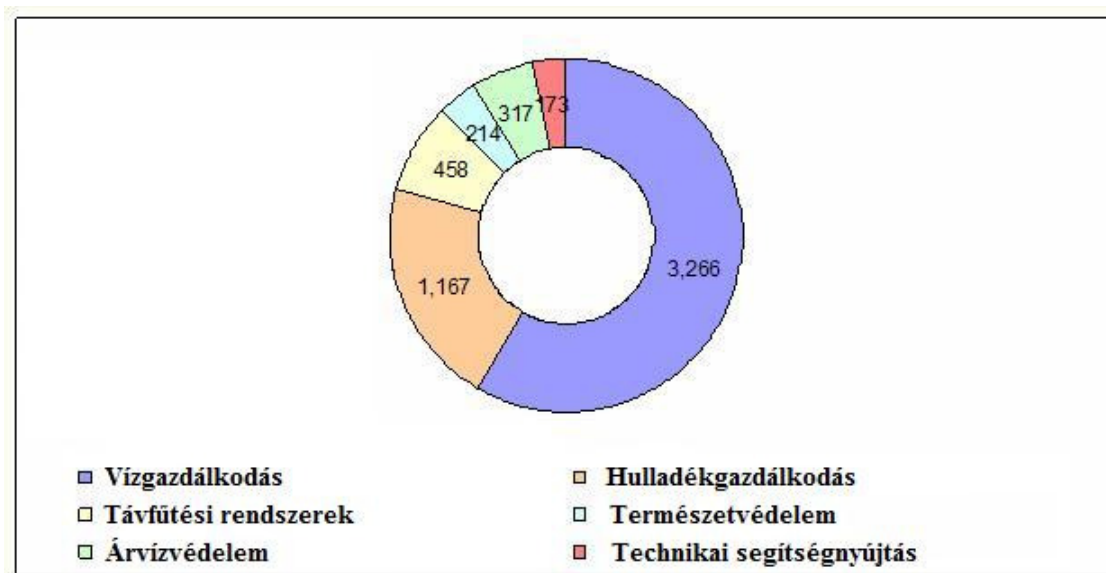
² **Baga József** Környezetvédelem és Fenntartható Fejlődés Minisztériuma, Környezeti Operatív Program - Közreműködő Szervezet, Északnyugati Fejlesztési Régió, Kolozsvár

csökkent a lakosságszám. Regionális szinten három nagyon fontos fejlesztési pólus található, mégpedig Kolozsvár, Nagybánya és Nagyvárad.

A régióban lévő települések gazdasága szoros összefüggésben van a helyi természeti erőforrásokkal és a földrajzi helyzetükkel (*Környezetvédelem és Fenntartható Fejlődés Minisztériuma – KFFM, 2007*).

3. Nemzeti szinten történő regionális politika általános bemutatása

A vízszolgáltatás regionalizációja kiemelt fontossággal bír, mivelhogy Románia az Európai Unióhoz való csatlakozása során szigorú normák és direktívák betartására kötelezte el magát, amelyek megvalósításához vezető lépéseket meghatározott időn belül meg kell tennie. A Nemzeti Fejlesztési Terv és a Nemzeti stratégiai Referenciakeret mellett a legfontosabb stratégiai dokumentum a Környezeti Operatív Program, amelynek kidolgozása lehetővé tette, a jelenlegi problémák, a célok és az általános irányelvek meghatározását. Az ivóvíz- és szennyvízhálózat korszerűsítése és kiterjesztése a KOP legfontosabb tengelyeként közel 3,3 milliárd euró alappal rendelkezik, melynek 85%-a Kohéziós Alapokból és 15%-a nemzeti költségvetésből ered (*1. ábra*) (*KFFM, 2007*).



1. ábra. A vízgyártási költségek részesedési aránya a KOP keretén belül (millió euró)
(Forrás: Környezeti Operatív Program, 2007)

4. Lényeges lépések a vízszolgáltatás regionalizációjának irányába

Figyelembe véve, hogy Romániában nagyszabású befektetésekre van szükség a víz szektorban, a Környezetvédelem és Fenntartható Fejlődés Minisztériuma minden megyének technikai segítségnyújtási projekteket biztosított, annak érdekében, hogy optimális körülmények között zajlódjon le a projektek előkészítése, valamint minden szinten folyamatosan tájékoztat a projektek megvalósításához szükséges feltételekről. Ezen körülmények között a helyi hatóságok teljes mértékben felelőssé válnak a rendelkezésükre álló alapok hatékony felhasználása tekintetében. Ezen belül, jelenleg a legfontosabb feladat 2008 márciusáig kialakítani a kellő intézményi háttér.

A KFFM, egészen 2009 júniusáig, minden egyes megfelelően előkészített projektet továbbítani szándékszik Brüsszelbe, ezt követően a munkálatok elvégzését, valamint ezek költségeinek megtérítését 2013-ig elvégzik. A vízszolgáltatás regionalizációja nagyszabású projekteket foglal magába, amelyek csaknem 10–20 különböző szerződést is magukba foglalhatnak, emellett 3–4 évig is eltarthat a kivitelezésük. Ezért, fontos időben (2009) jóváhagyni a finanszírozást, annak érdekében, hogy a határidőket be lehessen tartani.

Országos szinten 30 projektből kb. 15, közel 2 milliárd euró értékű projekt fog előreláthatólag 2008-ban elkészülni. A megmaradt pénzösszeg korlátain belül a hátramaradt kb. 15 projekt 2009-re kerül majd minisztériumi szintű elemzésre és jóváhagyásra.

Lényeges lépés a vízszolgáltatás regionalizáció irányába, a Közösségközi Fejlesztési Egyesületek (KFE) létrehozása egy ügyvezető igazgatóval az élen, amely garantálni tudja a döntéshozatal leegyszerűsítését. El kell kerülni a haszontalan, mesterséges, formáságból megalakuló egyesüléseket, mivelhogy az ilyen lépések nehezítik az előrehaladást. Ide tartozna az olyan települések felvétele a társulásokba, amelyek bizonyos feltételeknek nem felelnek meg vagy olyan települések, amelyek az első időszakban főleg nagyságrendi szempontok miatt nem részesülnek a befektetésekből.

A csatlakozási egyezmény keretén belüli 22-es fejezet tárgyalása következtében csak bizonyos lakosságszám feletti települések részesedhetnek vízhálózat felújításban és/vagy bővítésben. Pontosabban, 2015-ig 263, legalább 10 000 lakossal rendelkező település, illetve 2018-ig 2346, 2 000 és 10 000 lakos közötti nagyságrendű település részesedik a KOP kettes tengely által nyújtott lehetőségekből. Sőt, az egyezmény által Románia elkötelezte magát, hogy a 10 000 lakosnál nagyobb települések mindegyike hatékony víztisztító telepekké legyen ellátva. Ennek következtében, a beruházási költségek sokkal nagyobbak lesznek, mint ahogyan eleinte becsülték. A jelenlegi víztisztító állomásokat pedig korszerűsíteni kell ahhoz, hogy kellőképpen kivonják a szennyvízben lévő foszfort és nitrogént, ez által eleget téve az uniós normáknak (*KFFNM, 2007*).

5. A települések fejlesztési magok körüli csoportosulásának trendje

Figyelembe véve a vízgyűjtő helyzetét, demográfiát és olykor a politikai szempontokat, minden projekt több települést foglal magába. Így eljutunk a vízszolgáltatás regionalizációjához, amely e társulási stratégia segítségével sokkal gazdaságosabb és praktikusabb megoldás, mint a településenkénti egyéni beruházások költséges megvalósítása. Extrém példaként megemlíthető, hogy Beszterce-Naszód megye 49 települése társult, amely a magas településszám miatt adminisztratív gondokhoz vezethet, hiszen minden határozat meghozatalához az összes település beleegyezésére szükség van. Tehát, a társuláson belüli tömörülések számának függvényében a döntéshozatal ideje változik, amely lassíthatja a projekt előrehaladását.

Falvak szempontjából elmondhatjuk, hogy azon vidéki települések, amelyek szert tettek az Országos Vidékfejlesztési Terv viszonylag kis értékű pénzügyi alapjaira, a KOP keretén belüli alapokhoz is juthatnak. Ennek feltétele, hogy e települések KFE tagok legyenek, külön projektet készítsenek, valamint a kerettervben is megjelenjenek.

Nagyváradon és Kolozsváron létrejött a metropolisz övezet, amely több szempontból is előnyös feltételeket kínál a vízszolgáltatás szempontjából. Integrált regionális szintű fejlesztés jön létre, amely a nagyváros és a környező községek társulása következtében igencsak hatékonyan működhet. Másik előnye, hogy központ-periféria szempontból diszparitás csökkentő hatása van. Így könnyebb igazgatás alatt sokkal versenyképesebbé válnak a felölelt települések a többi régióval szemben, eleget téve a fenntartható fejlődés feltételeinek.

A települések közötti társulási folyamat politikai akadályokba is ütközik. Sajnos, a nemzeti szinten megnyilvánuló politikai csatározások a helyi és megyei önkormányzatok közötti viszonyban is jelentkeznek. Ez a tényállás oda vezet, hogy sokszor egy technikai szempontból teljesen megfelelő projekt megvalósítása elakad egyes helyi vezető funkciót viszálykodása miatt.

6. A vízgazdálkodás jelenlegi helyzete az Észak-Erdélyi Régióban

A 6476 kilométeres ivóvíz- és a 2208 kilométeres szennyvízhálózat korszerűsítése és bővítése az első prioritási tengely a KOP keretén belül, amelyet a Kohéziós Alapból finanszíroznak. ISPA alapból gazdálkodó csővégi projektek előkészítését, a vízszolgáltatás regionalizációját, vagyis megyei szintű megközelítését foglalja magába. Távlatilag vízgyűjtőkben kell gondolkodni, és pedig a települések csoportosítása az eredményes vízgazdálkodás érdekében, a regionális vízszolgáltató vállalat a helybéli vízgyűjtők ésszerű kihasználása következtében elláthatja a környező településeket. Fontos megjegyezni, hogy lényeges a megyei és helyi önkormányzatok együttműködése.

A Kohéziós Alapból rendelkezésre álló források lehívása érdekében az Észak-Erdélyi Régióban is megindult a társulási folyamat. Itt alakult meg, a kiszolgált lakosok száma szempontjából, az ország harmadik legnagyobb szolgáltatója, Kolozs és Szilágy megye területén. Sok szempontból úttörő munkát végeztek, és az általuk készített 200 millió euró értékű projekt országos szinten az elsők között jutott Brüsszelbe és került elfogadásra. Egy kisebb szolgáltató a volt Torda vármegye területén rajzolódott ki. Kis terület, nagy gondok, de ez a 80 milliós projekt is az Európai Bizottság elfogadására vár. Hasonló folyamatok játszódnak le a régió többi megyéjében is, ám korántsem zökkenőmentesen. A stratégia mellett felsorakoztatott ésszerű érvekkel ellentétben, gyakran a politikum kevésbé logikus csatározásai akadályozzák a folyamatot.

E prioritási tengely keretén belül az Észak-Erdélyi Régióban hat nagyobb értékű projekt van folyamatban.

6.1. Kolozs és Szilágy megye

A vízszolgáltatás regionalizációja érdekes módon nemcsak megyei szinten, hanem megyeközi összefogás/társulás által is létrejöhet (2. ábra). A projekt értéke kb. 200 millió euró.

A Kolozsvár székhelyű vízszolgáltató több szempontból is úttörőmunkát végzett. Együttműködés szempontjából, példaértékű hozzáállást bizonyítottak a megyei és helyi önkormányzatok. A távlati célokat a lakosság szolgálatában sikerült a mindennapi politikai perpatvarok fölé emelni.

A két megye Szamos-vízgyűjtőhöz tartozó területen (kb. 600 000 fogyasztó) a regionális szolgáltatás 2006 júliusától működik.

A projektdokumentáció előkészítésében is nagy felelősséget vállaltak a szolgáltató szakemberei. A négy projekt végrehajtó egység alkalmazottai komoly szakmai tapasztalattal rendelkeznek. A közbeszerzési eljárásokat elkezdték a végső brüsszeli jóváhagyás előtt. 2007 szeptemberében a projektet Brüsszelbe küldték, és még nem hagyták jóvá.

6.2. Torda-Aranyosgyéres

A vízszolgáltatás regionalizációja érdekében létrejött társulás ebben az esetben, városok és környékbeli községek szintjén történt meg (2. ábra).

A projekt Kolozs megye területén, a Maros vízgyűjtő medencéjében, Torda-Aranyosgyéres kistérségi szolgáltató gondnoksága alatt fog megvalósulni. Meg kell említeni, hogy általános jelenség, a valamikori közigazgatási egységek szakadár magatartása. A legnagyobb gond, hogy a szolgáltató kevés, humánerőforrással és tapasztalattal rendelkezik. A körülbelül 80 millió eurós projekt jelenleg Brüsszelben jóváhagyásra vár.

6.3. Bihar és Beszterce-Naszód megye

Bihar és Beszterce-Naszód megye számára a minisztérium bankkölcsönből fedezi a projekt-előkészítésére szükséges költségeket. A konzultáns cég a megyei kereterv kidolgozásán munkálkodik. A stratégia kidolgozásában zavart okoz az országos alapokból beindított kisprojektek tervezetlensége, minőségi hiányosságai, túlméretezések, magas működtetési költségek.

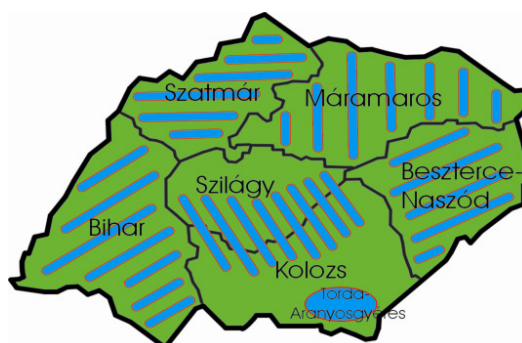
A KFE regisztrálása ebben a periódusban zajlik. Az APAREGIO nevet viselő KFE 43 települést ölel fel, melyet a Bihar vízszolgáltató vállalat fog regionális szolgáltatóként ellátni. A bihari helyzet sajátossága, hogy a társulásban jelentős szerepe van a Nagyvárad körül kialakult metropolisz övezetnek. Példaértékű együttműködésnek lehetünk itt tanúi, mivel a megyeszékhely köré tömörülő települések közös megoldást keresnek a gondok, hiányosságok megoldására. Különösen előnyös ez a fajta társulás a periurbán vidéki települések viszonylatában, hiszen önerőből kevés esélyük volna nagyobb infrastrukturális befektetésekre, de természetesen a nagyváros területéhes érdekei is megoldásra lelnek.

A Beszterce-Naszód megyei helyzet sajátossága, hogy a megye valamennyi (49) közigazgatási egysége csatlakozott a társuláshoz. Ez dicséretes teljesítmény a megyei önkormányzat mozgósító erejére nézve, a döntéshozatal és a mindennapi tennivalók szempontjából azonban komoly késleltető tényező lehet. Figyelembe kell ugyanis venni, hogy bármely jogerős határozat meghozatalához szükségeltetik valamennyi helyi önkormányzat döntése, ami nem biztos, hogy oly zökkenőmentesen fog menni. Ehhez persze még hozzátartozik az is, hogy a csatlakozási szerződésben vállaltak alapján a beruházások első hullámban a városi településeket fogják érinteni, míg a vidéki 2000–4000 lakosegyenértékűek csak később, a 2000 alatt találhatók pedig még nagyobb késéssel számíthatnak befektetésekre. Habár a teljesség érdekében említésre méltó, hogy vidéki települések a Nemzeti Vidékfejlesztési Terv alapján is számíthatnak támogatásra.

6.4. Egyéb vízgazdálkodási projektek

Szatmár megyében szintén ISPA alapból készül a projekt. Viszonylag zökkenőmentes a regionalizáció. A magántőke részvétele kizárt, ezért gondokkal küszködnek azok az önkormányzatok, amelyek elsiették a magánosítást. A kereterv készülöben folyik, valószínű 2008 februárjára elkészül, majd márciusban véglegesítik. Jelenleg 10 település nyújtotta be a határozatát, hogy KFE alakulhasson. 2007 májusától létezik egy regionális vízszolgáltató, amelynek, lépéseket kell tennie, hogy megfeleljen a KOP elvárásrendszerének.

Máramaros megyében hosszú ideig nem volt a KFE tagja Nagybánya, de utólag a KOP stratégiát megértve velük is kiegészült a társulás, sőt gazdasági ereje folytán annak oszlopos tagja lett.



2. ábra. Az Észak-Nyugat Fejlesztési Régióban lévő regionális vízszolgáltatók hatásköre, mely lehet megyeközi, megyén belüli vagy mikroregionális szintű (szerk. a szerző)

7. Következtetések

Romániában nagyon nagy szükség van a környezeti infrastruktúra fejlesztésére. Felmérések szerint országos szinten 2018-ig csupán a vízgazdálkodás területén a szükséges összeg eléri a 18 milliárd eurót. Ezt a helyzetet tükrözi az, hogy a KOP prioritási tengelyei közül a legfontosabb az ivóvízzel és szennyvízzel foglalkozó első tengely, melyre a 2007–2013-as időszakban rendelkezésre álló összeg több mint 60%-át szánták. A beruházások hatékonysága és gazdaságossága érdekében indították be a regionalizációs folyamatot. Az Északnyugati Fejlesztési Régióban Kolozs és Szilágy megye úttörőmunkát vállalt, ily módon az eredmény sem váratott magára, itt vár elfogadásra az első Kohéziós Alapból finanszírozandó projekt. A régió többi megyéje is igyekszik felzárkózni. A regionalizáció területi vetületeit illetően kiemelendő az előbb említett megyeközi együttműködés, és ugyancsak Kolozs megyében a volt Torda megye szakadár magatartása, mely nem egyedülálló jelenség az országban. A beruházások a megyeszékhely körül csoportosulnak, habár ezek már jelentős összegeket hívtak le az előcsatlakozási alapokból. Érdekes jelenség a metropolisz övezetek bekapcsolódása a regionalizációba és ehhez kapcsolódóan a periurbán települések előretörése. A többi vidéki település számára a Nemzeti Vidékfejlesztési Terv jelenthet némi reménységet.

Irodalom

- Havi jelentések, Észak-Nyugati Fejlesztési Régió, KOP Közreműködő Szervezete, 2008, Kolozsvár, Románia
 Környezeti Operatív Program, Környezetvédelem és Fenntartható Fejlődés Minisztériuma, 2007, Bukarest, Románia
 Mott Macdonald, MVV& CIMP, Környezetvédelem és Fenntartható Fejlődés Minisztériuma, 2008, Institutional Strengthening of Future EU Financed Project Beneficiaries, Preliminary Report, Bukarest, Románia

Putarich Dr. Ivánszky Veronika¹

Kihasználatlan megújuló energiák, mint a vízenergia a Vajdaságban, és a (fenntartható) fejlesztési lehetőségek.

Abstract

The Vojvodina has been plagued by an energy shortage. It is clear from economic indicators (improvement costs, operating costs etc.) that a hydroelectric power plant is a costly source of energy, but it should also be recognized that the current energy situation is truly unfortunate.

Since Vojvodina is an agricultural region, it would be expedient to boost agricultural production (by planting crops three times annually), yet the current energy situation poses a serious stumbling block. The basic condition for planting three times a year is irrigation, which consumes a great deal of energy. Water supply for irrigation cannot be assured without reconstructing the DTD canal. Reconstruction is also necessary in terms of environmental protection, and this can only be carried out economically (by water conveyance through gravity flow) using the Bezdán barrage.

In the current situation, the construction costs of a hydropower plant cannot be borne by one stakeholder state alone, the barrages in the area under examination can only be constructed with international investment. Under these circumstances, the Danube must act as a tie that binds and not as a dividing line; after all, we are struggling with the same issues in a region we share.

1. Bevezető

1997 novemberében az Európai Parlament határozatban szólította fel az Európai Uniót, hogy 2010-re, az üveghatást keltő gázok kibocsátását 15%-kal csökkentse, ugyanakkor határozottan elutasította a nukleáris energia hasznosításának lehetőségét. A felszólítás alapján készült el az Európai Unió „Zöld könyve”, mely határozottan előírja a nyersolaj használatának csökkentését. Nagy-Britannia 2008-ra, a termelésben a nyersolajfogyasztást 10–20%-kal, míg az általános nyersolajfogyasztást 5–6%-kal csökkentette.

A Vajdaság az Európai Uniónak nem tagja, felvételének egyik akadályozó tényezője a magas légszennyezettség, CO₂ kibocsátás. Az Unióhoz való csatlakozás egyik feltétele az, hogy az energia felhasználás legalább 12%-a megújuló energiákból származzon (jelenleg a Vajdaságban ez 3–4%). Nem csak az EU feltételek miatt, de mivel a Vajdaság (a Dél-dunántúli Eurorégió része) szegény nyersolajban, más energiaforrások feltárását kell előirányozni. Számba kell venni az eddig nem felbecsült természeti értékeinket, fel kell tárni a fenntartható fejlesztési lehetőségeket, hogy az igényeket, a tudomány és a korszerű technológiák segítségével kielégíthessük.

Az energiaforrások közül – az egészségvédelem, valamint a környezetvédelem szempontját figyelembe véve – a Vajdaságban a vízenergia (vízerőmű) kihasználtságának a fejlesztése a legmegfelelőbb. A Vajdaság felszíni vizekben nagyon gazdag, de e természeti adottságokat, mint energiaforrást, e területen nem használják ki. A hidroenergiái viszonyokat figyelembe véve – a vizsgálatok szerint – a Dunán, a vizsgált szakaszon, két vízlépcső létesítése

¹ Putarich Dr. Ivánszky Veronika *Újvidéki Egyetem, Vízrendezési Tanszék, Újvidék* E-mail: ivera@sbb.co.yu

gazdaságos lenne. Döntő kérdés a vízlépcsők elhelyezése, azaz az optimális szelvény kiválasztása.

A vízerőmű építési költségeit, a jelenlegi helyzetben egy állam nem tudja vállalni (az osztrák Duna-szakaszon nyolc vízlépcső épült, de mi nem vagyunk ilyen anyagi helyzetben), a vizsgált körzetben a vízlépcsők megvalósítása csak nemzetközi beruházással elképzelhető. A Duna ebben az esetben nem mint elválasztó határ, hanem mint összekötő kell, hogy szerepeljen, hiszen közös gondokkal küzdünk egy földrajzi egységen belül.

2. Természeti erőforrások, megújuló energiák

A megújuló energiák azok az energiák, amelyek olyan sebességgel használódnak fel, amilyen sebességgel megújulnak, azaz újratermelődnek. Megújuló energiák: a napenergia, a szélenergia, a vízenergia, a geotermál energia, hővizek és ásványvizek, valamint a szerves tömegeből (biomasszából) nyert energia. A biomassa energia lehet: szilárd energia és lehet folyékony energia – ilyen a bioetanol, és a biodízel – vagy gáz energia.

A természeti erőforrások gazdaságos kihasználtságát egy adott terület természeti adottságai határozzák meg, azaz korlátozzák (MANIAK, U. 1988). A Vajdaságban a szélenergián (a Delibláti-homokhátság területén) és a bioenergián kívül csak a vízenergia hasznosítása lehet gazdaságos.

Ha vízenergiára gondolunk, mindenki a nagy vízerőművekre gondol, de ez a megoldás síkvidéken nem gazdaságos (ĐORĐEVIĆ, B. 1989). A Dunán Futoknál és Bezdán alatt, egy-egy vízlépcső építése a számítások szerint gazdaságos, és ezzel megmentenénk a Duna-Tisza-Duna csatornát (mely Európa legnagyobb többhasznosítású belvízlecsapoló rendszere) a biztos pusztulástól.

3. A vizsgálatához felhasznált adatok

A számításokhoz felhasznált hidrológiai és hidraulikai adatokat, mint a Duna közepes havi vízhozama, átszámítottuk a tervezett vízlépcső keresztmetszvényére (1265 fkm), azaz a Bogojevo-i keresztmetszvényre, és az eredmény $3021 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ volt. Az észlelt minimális vízhozam a vegetációs időszakban $989 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, míg a vegetációs időszakon kívül csak $680 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (a maximális vízhozam számított értékeit, az 1. táblázat tartalmazza).

1. táblázat. Maximális vízhozam a Dunán (1265 fkm-nél), I. vízlépcső (Futok) (PUTARICH V. 2001)

Visszatérési idő (év)	10	20	50	100	1000	10000
Vízhozam, Q ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)	7350	7920	8600	9130	10750	12250

A Dráva vízhozamát, a Dunával való koincidencia esetére, az előfordulási valószínűség, $p = 50\%$ -os várható értékével számítottuk. A duzzasztott felszín görbét a vizsgált Duna-szakasz ellenállási tényezőjével számítottuk és megfelelő pontosságú eredményt kaptunk, ezeket az eredményeket később modell vizsgálatok igazolták [1].

A hidraulikai tényezők alapján számított:

- átbukás, a duzzasztón 68.0 mAf^2
- a bukó utáni alvízszint 62.2 mAf
- átfolyás a duzzasztón, alvízszint 75.8 mAf

² mAf – Az Adriai-tenger feletti vízszint (abszolút) méterben

A Duna 14 222 fkm-nél tervezett, II vízerőműnél (Bezdán), a tervezett küszöbszint 78.5 mAf, ekkor a duzzasztási szint 87.5 mAf

4. A tervezett vízerőművek műszaki jellemzői

Az alul vezérelt vízhozam $Q_i = 3860 \text{ m}^3/\text{s}$ (nagyobb, mint 2 m esés) esetén 10 turbinával üzemelve a termelt energia maximum 160 MW, míg 12 turbinával üzemelve a termelt energia 192 MW fölött van. Feltételezzük, hogy az erőmű 10 turbinával működik, ami a vizsgálatoknál a leggazdaságosabbnak bizonyult. Folyamatos üzemeltetés esetén az energiatermelés többéves átlaga: 10 turbinával 1039.5 GWh (alvízi medermélyítéssel 1096.3 GWh).

Az energiatermelés számításához elfogadott adatok, ha minden vízlépcső 17 darab generátorral rendelkezik (VAJDA, L. 1980):

- a rotorok átmérője 8.0 m
- a turbinák teljesítménye 16 MW
- vízfogyasztás turbinánként $350\text{--}420 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$
- veszteség a kifolyáskor (a szifonokból) 0.05–0.30 m.

2. táblázat. Az I-es vízlépcső energiatermelésének tervezett elosztása (SREBRENOVIĆ, D. 1986)

Szakasz	Horvátország	Vajdaság
I Duna (1265.0–1296.0 fkm) 30.0 km	–	100% 31.3 MW
II Duna (1382.8–1295.0 fkm) 87.8 km	50% 37.5 MW	50% 37.5 MW
III Duna (1433.0–1382.8 fkm) 50.2 km	50% 5.9 MW	50% 5.9 MW
IV Dráva (37–0.0 fkm, torkolat) 37.0 km	100% 3.3 MW	–
Összesen	38.4% 46.7 MW	61.6% 74.7 MW

3. táblázat: A II-es vízlépcső energiatermelése (PUTARICH V. 2001)

Duzzasztott (m^3/s)		$Q_{\text{köz}}$ (m^3/s)	$H_{\text{köz}}$ (m)	T (napok)	Termelt áram (Gwh/év)
abszolút nívó	Q				
85.31	3.310	2.880	3.87	93	157.80
84.00	2.350				
84.00	2.350	2.075	4.81	91	174.80
83.00	1.800				
83.00	1.800	1.565	5.61	94	159.80
82.00	1.330				
82.00	1.330	1.180	6.06	36	49.50
81.00	1.030				
81.00	1.030	965	6.39	10	11.80
80.23	900				
Összes termelés középnedves évben					553.70
Összes termelés esős évben					223.00
Összes termelés száraz évben					741.00

A Duna, az 1295-ös fkm-nél magyar határ, ugyanakkor folyás irányba határt képez Horvátország és a Vajdaság között. A vízenergia megosztása érdekében a Dunát és a Drávát négy szakaszra osztottuk. Az I-es (Futok) vízerőmű energiatermelését a Vajdaság és Horvátország között osztanánk meg, míg a II-es (Bezdán) vízerőmű energiatermelését a Vajdaság és Magyarország között osztanánk meg. A II-es vízlépcső energiaelosztásáról csak a befektetés és az egyéb költségek megosztása után tárgyalhatnak a hasznosító felek. Feltehetőleg a visszaduzzasztás Dunaföldvárig lesz észlelhető, így a magyar szakembereknek, környezetvédőknek körültekintően kell dönteni a költségkihatásokat illetően. E beruházás

előreláthatóan, csak a terület rendezését vonja maga után (az érintett körzetben mindent az eredeti állapotnak megfelelően kell helyreállítani).

5. Kutatási eredmények

Az alsó I-es vízlépcsőnek kiválasztott hely a Dunán, a Vaskapu Vízerőmű (Djerdáp) visszaduzzasztásának a határán, az Újvidék-i szelvénytől felvizen, Futok határában van (1265 fkm). A duzzasztási görbéket (a Dráva jellemző vízhozamával) a jugoszláv-magyar határszelvényig (az elfogadott duzzasztás 80.0 mAf mellett) meghatároztuk. A számítási eredmények azt mutatták, hogy a gátnál a duzzasztási szintet 30 cm-rel meg lehet emelni (az 1965. évi javított nagyvíz a gát szelvényében 80.31 mAf volt), azzal a feltétellel, hogy a Dráva torkolatnál folyószabályozást végeznek, átvágják az Üvegház-kanyart és egyéb szabályozási munkákat végeznek a torkolattól a magyar határig (a horvát oldalon, a Duna jobb partján).

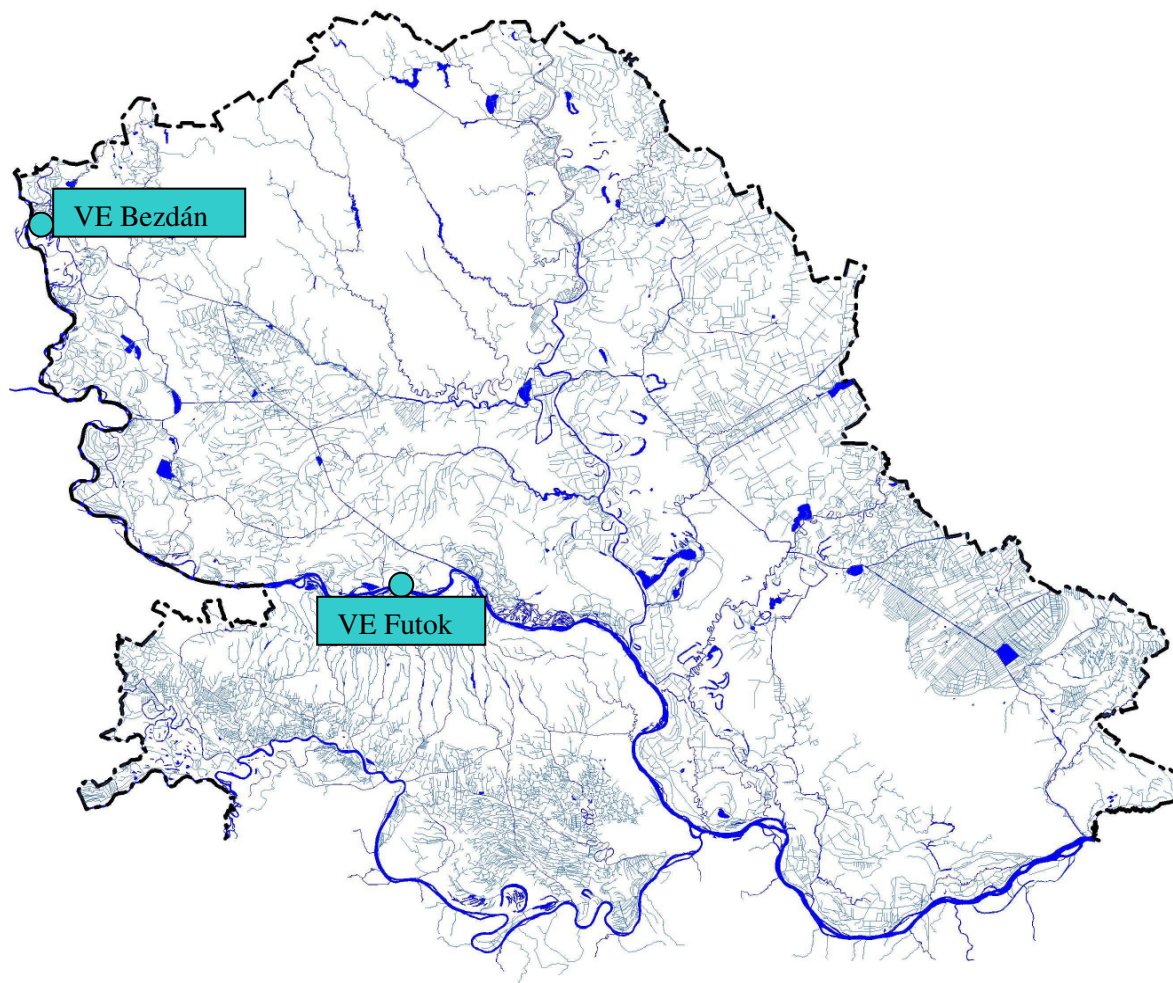
Az felső II-es vízlépcsőnek kiválasztott hely a Bezdáni (1422 fkm) szelvény. A II. vízlépcsőnek alapfeladatán kívül (energiatermelés) biztosítania kell a Duna-Tisza-Duna csatorna (DTD) gravitációs vízellátását is. Ez nagy energia megtakarítást jelentene és a gazdaságossági számításoknál döntő tényező volt.

A tervezett vízlépcsők megépítésével a megváltozott állapotban is biztosítottak a hajózási feltételek és a partvédelem. A meglévő hidak övezetében biztosított a hajózás számára a levegő tér és a legkisebb, 3.50 m hajózási mélység. A számítások alapján, a minimális hajózási vízhozam $1600 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, míg a maximális hajózási vízhozam $6200 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Javaslatunk szerint, a hidrológiai-hidraulikai és gazdasági számítások alapján, az I. vízlépcső Futok-nál, a II. vízlépcső Bezdán-nál lenne megvalósítható. A tervezett alsó vízlépcső I. (Vízerőmű Futok) beruházása és hasznosítása Horvátországgal lenne közös, míg a II. felső vízlépcső (Vízerőmű Bezdán) beruházása és hasznosítása Magyarországgal lenne közös.

Az I-es vízlépcső helyének meghatározásakor a technikai okokon kívül, mint hogy a közelben nincs lakott terület, mind két part árterület, a Duna itt a legszélesebb mintegy 500 m és a mélysége 8 m. A Duna eltereléséhez megfelelő Duna-ág szolgál, a Macska-sziget jó felvonulási terület lehet és a Duna e szakasza, a hajózás érdekében amúgy is vízrendezésre szorul, a partok ökológiai szempontból elhanyagolt árterületek, a környezet a vízrendezéssel csak nyerhet.

A II-es vízlépcső elhelyezésekor, döntően a Duna-Tisza-Duna csatorna revitalizációs kérdéseinek megoldása került előtérbe (PUTARICH V. 2001). A csatorna vízellátását nem csak a hasznosítás, öntözés érdekében kell biztosítani, hanem a környezetvédelmi szempontokat is figyelembe kell venni. Jelenleg a csatorna nem megengedhető állapotban van. Mivel vízutánpótlás nincs, a biológiai minimum 0, e pangó vizes részek bűzös szemétkerakodó helyek. E kérdést, a közeljövőben meg kell oldani.



1. ábra. A javasolt vízerőművek elhelyezése

6. Összefoglaló

A Pannon-medencében, az utóbbi években energiahány mutatkozott. Az energiamérleg és a gazdasági mutatók (beruházási költségek és üzemeltetési költségek stb.) alapján látható volt, hogy a két vízlépcső megépítése költséges beruházás, ugyanakkor a kutatások eredménye azt igazolta, hogy a jelenlegi energiahelyzetben a Dél-dunántúli Eurorégió területen gazdaságosabb megoldás nincsen.

A Vajdaság mezőgazdasági terület, a mezőgazdasági termelés fokozása (a három vetés), csak öntözéssel oldható meg. Az öntözés viszont sok energiát igényel, amit jelenleg nem tudunk biztosítani. Ugyanakkor az öntözéshez, a Duna-Tisza-Duna csatornából, a megfelelő vízellátást nem tudjuk biztosítani a csatorna rekonstrukciója nélkül. A csatorna rekonstrukciója környezetvédelemből elengedhetetlen, a vízkivétel gazdaságosan (gravitációs vízkivétellel) csak a Bezdáni vízlépcső megépítésével (mely a csatornatorkolatig visszaduzzaszt) tudjuk biztosítani.

A Vajdaság a Dél-dunántúli Eurorégió szerves része, és így a fejlesztések, csak közös céllal, egyeztetve elképzelhetők. A tervek szerint az alsó vízlépcső I. (Vízerőmű Futok) beruházása és hasznosítása Horvátországgal lenne közös, míg a II. felső vízlépcső (Vízerőmű Bezdán) beruházása és hasznosítása Magyarországgal közösen oldható meg.

A dolgozatban felvetett kérdésről, azaz a beruházási javaslatokról időben kell dönteni ahhoz, hogy a környezetvédelmi szempontok figyelembevételével, minden érintett fél megelégedésével időben kivitelezhető legyen a fejlesztés. 2008-ban 110 éves a Ferenc csatorna, szeretném felhívni figyelmüket értékeink megóvására. A Ferenc (Duna-Tisza) csatorna Európa legnagyobb belvív lecsapoló csatornája, jelenleg bűzös szennyvíz befogadó, és így nem felel meg a hasznosítási lehetőségeknek.

Irodalom

- ĐORĐEVIĆ, B. (1989) Vodoprivreda (Vízgazdálkodás), Građevinski priručnik, Tom 6. Građevinski knjiga, Beograd
- VAJDA, L. (1981) Energetsko korišćenje Dunava uzvodno od ušće Tise, Voda Vojvodine, N°8, Novi Sad
- MANIAK, U. (1988) Hydrologie und Wasserwirtschaft. Springer-Verlag, Berlin
- PUTARIĆ, V. (2001) A Duna energiahasznosítás terve, a Vaskaputól a magyar határig terjedő szakaszon. Proceeding on International Conference on water and Nature Conservation in the Danube–Tisza River Basin, Debrecen, pp. 82-88.
- SREBRENOVIĆ, D (1986) Primijenjena hidrologija (Alkalmazott hidrológia), Tehnička knjiga, Zagreb
- [1] „Hidroinženering“, „Energetski sistemi“ és „Energoprojekt“ (2004) Investicioni program (Beruházási programok), Beograd

Dr. Csathó Péter¹ – Radimszky László²

Regulating the phosphorus turnover through the nitrate directive in the European Union: A shameful anacronism in the 21st century

Abstract

It is now 17 years since the European Union passed the Nitrates Directive, aimed at protecting surface and subsurface waters in EU countries. It is therefore worth reviewing the progress made in recent years in achieving the aims of this major agricultural and environmental regulation. A comparison of changes in the nitrogen (N) and phosphorus (P) balances of the EU15 and NEU12 countries and in the P supplies of the soils over the last 15 years will be used for this purpose.

The negative NP balances and worsening NP status in Central and Eastern European (CEE) countries, including those which have recently joined the EU (NEU12), may result in increasingly low yields and in economic and agronomic problems. These trends are in sharp contrast to past practices in some of the EU15 countries, where strongly positive NP balances and oversupplies with NP may lead to environmental and ecological threats, though, there is evidence that the level of oversupply in many of these countries is on decline.

Co-operation within the European Union should help to solve both the environmental threat facing the Western part of the community, and the agronomic and economic problems in the Central and Eastern part.

1. A Forum

When investigating the reasons for differences in the quantities of N and P applied as organic manure or mineral fertiliser, it became clear that in countries with a higher national per capita income, combined with greater population density, the agriculture was more intensive, involving greater quantities of N and P both from mineral fertiliser and from organic manure.

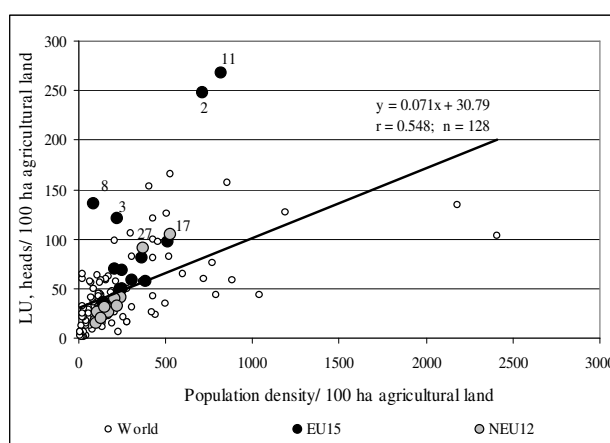


Figure 1. Correlation between population density and livestock density in the countries of the world in 2000

¹ Dr. Csathó Péter MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet (Research Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry of the Hungarian Academy of Sciences) Budapest E-mail: csatho@rissac.hu

² Radimszky László MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet (Research Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry of the Hungarian Academy of Sciences) Budapest

The numbers in *Figs. 1–3.* and *Fig. 5.* represent the EU25 countries, as follows: 1 – Austria, 2 – Belgium and Luxembourg, 3 – Denmark, 4 – Finland, 5 – France, 6 – Germany, 7 – Greece, 8 – Ireland, 9 – Italy, 11 – Netherlands, 12 – Portugal, 13 – Spain, 14 – Sweden, 15 – United Kingdom, 16 – Bulgaria, 17 – Cyprus, 18 – Czech Republic, 19 – Estonia, 20 – Hungary, 21 – Latvia, 22 – Lithuania, 23 – Malta, 24 – Poland, 25 – Romania, 26 – Slovakia, 27 – Slovenia.

Per capita GDP was almost 2.5 times higher in the former EU15 countries than in the new EU (NEU12) group. In 2000, 56% more fertilizer (FER) N+P was applied in the EU15 than in the NEU12, indicating differences in the intensity of plant nutrition. The highest fertilizer NP rates were applied in the Netherlands, Germany and Belgium-Luxembourg. Almost twice as much NP was produced from farmyard manure (FYM) in the EU15 than in the NEU12, with the highest figures for the Netherlands (196 kg per hectare) and Belgium-Luxembourg (181 kg per hectare). This is the result of the unhealthily high LU number per agricultural area. The amount of fertilizer + farmyard manure NP was 70% higher in the EU15 than in the NEU12, with levels of over 300 kg per hectare in two countries (the Netherlands: 364 kg and Belgium-Luxembourg: 302 kg per hectare), and around 200 kg NP per hectare in three other countries (Germany: 195 kg, Ireland: 193 kg and Denmark: 190 kg per hectare) (FAO Database, 2005).

In addition, higher per capita GDP and greater population density were also associated with a higher livestock density per unit area, further increasing the NP load to the agricultural area (*Figs. 1–3.*). The average number of livestock per 100 hectares of agricultural land was almost twice as high in the EU15 as in the NEU12.

The greatest livestock densities per 100 hectares were reported in the Netherlands (268 heads) and in Belgium-Luxembourg (248 heads). The livestock density was extremely high compared with the population density in Belgium-Luxembourg and the Netherlands.

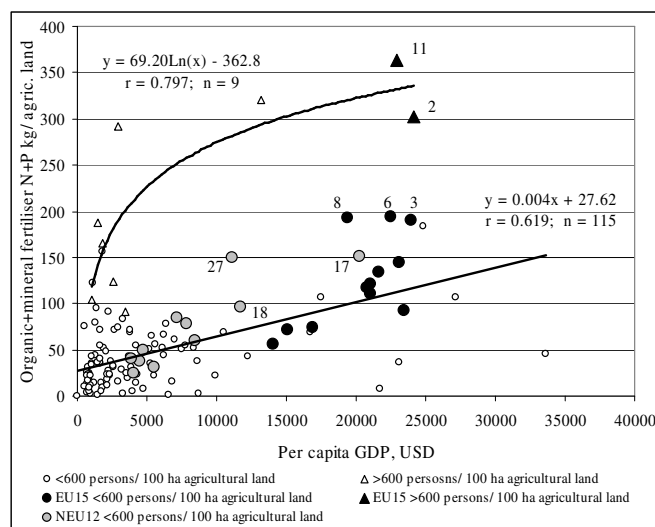


Figure 2. Correlation between the national per capita income and the application of organic and mineral fertiliser NP in the countries of the world as a function of population density in 2000 (Numbers 1–27: see text at Figure 1)

When these two factors were compared for all the countries in the world, it was again these two countries that deviated to the greatest extent from the general trend.

Denmark and Ireland also had above-average livestock densities compared with the population density. Among the NEU12 countries, only Slovenia and Cyprus, the agricultural

area of which was only just over 100 000 hectares, had a livestock density slightly greater than the average.

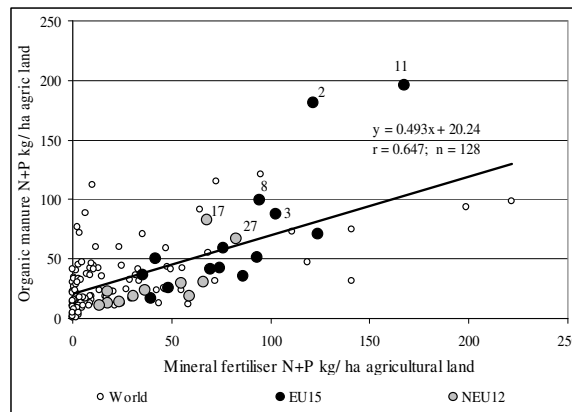


Fig. 3. Correlation between the NP quantities applied as mineral fertiliser and produced as farmyard manure in the countries of the world in 2000 (Numbers 1–27: see text at Figure 1)

One fundamental characteristic of fertiliser recommendations aimed at environmental sustainability is (or should be) that on areas poorly supplied with a given nutrient a quantity larger than that taken up by the crop is applied, slightly more than crop uptake on soil with moderate supplies, an amount equal to or slightly less than crop requirements on soils with good supplies, little or none on soils with very good supplies, and no P(K) fertiliser on soils with an excessive supply level (Fig. 4).

Fertility Class	Fertiliser Ratio	
E: Very high	0	
D: High	0.5	
C: Moderate	1.0	
B: Low	1.5	
A: Very low	2.0	

Figure 4. Phosphorus fertiliser recommendation for fields in Germany based on soil fertility class (STP) based on Vetter and Fruchtenicht (1974), cit: Tunney et al. (2003)

If this logic is followed, in the EU15 countries of Western Europe, where the soils were far better supplied with phosphorus in the early 90s, far lower rates of (N)P should be applied and far lower (N)P balances are justified both from the agronomic and environment protection point of view than in the countries of Central and Eastern Europe, where P supplies were far poorer in the early 90s.

Let us see how far this theory is put into practice. Fig. 5. illustrates the correlation between the P supply index, indicative of the P status of the soil, and the P balance.

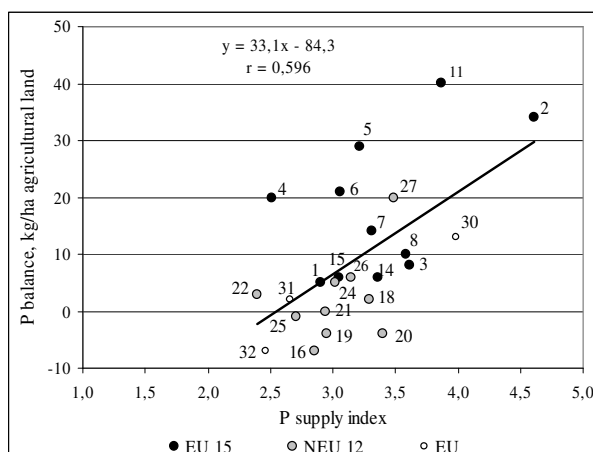


Figure 5. Correlation between the soil P supply index and the P balance in the countries of Europe in the early 1990s (Numbers 1–27: see text at Figure 1; 30: Norway; 31: Serbia and Montenegro; 32: Ukraine)

P balance data of the countries in Fig. 5. were published by STEÉN, I. (1997), CSATHÓ, P. et al. (2007) and OECD (2007). In order to calculate the P supply index, a value of 1 was applied for areas very poorly supplied with phosphorus, 2 for poorly supplied areas, 3 for moderately well supplied areas, 4 for well supplied areas and 5 for very well supplied areas. This was then multiplied by the % of land belonging to the given supply category, i.e. by 0.1 for 10% of the land, by 0.2 for 20% etc. The figures obtained for each category were then summed to give the P supply index of the country. A country very poorly supplied with phosphorus over 100% of its area would thus have a P supply index of 1.0, while the other extreme would be a country with very good supplies over 100% of its area, having a P supply index of 5.0. The introduction of a 6th category for excessive supplies of P would also be justified, but the necessary data are not available at present.

If P fertilisation was carried out in a manner acceptable from the agronomic and environment protection point of view, a negative correlation would have been plotted in Fig. 5., with P balances declining as the P supplies improved. By contrast, the opposite was observed in Europe in the early 1990s: the P balances in Central and Eastern Europe, where the P supply index was lowest, were the smallest, and in some cases negative (between –5 and –10 kg P/ha), while Western European countries, which had the highest P supply indexes, had the most positive P balances, with surpluses of 18–40 kg P/ha each year. This unfavourable situation (i.e. the polarization between the Western and Eastern part of the EU) was even accelerated and has become much worse since the time the Nitrates Directive was introduced, as is clear from the cumulative nitrogen and phosphorus balances of European countries over the last 15 years.

The cumulative N balances of certain European countries, many of them EU member countries, are presented in Fig. 6. for the period 1991 to 2005 and the P balances for the same period in Fig. 7. For countries where data were only available until 2002 or 2003, NP balances for the missing years were taken as being equal to the last recorded year.

The Netherlands and Belgium lead the field for both N and P balances. During the 15 years, that have elapsed since the time the Nitrates Directive was introduced, the total N surplus was 2800 kg/ha in Belgium and 3500 kg/ha in the Netherlands, and was also well above 2000 kg/ha in Denmark.

The cumulative N balance was also above average in Germany, Norway and Ireland, while the countries of Central and Eastern Europe came last, as expected (Fig. 6).

The P surplus accumulated over this 15-year period was more than 400 kg P /ha in the Netherlands and 300 kg P /ha in Belgium (Fig. 7).

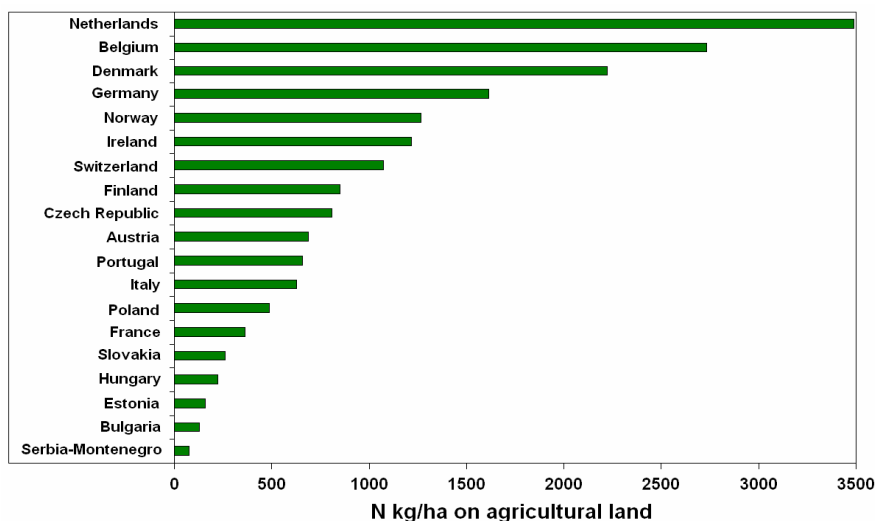


Figure 6. Estimated cumulative N balance of European countries, 1991–2005

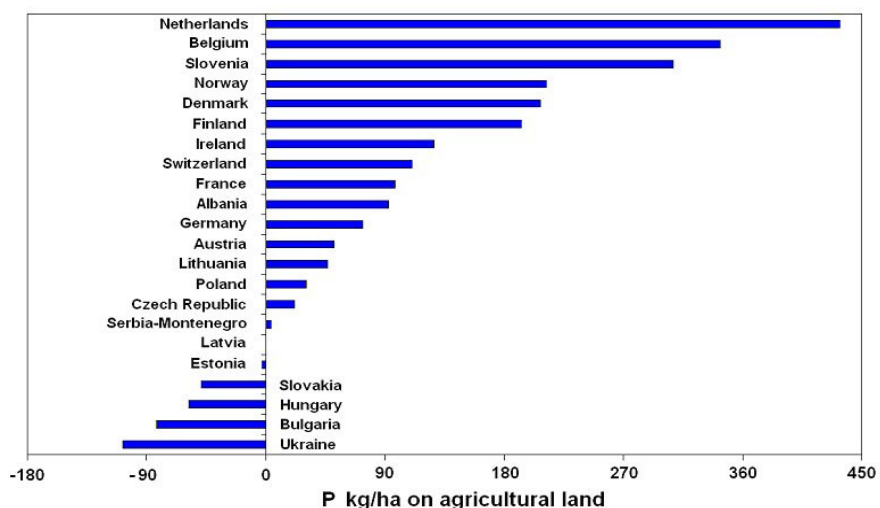


Figure 7. Estimated cumulative P balance of European countries, 1991–2005 (P kg/ha agricultural land)

The “best” soil P supplies (really the worst from the environmental point of view) were recorded in these countries in 1991. Slovenia, Norway, Denmark and Finland also registered above-average increases in P over the last 15 years, and the Central and Eastern European countries were again at the bottom of the list.

2. Insights

In a perfectly correct and justifiable manner, the European Union made investments in environment protection a strict condition for the accession of the Central European countries to the EU. One essential obligation was the satisfactory disposal of sewage, as a water protection measure. The necessity for this decision was underlined by the results of analyses carried out with PHARE funding in the framework of the Integrated Danube Research

Programme, which estimated the proportion of surface water (N)P loads caused by various sectors (IJAS, I. – BÖGI, K. 1994; NÉMETH, T. et al. 1994; VOLLENBROEK, J. 1994). Due to the introduction of untreated sewage directly into surface waters, the NP load contributed by population waste was outstandingly high in Central Europe in the early 90s. The steps taken by the EU to protect surface waters have thus led to a dramatic reduction in point-source pollution caused by the (N)P contained in sewage.

The EU should be just as consistently strict in curbing the massive diffuse NP pollution caused by agriculture.

In some respects Europe lags behind the United States in terms of agricultural environmental protection. In many states effective legislation has been passed to reduce P loads of agricultural origin, despite the fact that the situation is far less serious than in many European countries (GARTLEY, K. L. – SIMS, J. T. 1994; SHARPLEY A. N. et al. 1994).

The preservation and rehabilitation of the environment will require *the following modification of the EU Nitrates Directive*:

A) Irrespective of nitrate sensitivity, regulations should be passed making it compulsory for fertiliser recommendation systems in EU countries to reduce the recommended mineral fertiliser N rates by the quantity of N applied in the form of farmyard manure/slurry, expressed in fertiliser N equivalency, and taking into account the rate at which farmyard manure is utilised by the crop, within the 3–4-year period (see next paragraph). The fertiliser N equivalency of FYM or slurry nitrogen can be considered as 50% on average, varying according to the livestock species and the technology (KEMPPAINEN, E. 1989).

B) On nitrate-sensitive areas, while retaining the maximum permitted application of 170 kg N/ha of organic origin, the rate at which farmyard manure is utilised by the crops should also be considered in the directive, calculating with 50% in the first year, 30% in the 2nd and 20% in the 3rd on sandy or sandy loam soils, and 40% in the 1st year, 30% in the 2nd, 20% in the 3rd and 10% in the 4th on loam, clay loam and clay soils. For slurry N, the rate of utilisation should be calculated as 75% in the first year, and 25% in the 2nd year. If organic manure or slurry is applied every year, the total quantity of organic manure/slurry that will exert its effect in the given year should not exceed the 170 kg N/ha limit on nitrate-sensitive areas.

C) Only fertiliser recommendation systems that have been tested under field conditions for a number of years and that meet strict environment protection and economic criteria should be authorised for use in practice. Most case, the application of a total nitrogen quantity equivalent to more than 200 kg N/ha mineral fertiliser (applied as farmyard manure/slurry + mineral fertiliser) cannot be justified from the agronomic point of view and should be officially banned in the interests of environment protection.

D) In each EU27 country, annual and cumulative nitrogen balances should be prepared following the OECD environment protection approach for every year of the passed 20th century, as it is prepared for each year of the 21st century.

As eutrophication is caused by an excess of P rather than N in the majority of EU countries, a *Phosphates Directive* should be urgently compiled, incorporating the following principles:

A) When distinguishing soil P supply categories the P fertiliser responses of the crops should be taken into consideration. The upper limit of good P supplies, and thus the lower limit of very good supplies, should not be more than 1.5 times the lower limit of good P supplies. In the same way, the upper limit of very good P supplies, and thus the lower limit of excessive supplies, should not be more than 1.5 times the lower limit of very good P supplies (Table 1).

Table 1. Lower limits for good soil supplies, and suggested lower limits for very good and excessive P supplies for the main soil P test values used in EU countries, mg P/kg

Method	Lower limit	Suggested lower limit		References for good soil P supply
	for good soil P supply	for very good soil P supply	for excessive soil P supply	
H ₂ O	10	15	23	Jungk et al. 1993
Olsen	20	30	45	Johnston et al. 1986
Bray-1	22	33	50	McCallister et al. 1987
Mehlich-3	27	40	60	McCullum 1991
AL (for acid soils)	44	66	99	Csathó 2002, 2003
CAL	47	70	105	Spiegel 2007
DL	60	90	135	Baumgärtel 1989
AL (for calcareous soils)	66	99	149	Csathó 2002, 2003

B) Irrespective of phosphate sensitivity, regulations should be passed making it compulsory for fertiliser recommendation systems in EU countries to reduce the recommended mineral fertiliser P rates by the quantity of P applied in the form of farmyard manure/slurry, expressed in fertiliser P equivalency. In field experiments, the phosphorus in manure/slurry has often been observed to be just as effective as that in mineral fertilizer (KEMPPAINEN, E. 1989).

C) Only fertiliser recommendation systems that have been tested under field conditions for a number of years and that meet strict environment protection and economic criteria should be authorised for use in practice. The application of a total phosphorus quantity of more than 50 kg P ha⁻¹ (applied as farmyard manure/slurry + mineral fertiliser) cannot be justified from the agronomic point of view and should be officially banned in the interests of environment protection.

D) The concept of excessive P supplies should be compulsorily introduced in all EU countries. The application of phosphorus in either organic or mineral form should be **prohibited** on soils with excessive P supplies.

The use of P fertilisers should be banned above this level, at least on environmentally sensitive areas, but preferably throughout the country, and this principle should be introduced in the whole of the EU.

E) In each EU27 country, annual and cumulative phosphorus balances should be prepared following the OECD environment protection approach for every year of the passed 20th century in order to obtain a picture of the dynamics and extent of either soil P enrichment or depletion.

F) In addition to the annual publication of OECD P balances, it should be compulsory to prepare an annual evaluation of the P supply levels of all agriculturally cultivated land for submission to the OECD, the EEA, EUROSTAT, etc.

The benefit from all the changes should go to the local communities.

This way the aims of the EU Nitrates Directive, the EU Water Framework Directive (WFD) and the EU Common Agricultural Policy (CAP) for sustainable and environmentally friendly agricultural production that contributes to the achievements of ecological/environmental quality targets of the water resources can be met.

Acknowledgement

This paper was published in the frames of GAK 2005 6B_KM_05 project.

References

- BAUMGÄRTEL, G. (1989) Phosphat-Düngbedarf von Getreide und Zuckerrüben im Südniedersächsischen Lössgebiet. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 152, pp. 447-452.
- CSATHÓ, P. (2002) Evaluation of the corrected AL-P model on the database of Hungarian winter wheat P fertilization experiments, 1960–2000. *Agrokémia és Talajtan*, 51, pp. 351–380. (In Hungarian)
- CSATHÓ, P. (2003) Factors affecting winter wheat responses to P fertilization, obtained in the database of the Hungarian field trials, published between 1960 and 2000. *Növénytermelés*, 52, pp. 679–701. (In Hungarian).
- CSATHÓ, P. – SISÁK, I. – RADIMSZKY, L. – LUSHAJ, S. – SPIEGEL, H. – NIKOLOVA, M. T. – NIKOLOV, N. – ČERMÁK, P. – KLIR, J. – ASTOVER, A. – KARKLINS, A. – LAZAUSKAS, S. – KOPIŃSKI, J. – HERA, CH. – DUMITRU, E. – ČUVARDIĆ, M. – BOGDANOVIĆ, D. – TORMA, S. – LESKOŠEK, M. – KHRISTENKO, A. (2007b) Agriculture as a source of phosphorus for eutrophication in Central and Eastern Europe. *Soil Use and Management*, 24 (In press).
- FAO (2005) Statistical Database for Agriculture (www.fao.org.)
- GARTLEY, K. L. – SIMS, J. T. (1994) Phosphorus soil testing: Environmental uses and implications. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 25, pp. 1565-1582.
- IJJAS, I. – BÖGI, K. eds. (1994) NP loads from the different sectors of Hungary to surface waters – In: Danube integrated environmental study, Phase 2. EC PHARE Programme, Senator Consult, Budapest
- JOHNSTON, A. E. – LANE, P. W. – MATTINGLY, G. E. G. – POULTON, P. R. (1986) Effect of soil and fertilizer P on yields of potatoes, sugarbeet, barley and winter wheat on a sandy clay loam soil at Saxmundham, Suffolk. *Journal of Agricultural Science, Cambridge*, 106, pp. 155-167.
- JUNGK, A. – CLAASSEN, N. – SCHULZ, V. – WENDT, J. (1993) Pflanzenverfügbarkeit der Phosphatvorräte ackerbaulich genutzter Böden. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 156, pp. 397-406.
- KEMPPAINEN, E. (1989) Nutrient Content and Fertilizer Value of Livestock Manure with Special Reference to Cow Manure. *Annales Agric. Penniae*, 28, pp. 163-284.
- MCCALLISTER, D. L. – SHAPIRO, C. A. – RAUN, W. R. – ANDERSON, F. N. – REHM, G. W. – ENGELSTAD, O. P. – RUSELLE, M. P. – OLSON, R. A. (1987) Division S-8. Fertiliser Technology and Use. *Soil Science Society of America Journal*, 51, pp. 1646-1652.
- MCCOLLUM, R. E. (1991) Buildup and decline in soil phosphorus: 30-year trends on a typic umbraquult. *Agronomy Journal*, 83, pp. 77-85.
- NÉMETH, T. – CSATHÓ, P. – MOLNÁR, E. – VÁRALLYAY, GY. (1994) Estimation of agronomic NP loads to surface waters in Hungary – In: Vollenbroek, J. – Ijjas, I. – Bögi, K. eds.: Danube Integrated Environmental Study. Environmental programme for the Danube river basin, Haskoning, The Netherlands, pp. 35-61.
- OECD (2007) Environmental Indicators for Agriculture. Vol.4, Chapter 3, OECD trends of environmental conditions related to agriculture, Paris, France (In Press)
- SHARPLEY, A. N. – CHAPRA, S. C. – WEDEPOHL, R. – SIMS, J. T. – DANIEL, T. C. – REDDY, K. R. (1994) Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: Issues and options. *J. Environ. Qual.*, 23, pp. 437-451.
- SPIEGEL, H. (2007) Comparison of fertilizer advisory systems based on Austrian soil sample results. 19th MOEL meeting of the Central and Eastern European Countries, April 25-27, 2007, Visegrad, Hungary, CD-ROM edition
- TUNNEY, H. – CSATHÓ, P. – EHLERT, P. (2003) Approaches to calculating P balance at the field-scale in Europe. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 166, pp. 438-446.
- VETTER, H. – FRUCHTENICHT, K. (1974) Wege zur Ermittlung des Dungerbedarfs mit grosserer Treffsicherheit (Methods of determining fertiliser requirements with more accuracy). *Landwirtschaftliche Forschung* 31(1), pp. 290-320.
- STEÉN, I. (1997) A European fertilizer industry view on phosphorus retention and loss from agricultural soils – In: Tunney, H – Carton, O.T. – Brookes, P. C. – Johnston, A.E. eds.: Phosphorus loss from soil to water. CABI Wallingford, pp. 311-328.
- VOLLENBROEK, J. ed. (1994) Danube Integrated Environmental Study. Environmental programme for the Danube river basin, Haskoning, The Netherlands

Ballabás Gábor¹ – Dr. Munkácsy Béla²

Tervezési javaslatok Komárom-Esztergom megye települési szilárd hulladékokkal való gazdálkodásának stratégiájához

Absztrakt

Komárom-Esztergom megye hulladékgazdálkodása a tervezés tekintetében számos nemzetközi és nemzeti szintű dokumentumra támaszkodhat. Tanulmányunk szűkre szabott terjedelmi keretei nem teszik lehetővé, hogy az Európai Unió programjait, illetve a hazai dokumentumok közül a nemzeti szintű terveket és stratégiákat részleteiben áttekintsük, de tanulmányunk megállapításai miatt egy félmondatban fontosnak tartjuk kiemelni, hogy ezek elsődleges célja a hulladék keletkezésének megelőzése (elkerüléssel, újrahasználat), másodlagos célja az anyagában történő hasznosítás maximalizálása. A továbbiakban a regionális és a megyei környezeti tervezési dokumentumok hulladékgazdálkodási célkitűzéseivel foglalkozunk; valamint a megyénkben megvalósítás alatt lévő két nagy hulladékgazdálkodási rendszert vizsgáljuk. Ezen túl a hulladékok keletkezésének megelőzéséhez kapcsolódó tervezési javaslatokkal és beépítendő eszközökkel kívánunk hozzájárulni a hulladékgazdálkodási rendszerek megvalósíthatósági dokumentumainak jobbításához, a két évtizedre szóló programok sikeres végrehajtásához.

1. A régió területi hulladékgazdálkodási tervének célkitűzései

A Közép-Dunántúli Régió – Fejér, Komárom-Esztergom és Veszprém megye – hulladékgazdálkodási tervének elkészítését a székesfehérvári központú Közép-dunántúli Környezetvédelmi Felügyelőség végezte el 2003-ban. A terv a 2003–2008 közötti időszakra határoz meg célokat, és egy 36 oldalas fejezetben részletesen foglalkozik a települési szilárd hulladékokkal való gazdálkodás problematikájával.

A tanulmány a bevezetőben egy nehezen megkerülhető nehézségre hívja fel a figyelmet, amikor a különféle adatforrásokból (KSH, közszolgáltatók) származó információk közötti ellentmondások, az adatokkal kapcsolatos nagyfokú bizonytalanság problémáját vázolja fel. A tanulmány adatsorait tehát csak fenntartásokkal fogadhatjuk el, ám mindez az elérendő célokkal foglalkozó fejezet tartalmi megítélését nem befolyásolja.

A *hulladékeletkezés csökkentési célkitűzései* című fejezetben a tervezési időszakra a kezelendő hulladék mennyiségének alakulása kapcsán a tervezők a következő alapadatokat vették figyelembe:

- a tervezés időtartama 6 év;
- a régió lakosságának száma nem változik;
- a keletkező hulladék tömege évente 1%-kal növekszik;
- a hulladék térfogata 2–3%-kal növekszik.

Meglehetősen beszédes a fejezetcím és annak tartalma közötti ellentmondás, vagyis az, hogy a dokumentum készítői úgy szándékoznak a mennyiséget csökkenteni, hogy növekedést terveznek, mégpedig olyan mértékűt, amely a 6 esztendő alatt akár 8%-ot is elérhet.

¹ Ballabás Gábor *Eötvös Loránd Tudományegyetem, Társadalom- és Gazdaságföldrajzi Tanszék, Budapest* E-mail: bagi@ludens.elte.hu

² Dr. Munkácsy Béla *Eötvös Loránd Tudományegyetem, Környezet- és Tájföldrajzi Tanszék, Budapest* E-mail: munkacsy.bela@freemail.hu

A hulladékhasznosítási célkitűzések terén a tanulmány négy részterületet emel ki:

- 1) A szelektív hulladékgyűjtés kiterjesztése;
- 2) Biológiailag lebomló szerves hulladék elkülönített komposztálása;
- 3) Energetikai célú hasznosítás égetőművekkel;
- 4) Hulladékfajták másodnyersanyagként történő hasznosítása.

Ennek kapcsán látnunk kell, hogy a 3. pontban felsorolt égetéses energetikai hasznosítás az EU és a nemzeti dokumentumok hulladékmegelőzési céljaival éppen ellentétes eredményt garantál, hiszen az ezekhez kapcsolódó meglehetősen drága beruházások megtérüléséhez kulcsfontosságú a nagy mennyiségű hulladék folyamatos biztosítása. Érdekes ugyanakkor, hogy a szerves hulladékok hasznosítása tekintetében a terv kizárólag a komposztálást emeli ki, miközben az ennél sok tekintetben kedvezőbb, biogáz-termelést célzó megoldások még csak említés szintjén sem jelennek meg az anyagban.

2. A megye környezetvédelmi programjának településhulladék-gazdálkodási vonatkozásai

A 101 oldalas, 2005–2008-as időszakra szóló program 2.8 fejezete a Hulladékgazdálkodási Akcióprogram címet viseli. A mindössze 7 oldal terjedelmű anyag nem csak a települési hulladékok szerteágazó témakörét igyekszik feldolgozni, de a termelési hulladékok tekintetében is megfogalmaz elvárásokat. A program a települési hulladékokra vonatkozó célokat két mondatba sűrítve ekképpen summázza: „A települési hulladékokkal foglalkozó programok között előnyt élvez a regionális hulladékkezelés támogatása, valamint a korszerűtlen lerakók felszámolása, rekultivációja. A program kiemelt területként kezeli a szelektív hulladékgyűjtést, illetve annak fokozatos elterjesztését.” Lényeges eleme a dokumentumnak az a másfél mondat, amelyben kitér a megelőzéssel kapcsolatos elvárásokra: „Az évente keletkező települési hulladékok lassú növekedésének megfordítása. A hulladékmennyiség ne növekedjék a jelenlegi mértéken túl”. Arra is felhívja a figyelmet, hogy „a települési szilárd hulladékok gyűjtése során a veszélyes és hasznosítható komponensek szelektív gyűjtésének arányát növelni kell”. Megítélésünk szerint tehát a megyei program – bár mélységét tekintve korántsem nevezhető megfelelő színvonalúnak – tartalmilag mégis korszerűbb szemléletű, mint a régió céljait összefoglaló tervdokumentum.

3. A megye nagy hulladékgazdálkodási társulásai és megvalósíthatósági tanulmányaik

Az Országos Hulladékgazdálkodási Terv elvárásai alapján Komárom-Esztergom megyében két nagy hulladékgazdálkodási rendszer alakult, ezekhez tartozik a megye településeinek zöme. Az Oroszlány és Tata környéki települések, valamint Esztergom a Közép-Duna Vidéki Regionális Hulladékgazdálkodási Rendszer (továbbiakban: KDVRHR) részei, míg a többi település, köztük a megyeszékhely is a Duna-Vértes Köze Regionális Hulladékgazdálkodási Rendszer (a továbbiakban: DVKRHR) tagja. A kialakult két nagy rendszer elhelyezkedése többek közt hulladékszállítási és gazdaságossági aggályokat vethet fel: Esztergom „exklávé” jellege különösen szembeötlő. Megemlítendő természetesen, hogy regionális rendszerekről lévén szó, ezek határai messze túlnyúlnak a megye közigazgatási határain.

A Közép-Duna Vidéke Regionális Hulladékgazdálkodási Rendszer Fejér, Pest, Bács-Kiskun és Komárom-Esztergom megye (itt 29 település) területét érinti, összesen 680 ezer lakos szilárd hulladékának hasznosítását, ártalmatlanítását kívánja megoldani mintegy 30 milliárd forintnyi uniós, állami és önkormányzati forrás elköltésével (*KDVRHR Megvalósíthatósági Tanulmány, 2003*). A tervek szerint ez az összeg a megvalósításhoz szükséges műszaki, technikai,

szervezeti és tudati feltételek megteremtését, a térségben található megtelt, megtúrt és illegális hulladék lerakóhelyek felszámolását, területük rekultiválását tenné lehetővé. A kivitelezésnek három alternatíváját vázolták fel (melyből a legalaposabban tárgyalt „C” változat megvalósulása a legvalószínűbb):

- A: lerakás, komposztálás az előírt ütemezésben, 10 komposztálótelep,
- B: A + átrakóállomások, utóválogatóművek,
- C: átrakóállomások, mechanikai-biológiai előkezelés (komposztálás helyett), égetés.

A Duna-Vértes Köze Regionális Hulladékgazdálkodási Rendszer összesen 425 ezer Pest, Fejér és Komárom-Esztergom (itt 42 település) megyei lakos települési szilárd hulladékgazdálkodását kívánja a jövőben megvalósítani, mintegy 30–50 milliárd forintos költségtervezettel. Itt is három elképzelés merült fel:

- A: hulladékártalmatlanítás lerakással: lerakás, intenzív szelektív gyűjtés (házhoz menő rendszer), 10 komposztálótelep, biogázüzem,
- B1: termikus hasznosítás: nincs házhoz menő gyűjtés, van komposztálás, de nincs biogázüzem,
- B2: termikus hasznosítás, mechanikus válogató és biogáz üzem alkalmazásával.

A felkért szakértők arra kérték a településeket, hogy ennek az égetőműre alapozott változatnak, égetőmű nélküli megvalósítását, vagyis a B2 javaslat egy sajátos változatát szavazzák meg.

Megítélésünk szerint az ilyen tanulmányoknak ki kellene lépnie a hulladékgazdálkodás szűkre szabott keretei közül. A hulladék problémáját tágabb összefüggéseiben, a környezetgazdálkodás teljes spektrumában kellene vizsgálnia, illetve a megoldásokat is így kellene keresni, mint ahogyan a valóságban sem választható el a hulladékgazdálkodás, sem az energiagazdálkodástól, sem a mezőgazdálkodástól, sem pedig a környezetgazdálkodás többi ágától.

4. A két hulladékgazdálkodási rendszer célkitűzéseinek országos célokkal való egybevetése

A stratégiai környezeti vizsgálatok egyik módszerével élve megvizsgáltuk, hogy a két megvalósíthatósági tanulmány, mint tervezési dokumentum, célkitűzéseiben, intézkedéseiben mennyire felel meg a két országos hulladékgazdálkodási stratégiai dokumentum³ települési szilárd hulladékokat érintő általános célkitűzéseinek. Természetesen figyelembe vettük, hogy a Települési Szilárd Hulladékgazdálkodás Fejlesztési Stratégiája 2006 novemberére készült el, így a megvalósíthatósági tanulmányok ezeket a célkitűzéseket csak részben ismerhették. Ugyanakkor a 2003–2008 közti tervezési időszakon több tekintetben túlmutató Országos Hulladékgazdálkodási Terv általános céljait megítélésünk szerint e dokumentumok készítőinek figyelembe kellett venniük. A vizsgálatot három szinten végeztük el: az ártalmatlanítás, a hasznosítás és a megelőzés célkitűzéseinek figyelembevételével. Eközben három minősítést alkalmaztunk: megfelel, részben felel meg, nem felel meg.

Az ártalmatlanítás és újrahasznosítás országos célkitűzéseinek a két rendszer, ha nem is teljes egészében, de megfelel. Különösen az újrahasznosítás egyes célkitűzéseinek teljesítése kérhető számon a két rendszer dokumentumain. Például az Országos Hulladékgazdálkodási Terv elvárását *„a képződő, nem biomassza jellegű hulladék fele anyagában történő, vagy energetikai hasznosításra kerüljön”* nem tudtuk értékelni, hiszen ez a kiválasztott alternatíváktól függ, ugyanakkor e változatok például a Közép-Duna Vidéki Regionális Hulladékgazdálkodási Rendszer „A” és „B” változatai csak néhány mondatban vannak kifejtve,

³ Országos Hulladékgazdálkodási Terv és A Települési Szilárd Hulladékgazdálkodás Fejlesztési Stratégiája (OHT, TSHFS)

ráadásul az egyes változatok leírásai tartalmilag más-más adatokat tartalmaznak, így nem is összevethető.

Az értékelés szempontjából legmegdöbbentőbb munkafázis a megelőzés célkitűzéseinek vizsgálata volt. A megelőzés elsődlegességének biztosítása sem célkitűzés, sem intézkedés formájában nem jelenik meg egyik vizsgált dokumentumban sem! A hulladék mennyisége tervezési szinten, tömegben kifejezve a KDVRHR esetében 127%-ra nő 2026-ra a 2002-es bázisévhez képest, a DVKRHR estében ez az érték 123%. Alapvetően mindkét országos stratégiai dokumentum a képződő és kezelendő hulladék mennyiségének szinten tartását tűzi ki célul, ezzel megy tehát szembe a két regionális rendszer.⁴

Olyan fontos kérdésekre, mint

- *a nagy nyilvánosság tájékoztatása, minél szélesebb körének bevonása;*
- *szakmai fórumok, szemléletformáló kiadványok a gazdálkodók tájékoztatására;*
- *civil szervezetek, zöld mozgalmak, közösségfejlesztő intézmények támogatása;*
- *támogatás helyi hulladékgazdálkodási kezdeményezések számára;*
- *környezeti (fenntarthatóságra) nevelés támogatása;*

nem kínál megoldást egyik dokumentum sem. Ez esetben megemlítenő, hogy a DVKRHR az első és harmadik célkitűzést megjelenti ugyan, és ehhez intézkedéseket is rendel, de nem a megelőzés, csak a kezelési, újrahasznosítási rendszer megismertetése céljából. E vonatkozásban is fontos kiemelni, hogy a gazdálkodók (ahol a megye települési szilárd hulladékának 43%-a keletkezik) és a jövő generációk szemléletformálása és ennek eszközei egyáltalán nem szerepelnek semmilyen formában a két rendszer megvalósíthatósági dokumentumában. E mellett éppúgy nem szerepelnek a tanulmányokban gazdasági ösztönzők, mint ahogyan műszaki szabályozási eszközök sem.

Az újrahasználat ösztönzésével kapcsolatos és a „lakossági szerves hulladékok szerves komposztálásnak elterjesztésére” vonatkozó TSZHFS célkitűzésekre sem ad választ a két dokumentum, ugyanakkor kétségtelen, hogy ez az utóbbi országos elvárás is csak 2006 végére lett ismert a TSZHFS megjelenésével – viszont európai szinten régóta elvárás.

Összegzésként meg kell említeni, hogy a két rendszer a tervezés szintjén csak részben felel meg az országos célkitűzéseknek. Kétségtelen a gyűjtési rendszer, az előkezelés, az anyagában történő hasznosítás és az ártalmatlanítás fejlesztésében megjelenő előrelépés e rendszerek esetleges kiépülésével és működésével, ám a megelőzés (és az újrahasználat) és eszközeinek teljes figyelmen kívül hagyása, véleményünk szerint a dokumentumok és a rendszerek jelentős áttervezését kell, hogy igényelje. Ennek kapcsán felvethető ugyanakkor az országos stratégiai dokumentumok esetleges ellentmondásaink feloldása is.

5. Javaslatok a hulladékok keletkezésének megelőzésére a regionális hulladékgazdálkodási rendszerek vonatkozásában

A fenti értékelésekből is kitűnik, hogy a hulladékok keletkezésének megelőzése megítélésünk szerint vitathatatlanul az egyik kulcsfeladat a hulladékgazdálkodás minden szereplője számára – sajnos ezt a tézist a hulladékgazdálkodási társulások ülésein az érintett szakemberek egy része tagadja, mondván: ezek nem azok a fórumok, ahol ezzel a problémával foglalkozni kellene. Nem vitatva azt a megállapítást, hogy a legnagyobb felelősség az országos

⁴ Mind az OHT, mind az TSZHFS tartalmaz e vonatkozásban az előbbi esetben félreérthető, illetve utóbbi esetben „puhább” elvárásokat. Az OHT alprogramjai közt megállapítja hogy a települési szilárd hulladék „mennyisége a gazdaság fejlődésével párhuzamosan évente 2-3%-kal nő” térfogategységben számolva. A TSZHFS szerint minimális cél, hogy a települési szilárd hulladék képződése 2013-ig a GDP növekedési rátájának felét ne érje el. Ez, megítélésünk szerint, a megelőzés célkitűzéseinek és eszközeinek háttérbe szorítását, elhanyagolását erősíti az erre egyébként sem fogékony tervezők közt.

szintű szabályozás kidolgozásában résztvevőket és a jogszabálytervezetek jóváhagyásában, megszavazásában érintettek, valamint a végrehajtás rendjét ellenőrzőket terheli, néhány olyan területre mégis rá kívánjuk irányítani a figyelmet, amely véleményünk szerint a települési önkormányzatokat tömörítő szakmai jellegű szerveződés feladata volna.

Előljáróban le kell szögeznünk, hogy tapasztalataink szerint az alább felsorolt eszközök önmagukban nem vezetnek eredményre, csak ezen intézkedések összességének következetes végrehajtása révén érhető el a hulladékok mennyiségének és veszélyességének csökkentése.

5.1. Folyamatos szemléletformálás

Ez a lehetőség az önkormányzatok számára különös figyelmet érdemel. Egyfelől a példamutatás okán tekintjük ezt igen lényeges elemnek (irodai munka, zöld közbeszerzés), másfelől, mert saját intézményeik, így például az oktatási intézmények, helyi klubok nagyszerű terepet kínálnak az ilyen tematikájú programoknak (a tanórai munka mellett képzések, versenyek, vetélkedők szervezhetők). A különféle rendezvényeken, lakossági fórumokon kerüljenek előtérbe a hulladékmentes megoldások (pl. visszaváltható palackos italok, helyben tisztított víz fogyasztása). A település internetes oldala, a helyi újságok, a televízió, a települési (pl. Radír Rádió), vagy regionális rádiók (pl. Kék Duna) ugyancsak lehetőséget kínálnak a lakosság informálására. A helyi, vagy térségi civil szervezetek bevonása a munkába alapvető fontosságú lehet az előbb említettek mellett például folyamatosan elérhető tanácsadói szolgálat működtetésével, tájékoztató kiadványok megjelentetésével, akciók, rendezvények szervezésével, koordinálásával stb.

Kiemelt fontosságú az alcímben is megjelenített folyamatosság mellett a következetesség és a minél változatosabb eszköztár alkalmazása.

5.2. Aktív részvétel a hulladékgazdálkodás tervezésében

Napjainkban a települési önkormányzatokat számtalan feladat terheli, a központi elvonások miatt általánosak a finanszírozási problémák. Döntően a fenti okokra vezethető vissza, hogy a jogszabályok által az önkormányzatokra rótt feladatok, így a környezetvédelmi tervezéssel kapcsolatos elvárások (helyi környezetvédelmi program kidolgozása) tekintetében a minimum program végrehajtása a cél, nem pedig a megalapozott, átgondolt stratégiaalkotás. Rövid távon gondolkodva nehezen érthető, hogy miért fontosak az alapos és sokszor költséges felmérések, de a tervezésben ezek nélkül nem kapunk megfelelő eredményt. Éppen ezért tartjuk fontosnak, hogy már a tervezési fázisban a települési szerkezeti jellegnek megfelelő (pl. történelmi óváros, kertvárosi övezet, panelházas beépítési móddal jellemezhető területek stb. és lakosságuk száma alapján) alapos felmérésekre építő, diverzifikált, helyi igényeknek és kihívásoknak megfelelő hulladékgyűjtési, kezelési és ártalmatlanítási rendszerek kerüljenek megtervezésre és kiépítésre. Ugyanígy fontosnak tartjuk a megye természeti, társadalmi, gazdasági adottságaiból, valamint településszerkezetének különbségeiből fakadó és a hulladékgazdálkodásra is ható ismérvek alapos felmérését, és ehhez gazdaságos, és a megelőzés szempontjait is figyelembe vevő hulladékgazdálkodási rendszerek kiépítését.

A tervezési dokumentumok célkitűzéseinek az európai és országos stratégiai dokumentumokhoz illesztése természetesen alapkövetelmény – különös tekintettel a maradék hulladéokra vonatkozó elvárások időben egyre szigorodó és szűkítő elvárásaira – bár igen zavaró, hogy több vonatkozásban, így éppen a hulladékcsökkentés kapcsán ezek egymásnak is ellentmondanak. Ilyen probléma kapcsán úgy véljük, hogy a szigorúbb és előremutatóbb európai elvárásokat kell iránymutatónak tekintenünk.

5.3. A hulladékcsökkentéssel kapcsolatos konkrét kezdeményezések előmozdítása, támogatása

A helyi önkormányzatok alapvető érdeke a helyi szolgáltatási szektor erősítése. Ezek egy része aktívan résztvevője lehet a hulladékcsökkentési programoknak. Az elromlott, meghibásodott fogyasztási cikkek javító üzemek, vállalkozások feltétlenül támogatásra érdemesek (pl. adókedvezmény). Sok helyen – még meglepően kis közösségek szintjén is – bevált a cserebore börzék, fórumok intézménye. Ezt intézményesítve az önkormányzat támogathatja, segítheti a bútorok, háztartási gépek, bontott építőanyagok és más cikkek újrahasználati központjainak üzemeltetését. A helyi termelők támogatása is megoldható kis piacok létrehozásával, helyi újratöltő rendszerek üzemelésének támogatásával. De ha alaposan belegondolunk, egy jól működtetett könyvtár is hatékonyan járulhat hozzá a hulladék mennyiségének csökkentéséhez.

5.4. A szerves hulladékok kiemelése a hulladékáramból

A regionális hulladékgazdálkodási rendszerek nagy komposztálási rendszereinek kiépítése mellett fontosnak tartjuk a házi komposztálás bevezetését az arra alkalmas területeken (városok kertvárosi területei, községek). Ehhez a megfelelő tájékoztató, szemléletformáló kampány elengedhetetlen, továbbá szükséges az alkalmas szereplők kiválasztása és a kampány eszközeinek megtervezése és kidolgozása, valamint ennek támogatása. Ez szintén lehet az önkormányzatok és a részvételükkel megalakult hulladékgazdálkodási társulások feladata.

A helyi komposztálási rendszerek létrehozása és működtetése fontos, de megítélésünk szerint figyelembe kell venni, sőt bizonyos esetekben elsőbbséget kell biztosítani megfelelő tervezés, előkészítés után a helyi biogáz-üzemeknek, a szerves hulladék energetikai célú felhasználásának. A megtermelt gázt akár meglévő városigáz-vezetékben továbbítva a helyi fogyasztóknak, akár üzemanyagként forgalmazva, akár villamos árammá alakítva lehet hasznosítani. Mindebben a helyi önkormányzatok elsősorban kezdeményező és támogató szerepet vállalhatnak, de pályázati forrásokra támaszkodva akár a beruházás megvalósítását is magukra vállalhatják (pl. Nagypáli).

5.5. A hulladéktermelők ösztönzése fokozatosan bevezetett differenciált szemétdíjjal

A szennyező fizet elv alapján törekedni kellene a minél inkább mennyiségáranos díjfizetési rend bevezetésére. Ez több szempontból sem könnyű, egyfelől a szolgáltató cégek ellenérdekeltsége akadályozza az efféle kezdeményezéseket (pl. nem teszik lehetővé heti 60 liternél kisebb mennyiségre szerződni, így valójában nem beszélhetünk mennyiségáranos díjazásról), másfelől meg kell küzdeni az elszállított hulladékmennyiséget illegális lerakással csökkentő embertársainkkal. E tekintetben kizárólag a jogszabályok következetes érvényesítése, a határozott jegyzői fellépés és a kemény szankcionálás vezethet eredményre (tapasztalataink szerint ez egyelőre sajnos nem tekinthető általánosnak). Mindezt megalapozhatja a civil összefogásra épülő önvédelmi szervezetek, polgárőr csoportok munkája, amely nem csak az illegális hulladéklerakók felszámolásában merülhet ki, de az illegális lerakások felderítésében és megelőzésében is.

A differenciált szemétdíj bevezetésének ugyanilyen fontos előfeltétele, hogy működő, a lakosság és a gazdasági és szolgáltató intézmények számára is közismert módszerek illetve rendszerek álljanak rendelkezésre a különféle hulladéktípusok szelektív begyűjtésére, házi hasznosítására.

5.6. Az újrafeldolgozás és a szelektív gyűjtés módjainak bővítése, településrész jellegéhez igazítása

Az általunk vizsgált két hulladékgazdálkodási rendszer elsősorban hulladékgyűjtő szigetekben, illetve hulladékudvarokban látja az arra alkalmas, anyagában újrahasznosítható hulladékok begyűjtési eszközét. Ezekkel párhuzamosan és természetesen az országos jogszabályok adta kereteket figyelembe véve (pl. betétdíjjal kapcsolatos szabályozás) érdemes lehet az adott beépítési mód esetén (pl. családi házas városi kerületek, községek) hatékonyabbnak tekinthető gyűjtési rendszerek tervezés, kialakítása, működtetése (pl. házhoz menő szelektív gyűjtési rendszerek).

Irodalom

- DÖNSZ T. – MÁYER Z. – PONICSÁN P. szerk. (2003) Stratégiai környezeti vizsgálat. MTVSZ, Budapest
- A Duna-Vértes köze Regionális Hulladékgazdálkodási Program döntéselőkészítő megvalósíthatósági tanulmánya. VTK Innosystem Víz- Természet- és Környezetvédelmi Kft. Budapest, 2006
- A Közép-Duna vidéki Hulladékgazdálkodási Rendszer megvalósíthatósági tanulmánya. Polgárdi, 2003
- A Közép-Dunántúli Régió Hulladékgazdálkodási Terve. KÖDUKÖFE, Székesfehérvár, 2003
- A települési szilárd hulladékgazdálkodás fejlesztési stratégiája 2007–2016, Budapest, KvVM, 2006
- Az Országos Hulladékgazdálkodási Terv – Általános Kötet 2003–2008, Budapest, KvVM, 2002
- Komárom-Esztergom megye II. Környezetvédelmi Programja 2005–2008, PESTTERV Kft. 2005
- Nulla hulladék – a HUMUSZ javaslatai önkormányzatok számára. HUMUSZ, 2007

*Baranyai Gábor*¹

Tűz vagy föld? A hulladékgazdálkodás jövője a Dél-Dunántúlon

Abstract

After the Hungarian change of regime, the role and judgement of natural resources have been revalued radically. Subsequent to the establishment of market economy, the demand on the sustainable environment appeared, more and more committed voices opted for sustainability among the various political, economical and social actors (SZABÓ-KOVÁCS B. 2006). This small country possesses only few resources, it depends on the international economy. This fact – as well as rationalism – accounts for the careful management of available resources: we should recycle them if it is possible, and as many times as we can. Waste is not rubbish, with proper management it can represent valuable resources. Nevertheless, the inefficient management contaminates the overland and subsurface water, the air, the soil – all in all, the other available natural resources and our health as well. Fortunately, there is a growing social, political and economical demand in our region on the proper waste management. There is lot of work to do, but the process has been already started. The successful efforts aim at the formation of the future generations' way of thinking related to the natural environment. Our region is leading in the recycling of selectively collected waste, and several additional developments are to be realized in the forthcoming years. In consequence of the above mentioned initiatives, our environment remains sustainable.

1. Bevezetés

Magyarország nem tartozik Európa jelentős kiterjedésű országai közé, ezért területén a korszerű hulladékéltelhelyezés egyre nagyobb nehézségekkel jár. A földrajztudomány a megfelelő telephely kiválasztását (mind a veszélyes, mind a nem veszélyes hulladékok esetében, mind a lerakás, mind az egyéb ártalmatlanítási szempontjából) oly módon képes elősegíteni, hogy komplex szemlélettel ajánl olyan kutatási módszert, amely a környezet és a társadalom legkisebb veszélyeztetése mellett optimális geográfiai szempontú megoldást ad (DÖVÉNYI Z. – SCHWEITZER F. – TINER T. 2000).

A hulladékok helyzete a környezetben (és így a környezet védelemében is) több aspektusból is Janus-arcú. A gazdasági növekedés magával hozta a fogyasztási szokásaink megváltozását, amely folyamat következtében a környezetünk terhelése is fokozódott. A folyamat egyik okaként az élénkülő nyersanyagszükséglet jelölhető meg, amelynek közvetve a termelési hulladékok mennyiségének növekedése is velejárója (bár ez a kérdés érzékeny, mert a rendelkezésre álló technológia hatékonyan befolyásolja a volument). Sokkal inkább emelkedett a keletkező hulladékok mennyisége azáltal, hogy mindenből többet és rövidebb ideig használunk, mint az optimális. Ehhez társul még egyfajta társadalmi/társasági kényszer, hogy mindig van jobb, modernebb, okosabb, használhatóbb...

2. Elvárások és célok a hulladékgazdálkodással kapcsolatban

Az Európai Unióba történő belépésünk idején, a környezetvédelem területén a legnagyobb lemaradás a közösségi normáktól a hulladékok és a szennyvíz kezelésének kérdésében

¹ **Baranyai Gábor** Pécsi Tudományegyetem, TTK Földrajzi Intézet, Pécs E-mail: baranyaigabor@freemail.hu

mutatkozott. A Nemzeti Fejlesztési Ügynökség (NFÜ) adatai alapján a hulladékgazdálkodás területén a finanszírozott programokon keresztül a következőket kell elérni:

- A 2006. évi 1 főre jutó anyagában újrahasznosított, ill. komposztált hulladék mennyiségét 70%-kal – 94 kg-ról 159 kg-ra – kell emelni a 2015. évre.
- A 2006. évi 1 főre jutó étetéssel megsemmisített hulladék mennyiségét 52%-kal – 42 kg-ról 64 kg-ra – kell emelni a 2015. évre.
- A 2006. évi 1 főre jutó lerakott hulladék mennyiségét 10%-kal – 324 kg-ról 289 kg-ra – kell csökkenteni a 2015. évre.

A célok harmonikusak tehát az uniós elvárásokkal, miszerint csökkenteni kell a lerakásra kerülő hulladék mennyiségét, elsősorban az anyagában történő újrahasznosítás és a komposztálás arányának emelésével, másodsorban a termikus eljárások használatával. Abban nincs vita, hogy a – legfontosabb, leghatékonyabb gazdasági és környezetvédelmi szempontból, tehát – legkívánatosabb megoldás az újrahasznosítás és a szerves anyag komposztálása. A növekvő hulladékmennyiség miatt növelni kell a feldolgozó-ártalmatlanító kapacitásokat is Európa-szerte. Viszont az egyes hulladékáramok ártalmatlanításának, természetesen eltérő módszerrel kell történnie, környezeti és gazdasági szempontok figyelembevételével. A településekről származó szerves hulladék nagyobb részét kellene komposztálni, ha erre nincs lehetőség, akkor energiatermelés céljával elégetni. A deponálás csak akkor elfogadható, ha a fentebb említett lehetőségek egyike sem elérhető. Papírhulladék esetében az újrahasznosítás lenne kívánatos, de ha ez nem lehetséges, az étetés – még, mint kedvező lehetőség – kerülhet látószögbe. Az étetés csak a vegyes háztartási hulladék esetében lehet preferált, a szelektíven gyűjtött papír, szerves hulladék és a szelektíven gyűjtött műanyag esetében tolerált, de akkor is csak abban az esetben, ha az étetéshez energiatermelés is kapcsolódik. A lerakásra kerülő szerves anyag mennyiségét jelentősen csökkenteni szükséges Magyarországon is. A szelektív hulladékgyűjtés – a jogszabályokon túl gyakran civil szervezetek által követelt – minél szélesebb körű kiterjesztésének is megvannak a maga korlátai. Természetes, hogy a gazdaság szereplői eleinte az alacsony költséggel is hasznosítható másodnyersanyagokat vonják be az újrahasznosításba. Minél többfajta és minél nagyobb mennyiségű hulladékot gyűjtünk szelektíven (a lerakandó mennyiség csökkentése érdekében), annál magasabb lesz a hulladékgyűjtés költsége (pl. több típusú gyűjtőautónak kell gyakrabban elindulnia). Gazdasági-társadalmi és politikai viták folynak arról, hogy hol van az a pont, ahol még kifizetődő a szelektív hulladékgyűjtés, és honnan érdemes inkább más ártalmatlanítási lehetőséget figyelembe venni. Az externális költségek egzakt megbecsülhetetlensége miatt sem lehet összehasonlítani példának okáért a szelektív gyűjtés, a hulladéklerakás és az étetéssel történő ártalmatlanítás környezeti hatásait.

Magyarországon az ISPA és Kohéziós Alap intézkedéseinek gyakorlati megvalósítása nyomán jelentős lerakó kapacitás épül ki, azonban az EU követelményrendszerének való megfelelés érdekében a pusztán lerakókon alapuló rendszereket is tovább kell fejleszteni, vagyis ki kell egészíteni valamilyenfajta energetikai hasznosítási lehetőséggel.

3. A Dél-Dunántúlon keletkező települési szilárd hulladékok területi és mennyiségi aspektusai

A vizsgált terület Magyarország Dunántúl nagyrégiójának déli részén helyezkedik el. A régió kialakításakor alapvető szempont volt, hogy élő megyei határokra épüljön (HAJDÚ Z. – SZABÓ K. B. 2006) Területe 14 169 km², amely az ország területének 15%-a, három megyéjének (Baranya, Somogy, Tolna) 654 települése – a három megyei jogú város (Pécs, Kaposvár, Szekszárd) mellett 32 város és 619 község – 971 000 lakosnak ad otthont, ezzel a

legalacsonyabb népsűrűséggel bír hazánk régiói közül. A népesség 56%-a város lakó, az országos átlagnak megfelelően fogy és elöregedő.

A régióban a települési szilárd hulladékok begyűjtését 7 nagyobb szolgáltató (BIOKOM Kft., Zöldfok Rt., KVG Rt., Rumpold-Marcali Kft., Saubermacher-Pannonia Kft., Alisca Terra Kft., Komlói Vg. Rt.) végzi, tevékenységük 646 települést fed le. A többi 8 településen kisebb gazdálkodó szervezetek, önkormányzatok látják el a hulladékgazdálkodási feladatokat.

A lerakásra kerülő hulladék mennyiségéről akkor lenne minden bizonytalanság helytálló adatunk, ha minden depónia el lenne látva hídmérleggel és nyilvántartás készülne a beérkező mennyiségekről. Ez az adat még nem fedné le a keletkező hulladék valós mennyiségét, hiszen még mindig probléma az illegális lerakás. Az örömteli, hogy a háztartások csak nagyon kis hányada nincs bevonva a szervezett hulladékgyűjtésbe a régió területén. A 2004. év végén értük el azt az állapotot, hogy a régió valamennyi településén biztosított a rendszeres, szervezett hulladékgyűjtés. Ennek eredményeként az ellátott lakások, üdülők száma az 1990. évi 249 ezerről 2000-re 360 ezerre, majd 2004-re 416 ezerre növekedett. A régió átlaga 95,1%, a három megyét tekintve a legjobb értéket Somogy mutatja (97,5%).

A régióban keletkező települési szilárd hulladékok ártalmatlanításának általános gyakorlata a lerakás. A rendszeres hulladékgyűjtésbe bevont településeken keletkező hulladékot a régióban 34 üzemelő lerakóhelyen helyezték el, 2004-es év végi adatok szerint. 2006. január 1-jétől Baranya megyében 13, Somogy megyében 11, Tolna megyében pedig 1 hulladéklerakónak van működési engedélye. Közülük csupán 6 rendelkezik megfelelő műszaki védelemmel, aminek hiányában a hulladéklerakók környezetvédelmi szempontból nem megfelelőek – nincsenek szigetelő rendszerrel ellátva, nincs csurgóvíz-elvezetés, nincs körbekerítés. Az országban, és így a régióban is, a legtöbb lerakó kijelölése tanácsi határozattal az 1960–70-es években történt. A lerakásra felhagyott bányagödröket vagy a települések határában lévő mezőgazdasági művelésre alkalmatlan mély fekvésű területeket jelölték ki. Környezetvédelmi szempontokat nem vettek figyelembe, a hulladékokból származó csurgalékvizek szennyezték a talajt, a talajvizet, mely problémákhoz hozzájárul még a bűzhatás, valamint az esztétikai károk (WILHELM, Z. 2006).

A regionális hulladék ártalmatlanítás főbb problémái:

- A régióban csak hat olyan műszaki védelemmel ellátott, szigetelt hulladéklerakó van, amely megfelel a környezetvédelmi előírásoknak.
- A hulladék lerakása 27 lerakóban történik, amelyek három kivételével 2007. október 31-ig működhetnek, kapacitásuk véges.
- Napjaink és a közeljövő problematikus kérdése az illegális, a már felhagyott és a rövidesen felhagyásra kerülő lerakók rekultivációja.
- A szervezett gyűjtés – a nagyobb térségi szolgáltatók kivételével – korszerűtlen, tömörítésre nem, vagy alig képes gépjárművekkel történik.
- A megfelelő hulladékkezelés, a szelektív gyűjtés és hasznosítás, illetve a szerves hulladékok különgyűjtése és hasznosítása csak részben megoldott. A szelektív gyűjtésnek bármilyen formája a régió településeinek alig több, mint harmadán valósul meg.
- A térségben két hulladékválogató-mű (Pécs és Zamárdi), négy lakossági hulladékudvar [Pécs, Barcs, Kaposvár (2)] és néhány komposzttelep található, aminek a kapacitása az összes hulladékmennyiséget figyelembe véve nem elegendő.
- Szükséges egységes gyakorlatot kialakítani, amivel a további hatékonyságot lehet elősegíteni mind a gyűjtés, mind az ártalmatlanítás során.

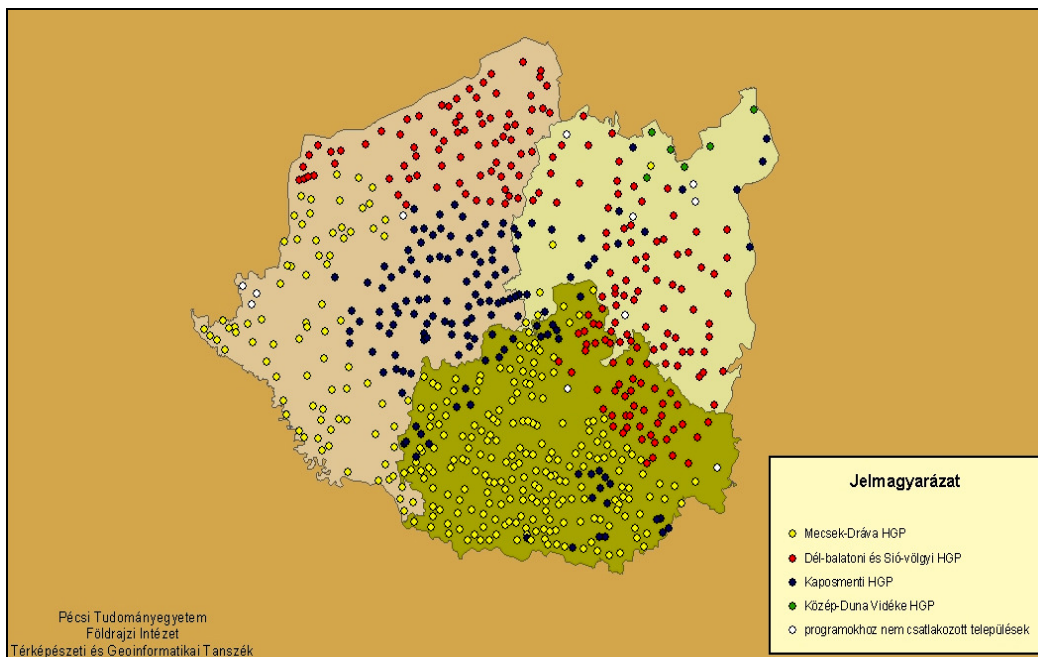
Mindezek az indokok igénylik az olyan környezetvédelmi szempontból megfelelő hulladékgazdálkodási projektek megvalósulását, amely valamennyi település számára biztos és hosszútávon tud megoldást kínálni hulladékgazdálkodási kötelezettségeinek teljesítésére.

A Dél-dunántúli régióban három nagyobb hulladékgazdálkodási projekt kerül(het) megvalósításra:

- Dél-Balaton és Sióvölgyi Települési Szilárdhulladék Kezelési Projekt (ISPA-Kohéziós Alap – jóváhagyva)
- Mecsek-Dráva Hulladékgazdálkodási Projekt (Kohéziós Alap – előkészítés alatt)
- Kaposmenti Hulladékgazdálkodási Projekt (Kohéziós Alap – tervezés alatt)

4. A programok főbb ismérvei, prioritásai, rövid értékelése

A programokhoz csatlakozott települések elhelyezkedését az 1. ábra szemlélteti.



1. ábra. Hulladékgazdálkodási programokhoz csatlakozott települések eloszlása
(Forrás: A Dél-dunántúli régió Stratégiai Fejlesztési Programja 2006)

4.1. Dél-Balaton és Sióvölgyi Települési Szilárdhulladék Kezelési Projekt

Területi hatály: Somogy-Tolna-Baranya megyék részterülete, az érintett lakosság 372 530 fő állandó lakos, üdülési szezonban (Balaton) többszázezer vendég, tehát évről-évre időszakosan kiugró mennyiségű települési szilárd (és folyékony) hulladék keletkezésével kell számolni.

Keletkező hulladék mennyisége: 129 ezer tonna (2001. évi becslés), projekt utolsó évében mintegy 210 ezer tonna (2029. évi előrejelzés).

Főbb célkitűzések: 40 lerakó rekultivációja, 805 db közterületi gyűjtősziget, 3 db válogató mű, 8 db komposztáló, 19 db lakossági hulladékudvar, 4 db átrakóállomás kiépítése, 2,795 millió m³ új, környezetbarát és EU-konform lerakókapacitás kiépítése.

A dokumentációk szerint két új lerakó létesülne Som (1,1 millió m³) és Cikó (1,2 millió m³) területén, míg a harmadik bővítés (0,495 millió m³) az Ordacsehiben már meglévő hulladéklerakó korszerűsítésével valósulna meg. A programban résztvevő településeken gyűjtőszigetek (805 db) alkalmazásával kívánják biztosítani a szelektív gyűjtés lehetőségét. A helyi lerakók felszámolásával megszűnik a lakosságnak a lehetősége, hogy a

rendszeres hulladékszállítás során el nem szállítható hulladékok nagy részétől legális úton megszabaduljon. A hulladékudvarok rendszerének kialakításával (19 db) és elérhető közelségben való biztosításukkal az előző hiányosság kiküszöbölhetővé válik. Az ipar számára eladható másodnyersanyagok ipari előkészítése válogatóművek létesítését igényli. A projekt területén szelektíven gyűjtött hasznosítható hulladékok előkészítésére három válogató mű létesül a regionális lerakókhöz kapcsolódva (Som, Cikó, Ordacsehi). A projektben nyolc regionális komposztáló üzem építését tervezik, amelyből három (Som, Cikó, Ordacsehi) a regionális lerakókhöz kapcsolódik, négy (Balatonkeresztúr, Tolna, Komló, Mohács) az átrakóállomásokkal együtt, míg egy Tamásiban valósulna meg. Ennek jelentősége, hangsúlyossága abban rejlik, hogy lerakott hulladékok szervesanyag-tartalmának csökkentése megköveteli a szerves hulladékok elkülönített kezelését. A projekt keretében 40 lerakó rekultiválása valósul meg.

4.2. Mecsek-Dráva Hulladékgazdálkodási Projekt

Területi hatály: Baranya-Somogy-Tolna megye az érintett lakosság 427 437 fő állandó lakos, amelyhez nagyszámú diáksereg csatlakozik oktatási időszakban, valamint rendezvényekhez köthető nagyobb mennyiségű hulladék termelődése (elsősorban Pécs esetében).

Keletkező hulladék mennyisége: 171 ezer tonna (2003. évi adat). A projekt utolsó évében mintegy 234 ezer tonna (2025. évi prognosztíció).

Főbb célkitűzések: 2 regionális hulladéklerakó kiépítése, 5 átrakó állomás, 21 hulladékudvar, 5 komposztáló és 2 biofermentáló telep kiépítése a szelektíven gyűjtött zöldhulladék számára. 3 válogatómű kiépítése a szelektíven gyűjtött települési szilárd hulladék számára, 2 mechanikai előkészítő mű kiépítése valamint 1 db mobil építési törmelékhasznosító az inert hulladék hasznosítására. A járműállomány kibővítése, a kommunális hulladékok elszállítására 50, a zöldhulladékok begyűjtésére 10, a szelektíven gyűjtött hulladékok elszállítására pedig 5 tömörítő autót szolgálatba állítását tervezik. A szelektív gyűjtés szélesebb körű elérhetőségét szem előtt tartva 707 gyűjtősziget felállítása, valamint 85 000 zöldhulladék és 55 000 egyedi szelektív gyűjtőedény kibocsátását tervezik. 100 db önkormányzati tulajdonú lerakó bezárása, rekultivációja is szerepel a tervben.

Szükségszerű az igénybe vett lerakóterület csökkentése, (kis lerakók bezárása, központi lerakó alkalmazása, lerakott mennyiség csökkentése). Korszerű hulladékkezelés megoldása regionális lerakóban, és/vagy energetikai hasznosítással (égetés, együttégetés elsősorban a szelektíven gyűjtött könnyű frakciójú és zöldhulladék esetében), amely megoldás a hagyományos deponálással szemben az EU hulladékhasznosítási irányelvei között is prioritást élvez. A gyűjtés és a tárolás/elhelyezés hatékonyságát tömörítéssel kívánatosnak tartja a program fokozni, amely a szállítás által kifejtett környezetterhelést is csökkentené. Ugyanezt a célt szolgálná a regionális hulladékgyűjtési rendszer kialakítása, a nagyobb távolságban lévő hulladéktermelési centrumokban átrakóállomások kialakításával és üzemeltetésével végzett többlépcsős hulladékgyűjtés. Fontos prioritás a szelektív hulladékgyűjtés fejlesztése, továbbfejlesztése a következő hulladékoknál: papír, üveg, műanyag, fém, biológiailag lebomló és szerves hulladék. A program hangsúlyos eleme a másodnyersanyag előállítás és kereskedelem; az ipar számára értékesíthető alapanyag előállítása utóválogatással és értékesítése. Hasonló hangsúlyt kap a jövőben a ma még gyerekcipőben járó veszélyes hulladékok szelektív gyűjtése és ártalmatlanítása.

4.3. Kaposmenti Hulladékgazdálkodási Projekt

A Kaposmenti Hulladékgazdálkodási Program a tervezés stádiumában van, közvetlen célja olyan korszerű hulladékgazdálkodási rendszer kiépítése, amely illeszkedne a már elfogadott és beindítás alatt lévő programokkal lefedett régiókhoz, ugyanakkor törekedne a térség teljes lefedettségére, a szakszerű üzemeltetésre, amellyel a térségben keletkező hulladék hosszú távú, korszerű, környezetkímélő kezelése és hasznosítása megoldódna.

A tervezett projekt területi hatálya: Baranya-Somogy-Tolna megyék, az érintett lakosság: több mint 196 000 fő állandó lakos volt a tervezéskor, amely azonban bizonyos területi racionalizálások hatására mintegy 15 000 fővel csökkent

A projekt optimális indulása (2009-2010) után fő célja a települési szilárd hulladék kezelésének EU szabályozásoknak megfelelő megoldása lesz, valamint az ehhez szükséges műszaki, technikai, szervezeti és tudati feltételek megteremtése három megye (Somogy, Tolna, Baranya) területén. További cél a térségben új technikai, technológiai, esetleg gyártási és üzemeltetési kultúra kifejlesztése; a térség gazdasági életének segítése; új munkahelyek teremtése; a felszín alatti vízbázisok védelme; a védett természeti értékek megőrzése.

A tervezett program főbb célkitűzései: Hulladék elhelyezése korszerű, nagytérségű hulladéklerakókon. Tömörítő, pormentes háztartási hulladékgyűjtés. Átrakóállomások alkalmazása, többlépcsős hulladékgyűjtés. Szelektív gyűjtés a lakossági hasznosítható hulladékok elkülönítő gyűjtésére. Hulladékudvarok rendszerének kialakítása. A hasznosítható-, és ipari hulladékok válogatása, előkészítése további feldolgozásra. Hosszútávon a hulladék előkészítése energetikai hasznosításra. Zöldhulladékok hasznosítása (komposztálással). A jelenleg használt, műszaki védelemmel nem rendelkező lerakók bezárása, illetve a felhagyott lerakók rekultiválása.

5. Összegzés

A három hulladékgazdálkodási projekt területi kiterjedése kisebb-nagyobb korrekciókra szorul, amit a szolgáltatás racionalizálása, gazdasági hatékonyságának növelése is indokol. Ennek oka, hogy a települések csatlakozásuk pillanatában nem a projektek érdekeit nézték, hanem a szolgáltatók által kínált tevékenységek árát és értékét, esetleg a korábbi együttműködések sikerét/sikertelenségét. (Példának okáért a hulladék begyűjtése és szállítása szempontjából teljesen irracionálisnak tűnik pl. Paks csatlakozása a Kaposmenti HP-hez). A Mecsek-Dráva HP szolgáltatási területe terjed ki Baranya megye nagy hányadára, Somogy megye déli és nyugati részére, meglehetősen homogén egységet alkotva. Tolnából kevés számú település csatlakozott, azok is jobbára a baranyai megyehatár közelében fekszenek. A Dél-Balaton és Sióvölgyi HP neve jól lehatárolja az ellátott területet. A Somogy megye északi részére (Balaton déli része), Tolna megye meghatározó hányadára valamint Baranya keleti, északkeleti oldalára kiterjedő terület talán kevésbé homogén az előbbinél, de mindenesetre kezelhetőnek tűnik. Talán legkedvezőtlenebb helyzetben a legkisebb területtel, legalacsonyabb lakosságszámmal és legkevésbé homogén ellátási körzettel rendelkező, egyszersmind „legfiatalabb” hulladékgazdálkodási projekt, a Kaposmenti HP van.

Megosztja a társadalmat, hogy égetőmű vagy lerakó kerüljön a környezetébe. A projektek közül a Kaposmenti és a Mecsek-Dráva gondolkozik a termikus megsemmisítés valamely formájában. A hazai zöld szervezetek egyik prominense szerint az egészségügyi kockázatokkal járó égetés helyett az erre szánt forrásokat inkább a lakosság „környezettudatosítására” (szelektív gyűjtés fontossága, házi komposztálás) volna szükséges fordítani. Társadalmunk bizonyította már, hogy nem könnyen szabadul berögződésektől, attitűdöktől, „úgysem lesz jobb”, „nincsen semmi értelme” típusú gondolatoktól.

Véleményem szerint azonban nem szabad azt gondolni, hogy ezen gondolkodásmód kialakítása egyszerű és gyorsan lezajló folyamat. Természetesen messzemenően egyetértek a zöldek által szorgalmazott megoldások többségével. Bizakodom, hogy mire a szemléletváltás bekövetkezik és a gyakorlatban is megnyilvánul, nem fogunk belefulladásni saját szemetünkbe.

Irodalom

- DÖVÉNYI Z. – SCHWEITZER F. – TINER T. (2001) A kis és közepes radioaktivitású hulladékok elhelyezésének földrajzi problémái – In: Szita L. – Szóts Z. szerk.: A Völgység huszadik százada. Struktúrák és konfliktusok. Magyar Történelmi Társulat Dél-Dunántúli Csoportja, pp. 181-192.
- HAJDÚ Z. – SZABÓ-KOVÁCS B. (2006) Településállomány, településhálózat, térszerkezeti sajátosságok – In: Hajdú Z. szerk.: Dél-Dunántúl. Kárpát-medence Régiói 3. MTA RKK-Dialóg Campus Kiadó, Pécs-Budapest, pp. 76-133.
- LEITOLD Cs. (2006) Települési hulladékok energetikai hasznosítása. Kézirat, MKM Consulting Kft., Budapest. 294p.
- SZABÓ-KOVÁCS B. (2006) A Dél-dunántúli régió Stratégiai Fejlesztési Programja/Környezetfejlesztés. Kézirat, Pécs, pp. 235-287.
- WILHELM, Z. (2006) Water and Economy – land use and hydrological coherences in the Lower Danube Region – In: Geographical Review (Földr. Közl.) CXXIX./LIII./ Volume Supplement, pp. 9-18.
- A magyar régiók régiók zsebkönyve 2006. KSH Budapest 2007
- A magyar régiók régiók zsebkönyve 2005. KSH Budapest 2006

Kis Gergely¹

Kommunális hulladéklerakók környezetszennyezését befolyásoló környezetföldtani adottságok vizsgálata három magyarországi kistájon

1. Bevezetés

Hazánkban az elmúlt évtizedekben minimális figyelmet fordítottak a települési szilárd hulladékok ártalmatlanítására. Napjainkban a települések 85%-a rendelkezik saját hulladéklerakóval. A lerakók kijelölése során a gazdasági érdekeket részesítették előnyben, a környezetvédelmi szempontok csak másodlagosak voltak. 85%-uknál nem is vizsgálták, illetve vizsgáltatták, hogy a terület alkalmas-e a feladatra. Így a hulladéklerakók többsége a települések közvetlen szomszédságában, 45%-ban egykori anyagnyerőhelyeken, bányagödörökben található. A lerakók kétharmada rendkívül kedvezőtlen adottságokkal rendelkezik, különösen szennyezés-érzékeny területen helyezkednek el, melyen biztonságos hulladékkelhelyezés nem folytatható. A lerakók mindössze 10%-ánál lennének a telephelyi adottságok különösen alkalmasak hulladékkelhelyezésre, viszont a felszereltségi és üzemeltetési hiányosságok (csurgalékvíz-gyűjtő rendszer hiánya) miatt a környezetszennyezés potenciális veszélye itt is fennáll. A működő telephelyek alig 5–10%-a felel meg a magasabb szintű műszaki-üzemeltetési előírásoknak (FAZEKAS I. 2006).

Ezen hulladéklerakók esetében, döntően a környezetföldtani adottságok befolyásolják a talajvíz szennyezettségét (1. táblázat).

1. táblázat. A szennyeződés-érzékenységet leginkább meghatározó környezetföldtani paraméterek (FAZEKAS I. 2006)

Környezetföldtani tényezők	Kedvező	Kedvezőtlen
agyagásvány-tartalom (adszorpciós kapacitás)	nagy (min. 18% ≤)	alacsony
talajvíz mélysége (telítetlen réteg vastagsága)	mély (min. 1,5 m)	közeli, esetleg közvetlenül érintkezik
mechanikai összetétel (hidraulikus vezetőképesség)	vízzáró (min. 10 ⁻⁸ m/s >)	vízáteresztő
pH-érték (szorpciós folyamat egyensúlya)	nagy (min. 7)	alacsony
humusztartalom (adszorpciós kapacitás)	nagy (min. 8% <)	alacsony
telephely morfológiai adottságai	dombépítés	gödörfeltöltés

2. Módszer

Az elmúlt 40 évben számos kutató végzett szennyezés-érzékenységi vizsgálatokat, és dolgozott ki minősítő rendszert a tájak hulladéklerakással szembeni szennyeződés-érzékenységének meghatározására, ugyanakkor egységes és nemzetközileg is elfogadott értékelési rendszer nincs. A vizsgálati módszerek többsége talajtani, földtani és hidrogeológiai adottságok pontozásos minősítésén alapult (SENG, H. 1974; LE GRAND – BROWN; PINCZÉS Z. 1989).

¹ Kis Gergely Debreceni Egyetem, Földtudományi Intézet, Debrecen E-mail: gergo.kis@citromail.hu

A Debreceni Egyetem Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszéke a hulladéklerakó telepek környezetföldtani adottsága és a talajvíz szennyezettsége közötti összefüggéseket terepi és laboratóriumi vizsgálatokkal tárta fel, majd ezek alapján egy olyan minősítő rendszert dolgozott ki, amely jól alkalmazható a folyóvízi üledékkel feltöltött síksági területek szennyeződés-érzékenységének értékeléséhez. Öt környezetföldtani tényező bizonyult meghatározónak a talajvíz szennyezettségének alakulásában. Ezeket a következő súlyfaktoral veszik figyelembe (2. táblázat).

2. táblázat. A szennyeződés-érzékenység meghatározásába bevont környezetföldtani paraméterek és azok súlyfaktora (FAZEKAS, I. – PÁZMÁNYI, S. 2001)

Környezetföldtani tényezők	Súlyfaktor
Mechanikai összetétel	15
Telítetlen réteg vastagsága	30
Humusztartalom	6,5
pH-érték	13,5
Agyagásvány-tartalom	35

Az értékelő módszer fontos tulajdonsága még, hogy nem csak a különböző környezetföldtani paramétereket súlyozza, hanem a lerakótest alatt elhelyezkedő rétegeket is, vastagságuk alapján. Ugyanis lényeges befolyásoló tényező, hogy az egyes – különböző adottságú – rétegek milyen vastagságot képviselnek a talajvízig terjedő telítetlen zónában.

A felszínközeli rétegek érzékenységét a minősítő rendszer öt érzékenységi fokozatban (kategóriában) fejezi ki, az érzékenységi pontszámok (0–1000) 200-as lépésközönkénti megjelenítésével (3. táblázat).

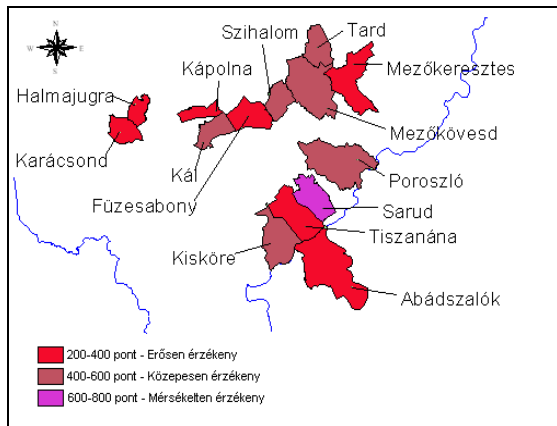
3. táblázat. Az érzékenységi kategóriák

1. kategória (1000–800 pont)	csekély érzékenység
2. kategória (800–600 pont)	mérsékeltlen érzékeny
3. kategória (600–400 pont)	közepesen érzékeny
4. kategória (400–200 pont)	erősen érzékeny
5. kategória (200–0 pont)	igen erősen érzékeny

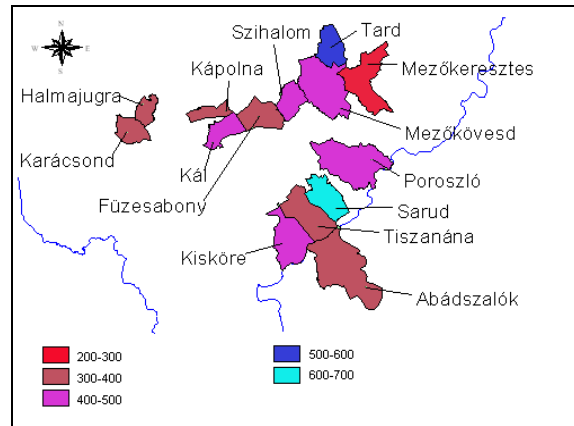
Vizsgálatainkat három magyarországi kistájon végeztük, összesen 14 jelenleg is üzemelő kommunális szilárd hulladéklerakó területén mélyítettünk fúrásokat a talajvízig, majd a minták laboratóriumi elemzésre kerültek. A szemcseösszetétel meghatározása a Khön-féle pipettával, a szerves anyag mennyiségének meghatározása a Tyurin-féle módszerrel, a pH-mérés digitális pH mérővel történt. Az így nyert adatokat a Fazekas-féle értékelő rendszerrel dolgoztuk fel (FAZEKAS, I. – PÁZMÁNYI, S. 2001).

3. Eredmények, következtetések

A három kistájon elhelyezkedő hulladéklerakók felszínközeli rétegeinek szennyezés-érzékenységét – az előzőekben bemutatott módon – egy 0–1000 pont közötti számmal fejeztük ki, és ez alapján öt érzékenységi kategóriába soroltuk őket (1. és 2. ábra).



1. ábra. A lerakó-telephelyek érzékenységi pontszámai 200-as lépésközönként



2. ábra. A lerakó-telephelyek érzékenységi pontszámai 100-as lépésközönként

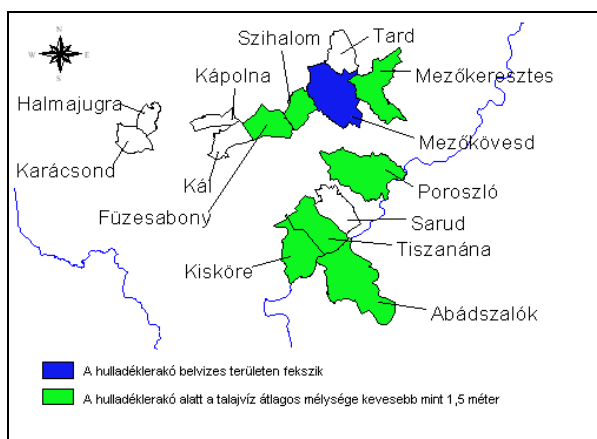
Egyetlen hulladéklerakónak sem esett a pontszáma 0–200 pont közé, így igen erősen érzékeny területen egy telephely sem fekszik.

Erősen érzékeny, tehát 200–400 pont közötti érzékenyséű területre került a vizsgált hulladéktelepek 50%-a. Ebbe a kategóriába azok a lerakók tartoznak, amelyek magas hidraulikus vezetőképességű homokos területen helyezkednek el, vagy tartós vízhatásnak kitett mesterséges vagy természetes mélyedésbe kerültek.

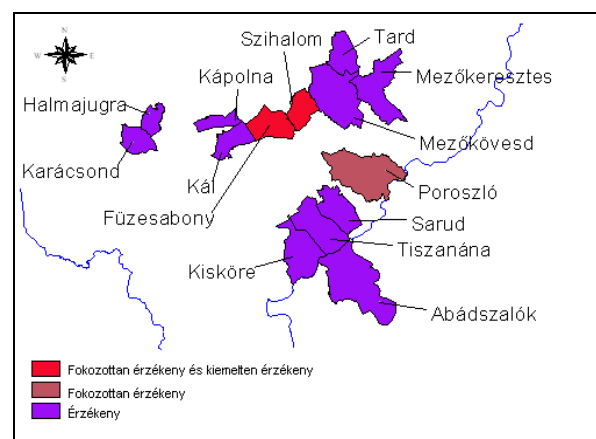
A vizsgált hulladéklerakók 42,8%-a került közepesen érzékeny (400–600 pont közötti) területre. Ebbe a kategóriába elsősorban vályogos, lösziszapos területen elhelyezkedő, vagy időszakosan vízhatás alá kerülő, belvizes lerakók tartoznak.

Mérsékelten érzékeny (600–800 pont közötti) környezetföldtani adottságú területen csak a sarudi hulladéklerakó fekszik. Felszínközeli rétegeit jó vízzáró képességű ártéri agyag és ártéri iszap alkotja. Gödörfeltöltéses technológiával üzemeltetik, de a lerakó nem túl mély, és a telítetlen réteg vastagsága általában eléri az 1,5 métert.

Vizsgálataink során megállapítottuk, hogy a lerakótelepek 49,9%-a fekszik magas talajvízállású területen, ahol az előírt telítetlen réteg vastagsága – a lerakó fenékszintje és a maximális talajvízszint között – nem mindig éri el a 1,5 métert. A vizsgált lerakók 7,14%-a pedig belvizes területre került (3. ábra).



3. ábra. A vízjárta területeken fekvő hulladéklerakók



4. ábra. A felszín alatti vízminőség védelmi területen fekvő lerakók

Megvizsgáltuk továbbá, hogy melyek a felszín alatti víz szempontjából fokozottan érzékeny, érzékeny, kevésbé érzékeny, valamint kiemelten érzékeny felszín alatti vízminőség

védelmi területen fekvő lerakók (4. ábra). Ehhez a 7/2005. (III.1.) KvVM rendelethez tartozó mellékletet használtuk.

Fokozottan érzékeny és egyben kiemelten érzékeny felszín alatti vízminőség védelmi területen fekszik a vizsgált hulladéklerakók 14,2%-a. Fokozottan érzékeny felszín alatti vízminőség védelmi területen egyedül Poroszló hulladéklerakója fekszik. Felszín alatti vízminőség védelmi szempontból harmadlagos prioritású – érzékeny – területen fekszik a vizsgált lerakók 78%-a.

Az egyes kistájakon vizsgált hulladéklerakó telephelyekre kapott szennyezés-érzékenységi pontszámokat összeadtuk, majd ezt az összeget elosztottuk a tájankénti lerakók számával, és így megkaptuk a kistájak felszínközeli rétegeinek hulladéklerakásból származó szennyezésekkel szembeni érzékenységeinek pontszámát. Az így kapott pontszámok csak érzékeltető-bemutató jellegűek, és semmiképp sem tekinthetők valósnak a kistáj egész területére nézve (5. ábra).

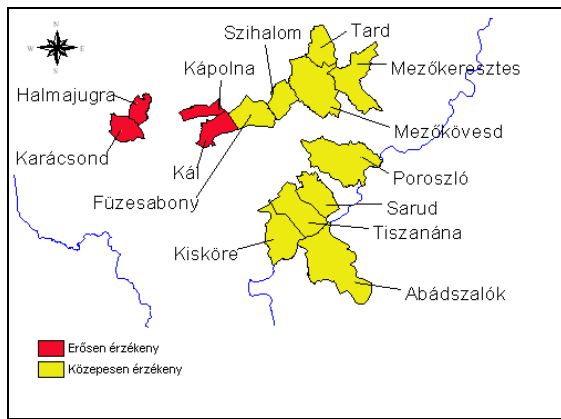
A legkisebb – átlag – pontszámot a Hevesi-sík kapta (380 pont), így területe az erősen érzékeny kategóriába sorolható be. Felszínközeli rétegeit – mivel ez egy futóhomokos terület – apró, közép és durva szemcséjű homokfrakció építi fel, így nagy hidraulikus vezetőképességgel és alacsony mechanikai szűrőképességgel rendelkezik. A leggyengébb termőképességű, legkisebb humusztartalmú talajok itt találhatóak a három kistáj közül, ehhez minimális agyagásvány-tartalom társul, így a rétegek szennyezőanyag megkötő képessége is csekélynek mondható. Bár megjegyzendő, hogy a legnagyobb fajlagos felülettel és kationmegkötő képességgel rendelkező agyagásványok ezen a kistájon találhatóak (szmektit). A terület egyetlen pozitívuma, hogy a felszín alatti vizek itt helyezkednek el a legnagyobb mélységben, ezáltal itt a legnagyobb a telítetlen réteg vastagsága, mely minden vizsgált lerakó esetében meghaladja az előírt 1,5 métert. A hulladéklerakókat dombépítéssel technológiával üzemeltetik, így a lerakókból kijutó – a szennyezőanyagokat szállító – csurgalékvíznek hosszabb utat kell megtennie a felszín alatti vizekig, így több lehetősége van az öntisztulásra.

A Borsodi-Mezőség területe – a lerakók érzékenyégének átlagolása alapján – 434,3 pontot kapott, így a közepesen érzékeny kategóriába került. Felszínközeli rétegeit ártéri agyag és iszap, valamint kis mennyiségben igen finom-, finomszemű homok alkotja. Az agyagos-iszapos rétegek alacsony hidraulikus vezetőképességgel és nagy mechanikai szűrőképességgel rendelkeznek. A közepesnek mondható humusztartalom és a nagy agyagásvány-tartalom jelentős szennyezőanyag megkötő képességet eredményez, bár az illit típusú agyagásvány – mely Füzesabony lerakójának kivételével a területet jellemzi – nem rendelkezik a legnagyobb fajlagos felülettel és kationmegkötő képességgel. A felszín alatti vizek kevésbé mélyen helyezkednek el, és azon lerakók alatt melyeket gödörfeltöltéssel technológiával üzemeltetnek a telítetlen réteg vastagsága nem éri el az 1,5 métert. A terület másik problémája a belvizességből adódik, amit a nagy vízzáró képességű felszínközeli rétegek eredményeznek, így a hulladék egy csapadékosabb időszakban tartós vízhatás alá kerülhet. Ez a negatívum a vízhatás értékelésénél jelentős pontcsökkenést eredményezett, az egyébként kedvező tulajdonságú felszínközeli rétegekkel rendelkező területnél.

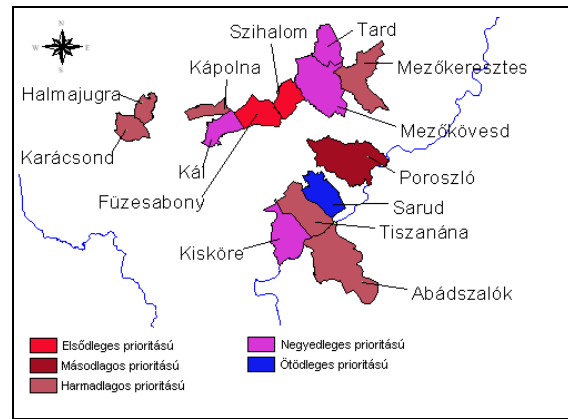
A legmagasabb pontszámot – a lerakók érzékenyégének átlagolása alapján – a Hevesi-ártér kapta, amely 435,4 pontjával a közepesen érzékeny kategóriába került. A felszínközeli rétegek felépítésében az agyag és iszap dominál, de színező elemként – Abádszalók környékén – az igen finom, finom, apró szemcséjű homok is megjelenik. Nagy mechanikai szűrőképesség, a magas humusz- és agyagásvány-tartalom miatt pedig magas szennyezőanyag adszorpciós kapacitás jellemzi felszínközeli rétegeit. Illit és szmektit agyagásvány-társulások egyaránt jellemzőek a Hevesi-ártérre. A talajvíz a felszín közelében helyezkedik el, és ez szennyezés-érzékenység szempontjából rendkívül kedvezőtlen. Ugyanis mind az öt vizsgált hulladéklerakót gödörfeltöltéssel technológiával üzemeltetik, ebből két lerakó esetében

teljesen hiányzik a telítetlen réteg és a hulladék közvetlenül a talajvízben áll. A maradék három lerakó közül kettőnél az előírtól kisebb vastagságú a telítetlen réteg.

Összegzésként elmondható, hogy a három vizsgált kistáj közül a Hevesi-ártér és a Borsodi-Mezőség érzékenysége lényegesen kisebb, mint a Hevesi-sík (5. ábra). Az első két kistáj környezetföldtani adottságai alapján, kiválóan alkalmas lehetne magasabb környezeti biztonságú hulladéklerakó üzemeltetésére, de sajnos a szakszerűtlen üzemeltetési technika és a műszaki felszereltség hiányossága az egyébként kedvezőnek mondható táji adottságokat jelentős mértékben rontja. Az alapvető probléma abban a felfogásban keresendő, mely szerint ha hulladéklerakót szeretnénk létrehozni, akkor gödröt kell mélyíteni vagy keresni. Magas talajvízállású területeken nem lenne szabad gödörfeltöltéses technológiát alkalmazni a hulladék elhelyezésére, viszont dombépítéses technológiával vagy egy kiemelt depóniaaljzattal biztosítható lenne a megfelelő vastagságú telítetlen réteg. Ebben az esetben viszont a lerakóban összegyűlő csurgalékvíz elvezetését és kezelését kell megoldani. A Hevesi-sík adottságai igen kedvezőtlenek hulladéklerakó létesítésére-üzemeltetésére, a táji adottságok alig képesek befolyásolni a lerakóból kijutó szennyezést, így ezen a területen csak műszaki szigeteléssel ellátott hulladéktelepet lenne szabad működtetni.



5. ábra. A kistajak szennyezés-érzékenysége



6. ábra. A vizsgált hulladéklerakók rekultivációs prioritási sorrendje

A hulladéklerakó-telephelyek környezetföldtani és vízvédelmi adottságainak együttes értékelésével állítottuk fel a telepek közti rekultivációs prioritási sorrendet (4. táblázat és 6. ábra).

4. táblázat. A vizsgált hulladéklerakók rekultivációs prioritási sorrendje

	Környezetföldtani és vízvédelmi szempontok
Elsődleges prioritású	14,2%
Másodlagos prioritású	7,14%
Harmadlagos prioritású	42,8%
Negyedleges prioritású	28,5%
Ötödleges prioritású	7,14%

Rekultivációs szempontból elsődleges prioritást kapott a vizsgált lerakók 14,2%-a. Szihalom lerakóját szennyezés-érzékenység szempontjából ugyan közepesen érzékenynek minősítettük, de a lerakó a felszín alatti víz védelme szempontjából fokozottan érzékeny, valamint kiemelten érzékeny vízminőség védelmi területen fekszik. Ugyanez igaz a füzesabonyi telephelyre is, csak ezt erősen szennyezés-érzékenynek minősítettük. Másodlagos prioritást kapott Poroszló lerakója, amely a közepesen érzékeny területi besorolás mellett

fokozottan érzékeny felszín alatti vízminőség védelmi területen fekszik. Harmadlagos prioritást kaptak azok a lerakók, amelyek erősen szennyezés-érzékeny besorolásúak, de csak érzékeny felszín alatti vízminőség védelmi területen fekszenek. Ide tartozik a vizsgált hulladéktelepek 42,8%-a. A közepesen szennyezés-érzékeny besorolású, érzékeny felszín alatti vízminőség védelmi területen fekvő lerakók kerültek a prioritási sorrend negyedik szintjére. Az utolsó helyre Sarud hulladéklerakója került, amely mérsékelten szennyezés-érzékeny és érzékeny felszín alatti vízminőség védelmi területen helyezkedik el.

Irodalom

- FARSANG A. (1997) A talaj filter-, puffer- és transzformátor funkciója – In: Mezősi G. – Rakonczai J. szerk.: A geoökológiai térképezés elmélete és gyakorlata, Szeged, pp. 43-52.
- FAZEKAS I. (2007) Hajdú-Bihar megye területének szennyezés-érzékenységi térképezése, és kistájainak minősítése a hulladéklerakásból származó szennyeződésekre – In: Kerényi A.: Tájvédelem, Pedellus Tankönyvkiadó, Debrecen, 184p.
- FAZEKAS I. (2005) Települési szilárd hulladékok kezelése. Debreceni Egyetem, Környezettudományi Tanszékcsoport, Debrecen 155p.
- FAZEKAS I. (2006) Hajdú-Bihar megye területének szennyezés-érzékenységi térképezése, és kistájainak minősítése a hulladéklerakásból származó szennyeződésekre – In: Csorba P. szerk.: Egy szakmai életút eredményei és színhelyei. Tiszteletkötet Martonné Dr. Erdős Katalin születésnapjára, Debrecen, pp. 171-188.
- FAZEKAS I. (2006) Az Európai Unió környezetvédelmi politikája és a magyar integráció. Kossuth Egyetemi Kiadó, Debrecen, 168p.
- FAZEKAS, I. – PÁZMÁNYI, S. (2001) Sensitivity Study for the Emplacement of Solid Refuse of Settlements on Territories Aggraded with River-Water Sediment. Acta Geographica Debrecina 1999-2000, Tomus XXXV. Debrecen, pp. 67-82.
- FEHÉR L. (1984) Veszélyes hulladékok. Műszaki Könyvkiadó, Budapest, 320p.
- HORVÁTH ZS. (1985) Települési szilárd hulladékok környezetkímélő elhelyezésének környezetföldtani szempontjai. Hidrológiai Közlöny, Budapest 1985/2, pp. 85-88.
- PINCZÉS Z. (1989) A tájak érzékenysége szilárd, folyékony és iszapszerű szennyeződésre. Ökorendszerek és tájvédelem – kutatási jelentés, Debrecen, pp. 26-33.
- SENG, H. (1974) Standortbeurteilung bei Deponien. Müll und Abfall H5. pp. 147-156.
- SZABÓ I. (1999) Hulladékelhelyezés. Miskolci Egyetemi Kiadó, Miskolc, 440p.

Kiss Péter¹ – Dr. Jánosi Imre Miklós²

Az európai szélpotenciál korlátai

Abstract

Wind field statistics is evaluated from the ERA-40 data bank covering a period of 44 years with a temporal resolution of 6 hours. Instantaneous wind speed values are provided in geographic cells of size $1^\circ \times 1^\circ$ (lat/long) for surface (10 m) and 1000 hPa pressure heights. Potential wind power generation is estimated in two steps. Firstly, wind speed at hub height is estimated from surface data based on the statistical analysis of the wind and geopotential records for 1000 hPa pressure level. Secondly, the wind speed values are transformed by an idealized power curve fitted for measured data. The model time series are fed into various hypothetical electric networks, technical issues are not considered. The main quantity of interest is the aggregated output from the networks. A reference power time series is determined for a static network connecting each continental site and an envelope of 1° around the coastline (representing off-shore locations) over Europe. This time series exhibits a very low long-time average value and a marked annual periodicity. Wind power integration over limited areas results in higher average output at the expense of stronger fluctuations. The long-range spatial correlations of the wind field limit the level of fluctuations strongly which cannot be eliminated neither by an increase of the area of integration nor by dynamic control. This study is fully conceptual, however it reveals the ultimate limitations of wind power availability over Europe.

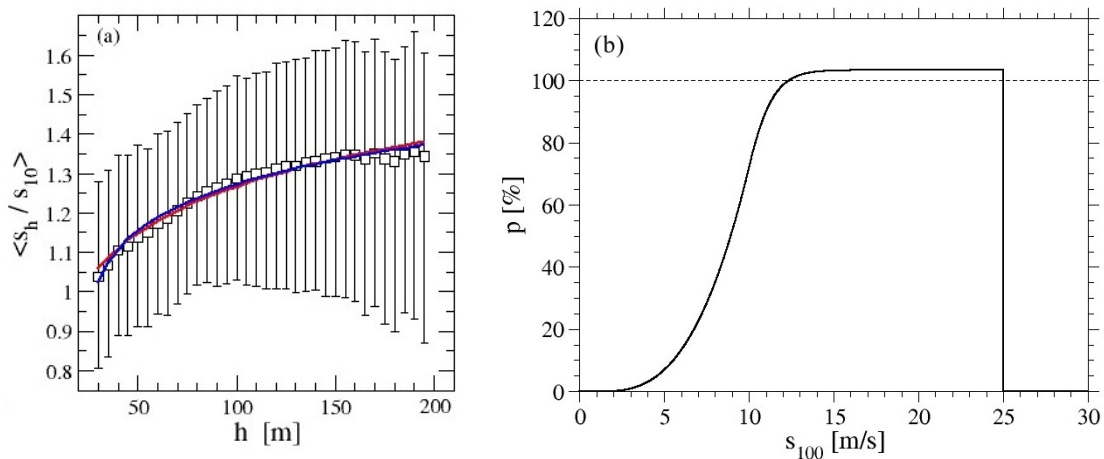
A szélenergiával kapcsolatos szkepticizmus nagy része onnan ered, hogy a „nyersanyag”, a szél nem áll mindig rendelkezésre. Ismeretes, hogy a szélenergia-termelés időbeli fluktuációi csökkenthetők távolabbi szélfarmok összekapcsolásával (LANDBERG, L. 1997; GIEBEL, G. 2007), habár ez inkább igaz rövidtávon (másodperces, perces időskálán), mint középtávon, azaz néhány órás, napi skálán (ACKERMANN, T. – SÖDER, L. 2002). A szélerőművek ilyen összekapcsolása számos technikai problémát felvet (LUND, H. 2005), azonban ezektől eltekintve a szélmező statisztikai tulajdonságai is komoly korlátokat szabnak egy pusztán szélerőművekből álló hálózat működésére. Utóbbi nézőpontból kívánjuk megvizsgálni az európai lehetőségeket: különböző stratégiákat követve idealizált statikus, illetve dinamikus, egész Európát lefedő szélerőmű hálózatok statisztikai tulajdonságait mutatjuk be. Ezen tanulmány részletesebb formában is elérhető (KISS, P. – JÁNOSI, I. M. 2008).

Vizsgálatainkhoz az ECMWF (European Centre for Medium-Range Weather Forecasts) ERA-40 reanalízis (UPPALA, S. M. et al. 2005) szél adatait használtuk fel: két magassági szinten, 10 m-rel a talaj felett, illetve az 1000 hPa-os nyomásszinten a szélerősség-, valamint az 1000 hPa-os nyomás szint geopotenciális magasság adatai álltak rendelkezésünkre. Az adatbázis $1^\circ \times 1^\circ$ -os (szélesség \times hosszúság) térbeli, és 6 órás időbeli felbontással pillanatnyi értékeket tartalmaz 1958. 09. 01. 00 UTC-től 2002. 08. 31. 18 UTC-ig. Az említett fizikai mennyiségek adatbázisban szereplő értékei reprezentatívnak tekinthetők az adott $1^\circ \times 1^\circ$ -os cellára vonatkozóan.

¹ Kiss Péter Eötvös Loránd Tudományegyetem, Komplex Rendszerek Fizikája Tanszék, Budapest E-mail: kisspeter@complex.elte.hu

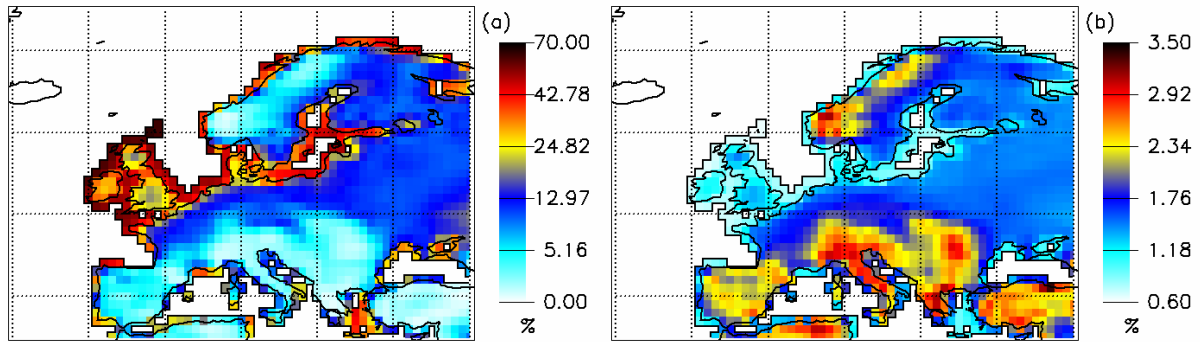
² Dr. Jánosi Imre Miklós. Eötvös Loránd Tudományegyetem, Komplex Rendszerek Fizikája Tanszék, Budapest; University of Minnesota, Institute for Mathematics and its Applications, USA E-mail: janosi@lecco.elte.hu

A hipotetikus szélerőművek pillanatnyi teljesítményének becslését két lépésben végeztük a következő módon. Először a 10 m-rel a talaj felett mért szélességet (s_{10}) átszámoltuk a torony magasságában (feltevés szerint 100 m-rel a talaj felett) mért szélességre (s_{100}). Ennél a lépésnél egy, az európai szárazföldi területek felett mért globális empirikus szélprofil használtunk fel (1.a ábra). Utóbbi a két magassági szinten mért szélerősség adatokat összevetve kaptuk. Egyszerű becslésként az adódott, hogy $s_{100} = 1.28 \cdot s_{10}$. A kapott szélprofil nem illeszthető tökéletesen az irodalomban gyakran használt logaritmikus (TENNEKES, H. 1973), illetve hatványfüggvény (SEDEFIAN, L. 1980) profilokkal. Második lépésben a torony magasságában mért szélességet átszámoltuk pillanatnyi teljesítményé. Ehhez az 1.b ábrán látható – két, Mosonszolnok mellett telepített, 600 kW-os Enercon E-40 turbina adataira illesztett – empirikus teljesítmény-görbét használtuk fel. A teljesítményt pillanatnyi kapacitás faktorban (kihasználási tényező) adjuk meg, azaz a névleges teljesítményhez képest százalékban kifejezve. Mivel a piacon elérhető szélerőművek teljesítménygörbéi igen hasonlóak – beleértve a karakterisztikus sebességeket is – (<http://www.enercon.de>, <http://nordex-online.com>, <http://www.vestas.com>), ezért így lehetőség nyílik arra, hogy elméletben különböző szélerőműveket használjunk. Mindkét fent leírt lépésben jelentős hibát viszünk a számolásba (BURTON, T. et al. 2001), ami számszerűen ugyan befolyásolja a következő eredményeket, azonban a kvalitatív képet nem változtatja meg.



1. ábra. Szélesség arány profil az 1000 hPa-os nyomásszint magasságának függvényében (a). A piros görbe a logaritmikus-, a kék a hatványfüggvény illesztést jelöli. A felhasznált idealizált teljesítménygörbe (b)

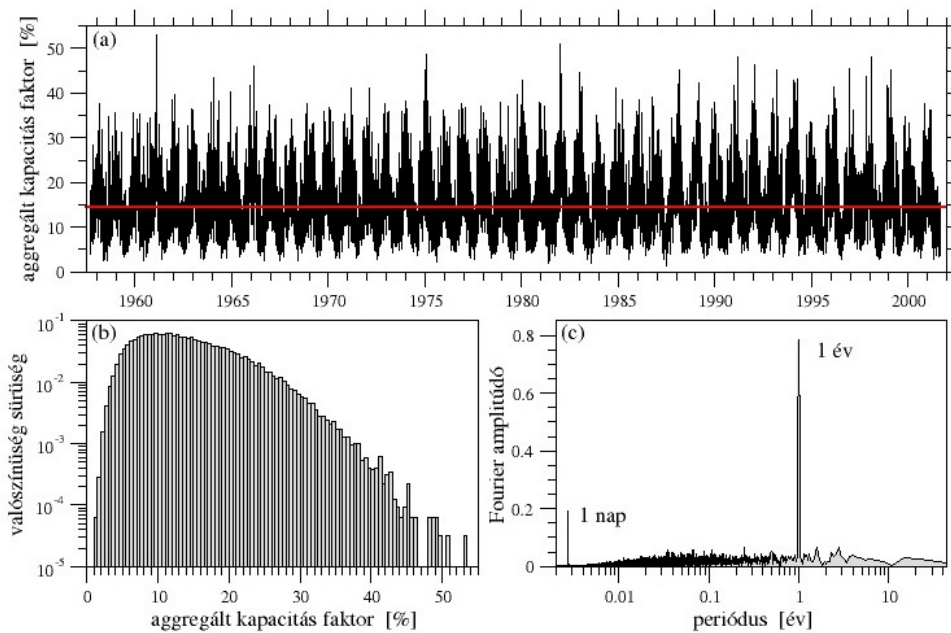
A fent leírt módon a szélerősség adatbázisból teljesítmény idősorokat állítottunk elő. Az átlagos kapacitás faktor, illetve a teljesítmény variációs együtthatója (standardizált szórása) a 2. ábrán látható, amelyen csak a továbbiakban vizsgált, szélerőművek telepítésére esetlegesen alkalmas területet tüntettük fel (1325 cella). Jól látszik, hogy a szélenergia-termelésre legalkalmasabb területek az Atlanti-óceánban, Európa nyugati partjainál helyezkednek el.



2. ábra. A 44 éves szélteljesítmény idősorok átlaga kapacitás faktorban kifejezve logaritmikus skálán (a), illetve variációs együtthatója lineáris skálán (b)

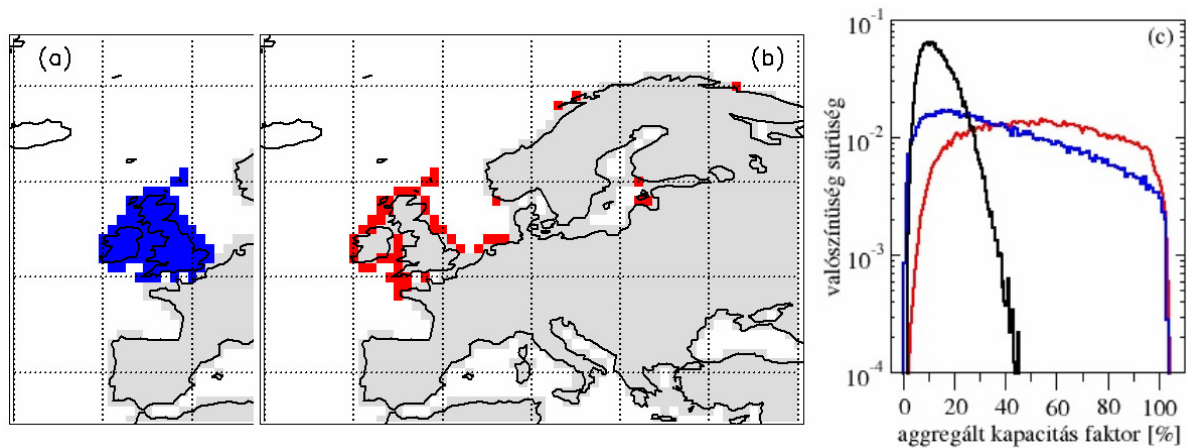
Továbbá a 2.b ábrán az is jól látszik, hogy a szélteljesítmény igen erős időbeli ingadozást mutat. A szárazföldi területek felett ez a domborzat hatása miatt fokozottabban jelentkezik, azzal együtt, hogy az átlagos teljesítmények alacsonyabbak.

A következőkben – referenciaként a további vizsgálatokhoz – képzeljük el, hogy a teljes kontinenst (a 2. ábrán szereplő terület) lefedjük cellaként azonos szélerőművekkel, amelyek egy veszteségmentes hálózatba vannak kötve (veszteséget a további számolásoknál sem veszünk figyelembe). Ez a feltevés nem realisztikus, azonban a célunk egyelőre egy referencia helyzet kiértékelése. A 3. ábrán látható a teljes hálózatra összegzett pillanatnyi szélteljesítmény idősora, sűrűségfüggvénye és Fourier-spektruma. Az átlagos kapacitás faktor mindössze 14,4% (6,8%-os szórás mellett), ami jóval az optimális, part menti helyeken mérhető alatt marad (PRYOR, S. C. – BARTHELMIE, J. R. 2001). Az összegzett szélteljesítmény erős éves periodicitást mutat, azonban e mellett igen erősek a fluktuációk – az év tetszőleges napján előfordulhat alacsony (<10%) és magas (>20%) aggregált teljesítmény is. A 44 éves időszak alatt az abszolút minimum 1,1%, az abszolút maximum 53,1% volt, az eloszlás pedig láthatóan távol áll a normálistól.



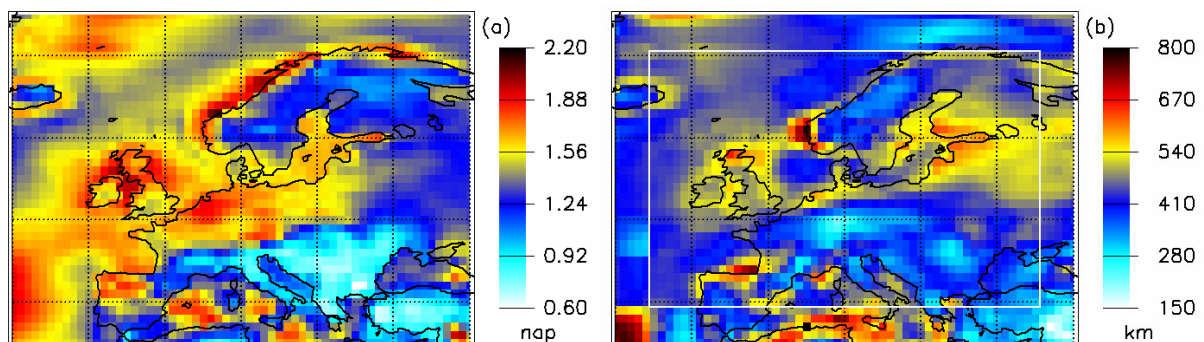
3. ábra. Az 1325 cellára (2. ábra) összegzett szélteljesítmény idősora (a), sűrűségfüggvénye (b), illetve Fourier-spektruma (c). A 44 éves átlagot (14,4%) piros vonal jelöli az (a) ábrán

Az egész földrészt a fenti módon statikusan összekötve láthatóan nem kapunk optimális – stabil, hatékonyan működő – széltermő-hálózatot. Felmerül a lehetőség, hogy egy szűkebb területet összekötve, a szélcsendesebb kontinentális területeket kihagyva optimálisabb hálózatot kapunk. Két ilyen területet vizsgáltunk meg (4. ábra). Nagy-Britannia esetében az átlagos kapacitás faktor 41,0%-nak adódott (25,9%-os szórással), míg az 50 leggyakrabban névleges teljesítményen működő cellát összekötve az átlagos kapacitás faktor 53,8%-nak adódott (24,3%-os szórással). A 4. ábra valószínűségeloszlásait megvizsgálva látható, hogy a megnövekedett átlagos teljesítménnyel együtt a fluktuációk is jelentősen megnöttek.



4. ábra. Nagy-Britanniára (kék, (a) térkép), illetve az 50 leggyakrabban névértéken működő cellára (piros, (b) térkép) összegzett teljesítmény sűrűségfüggvénye (c). A (c) ábrán referenciaként a teljes kontinensre összegzett teljesítmény sűrűségfüggvényét feketével jelöltük (meg egyezik a 3.b ábrával)

Ezen viselkedés okai a szélmező korrelációs tulajdonságaiban keresendők (5. ábra): időben gyorsan lecsengő korrelációt tapasztalunk, míg térben nagy területek korreláltak. Mind az egyes földrajzi helyekhez tartozó idősorok autokorrelációs függvénye, mind a térbeli lineáris kapcsolatot kifejező különböző földrajzi helyek között számolt korrelációs együttható exponenciális lecsengést mutat az idő, illetve a földrajzi távolság függvényében. A lecsengés karakterisztikus ideje 0,6–2,2 nap között változik, míg a karakterisztikus távolság átlagosan 500 km körüli. Ezért csak igen távoli helyeken lévő széltermők teljesítményei tekinthetők függetleneknek – csak távoli pontokat összekötve csökkenthetők az időbeli fluktuációk.

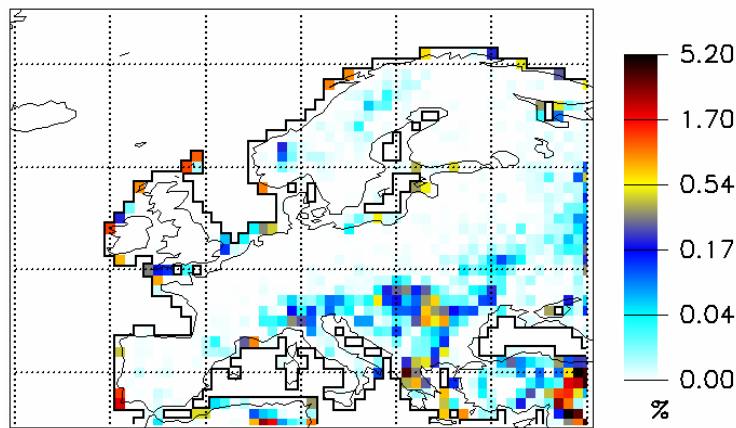


5. ábra. A széltermők teljesítmény idősorok autokorrelációjának karakterisztikus lecsengési ideje (a), illetve a térbeli korrelációk lecsengésének karakterisztikus távolsága (b)

Felmerül a lehetősége annak, hogy ha az egyes földrajzi helyekre különböző névleges kapacitású szélfarmokat telepítünk, akkor tovább csökkenthetők az aggregált széltermők

fluktuációi. A kérdés ebben az esetben az optimális konfiguráció, azaz a névleges kapacitások földrajzi kiosztása, amelyre az összegzett széltejesítmény fluktuációi minimálisak.

A probléma formálisan feltételes optimalizáció (PARDALOS, P. M. et al. 2000), ahol az egyes rendelkezésre álló (i -edik) cellához tartozó, névleges kapacitással arányos $0 \leq w_i \leq 1$ súlyokat kell megkeresnünk. Az egyes konfigurációk összehasonlíthatóságához a súlyokat normálni kell: $\sum_i w_i = 1$, ahol $i = 1, \dots, 1325$. A minimalizálandó mennyiség a w_i súlyokkal képzett aggregált teljesítmény variációs együtthatója. A megoldáshoz egy iteratív Monte Carlo algoritmust használtunk ($w_i = 1/1325$ kezdeti konfigurációval), ami ugyan nem szolgáltatott globális minimumot, de jól szemlélteti a megoldás jellegét. A kapott konfiguráció a 6. ábrán látható: az energiatermelés jelentős részét néhány atlanti-óceáni állomás adja, aminek a fluktuációit távoli – enyhe antikorrrelációt mutató – pontokban elhelyezett óriási kapacitások csökkentik. Az így kapott átlagos kapacitás faktor 14,9%, 4,2%-os szórással. Azaz a variációs együttható 0,28-ra mérsékelhető (a referencia hálózat esetében 0,47).

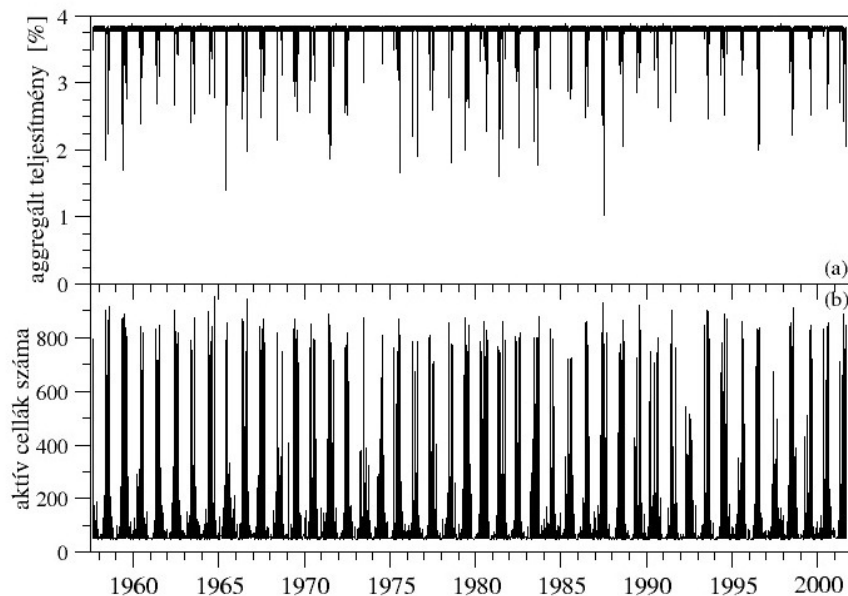


6. ábra. Sztochasztikusan optimalizált hipotetikus szélerőmű konfiguráció. A színek az egyes cellákba telepítendő névleges kapacitást jelölik az összesen telepített kapacitás százalékában. Logaritmikus skálát használtunk

A fentiekből kitűnik, hogy statikus módon nem hozható létre egy stabil teljesítményt nyújtó, hatékony szélerőmű-hálózat. Felmerül a kérdés, hogy dinamikus hálózatkezeléssel stabilizálható-e egy pusztán szélerőművekből álló hálózat. Alacsonyabb célt kitűzve, a teljes névleges kapacitás 3,8%-át előírva (50 cella üzemel névleges teljesítményen) kiderül, hogy dinamikus hálózatkezeléssel sem lehet az összegzett teljesítményt stabilan tartani. Előfordulnak szélcsendes időszakok (főként nyáron), amikor egész Európa felett nincs jelentős szél. A számolásoknál feltettük, hogy a kontinens teljes területe veszteség nélkül összeköthető, minden cellában azonos névleges kapacitás található, és egy központban a pillanatnyi széladatok alapján az előírt teljesítmény eléréséig (ha ez lehetséges) az éppen aktuális legjobb cellákat kapcsolják a hálózatba. A 7. ábrán látható az aggregált teljesítmény időszora, illetve a hálózatba kapcsolt cellák száma.

A fentiekben különböző modellek segítségével, az ERA-40 szélereősség adatait felhasználva megvizsgáltuk, hogy Európában létre lehet-e hozni stabil, hatékonyan működő szélerőmű hálózatot. Összegzésként elmondhatjuk, hogy a szél adatok erős térbeli korreláltsága miatt az aggregált teljesítmény fluktuációi még kis hatékonyság – alacsony átlagos kapacitás faktor – mellett sem csökkenthetők tetszőleges mértékben. Dinamikus hálózatkezeléssel ugyan létre lehet hozni nagyrészt stabil hálózatot, de ez sem mentes a globális szélcsendes viszonyok miatt bekövetkező hirtelen teljesítménykiesésektől.

Köszönetet mondunk az Országos Meteorológiai Szolgálatnak az ERA-40 adatbázishoz való hozzáféréért. Ezen munka elkészültét támogatta az Európai Bizottság DG RTD EST Programja “Tackling Complexity in Science” (No. 043363), valamint az OTKA (NK72037). Továbbá J. I. M. köszönetet mond a Magyar Tudományos Akadémia Bolyai János kutatói ösztöndíjért.



7. ábra. Egy egész Európát lefedő, dinamikusan vezérelt hálózat aggregált teljesítmény időszora a teljes telepített kapacitás százalékában kifejezve (a), ahol az előírányzott teljesítmény 3,8% (50 cella névértéken). A hálózatba bekapcsolt cellák száma (b)

Irodalom

- ACKERMANN, T. – SÖDER, L. (2002) An overview of wind energy-status 2002. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 6, pp. 67-127. DOI: 10.1016/S1364-0321(02)00008-4
- BURTON, T. – SHARPE, D. – JENKINS, N. – BOSSANYI, E. (2001) *Wind Energy Handbook*. John Wiley & Sons, Chichester, pp. 1-617.
- GIEBEL, G. (2007) A variance analysis of the capacity displaced by wind energy in Europe. *Wind Energy*, 10, pp. 69-79. DOI:10.1002/we.208
- KISS, P. – JÁNOSI, I. M. (2008) Wind power availability over Europe. *Wind Energy*, beküldve
- LANDBERG, L. (1997) The availability and variability of the European wind resource. *International Journal of Sustainable Energy*, 18, pp. 313-320. DOI: 10.1080/01425919708914326
- LUND, H. (2005) Large-scale integration of wind power into different energy systems. *Energy*, 30, pp. 2402-2412. DOI: 10.1016/j.energy.2004.11.001
- PARDALOS, P. M. – ROMEIJN, H. E. – TUY, H. (2000) Recent developments and trends in global optimization. *Journal of Computational and Applied Mathematics*, 124, pp. 209-228. DOI: 10.1016/S0377-0427(00)00425-8
- PRYOR, S. C. – BARTHEMLIE, R. J. (2001) Comparison of potential power production at on- and offshore sites. *Wind Energy*, 4, pp. 173-181. DOI: 10.1002/we.54
- SEDEFIAN, L. (1980) On the vertical extrapolation of mean wind power density. *Journal of Applied Meteorology*, 19, pp. 488-493.
- TENNEKES, H. (1973) The logarithmic wind profile. *Journal of Atmospheric Sciences*, 30, pp. 234-238.
- UPPALA, S. M. – KÅLLBERG, P. W – SIMMONS, A. J. – ANDRAE, U. – DA COSTA BECHTOLD, V. – FIORINO, M. et al. (2005) The ERA-40 re-analysis. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 131, pp. 2961-3021. DOI:10.1256/qj.04.176

Dr. Lenti István¹ – Kondor Attila²

Az “energia fűz” (*Salix viminalis* L.) Magyarországi elterjedése és termesztésének problémái

Abstract

The utilisation of renewable energy sources have come to front with the decreasing fossil fuel stocks, the unsolved problems and fears of nuclear energy and so the cumulating energy dependence.

In 2003 the renewables had a 3.6% (TAR F. et al. 2005) share of total energy use. With the signing of the Kyoto Protocol and as part of the EU integration Hungary undertook to double this figure by 2010 (BRAUN A. et al. 2005).

From the renewable energy sources our greatest potential in the biomass (BAI A. et al. 2005), as Hungary has very good endowments to produce biomass. Plants recognised as biomass the Energy Willow (*Salix viminalis* L.) has outstanding values. The production of energy corps receives direct payments.

Claimed support for Energy Willow is one the least utilized in relation to the total area. Our study showed that payments for Energy Willow proved to be an incentive only in areas with poor soil where the growing of energy corps is more profitable than other arable corps. These lands had 25.4 t/ha yield in 2006.

The expected growth rate of energy plantations will be low, according to the low rate of subsidy intensity (40–60%).

The uncertainty of direct area payments decreases the calculability that cuts back the favour of investment in short rotation forestry planting.

1. Bevezetés

A megújuló energiaforrások hasznosítása egyre inkább előtérbe kerül a fosszilis energiahordozó készletek csökkenése, valamint az atomenergiával kapcsolatos félelmek és megoldatlan problémák miatt. Napjainkban egyre fontosabb biztonságpolitikai kérdés az Unió energiával való ellátása és a harmadik országoktól való energiatülszórás csökkentése. Előrejelzések szerint az energiainport kitettség az elkövetkező két évtizedben jelentősen nőni fog. Földgázból 2020-ig elérheti a 70% nagyságrendet is.

Annak ellenére, hogy viszonylag hosszú múltra tekint már vissza a megújuló energiaforrások használata, ma még világméretben is meglehetősen szerény a részesedése az összenergia felhasználásból.

A 2003. évi állapot szerint Magyarországon az összes energiatülszórásból a megújuló energiahordozó-felhasználás 3,6%-os részarányt képvisel. A Kyotói Jegyzőkönyvben és az Európai Unióhoz való csatlakozási folyamat kapcsán Magyarország vállalta, hogy ezt az értéket 2010-ig megduplázza (BRAUN A. 2005).

¹ Dr. Lenti István Nyíregyházi Főiskola, Műszaki és Mezőgazdasági Főiskolai Kar, Nyíregyháza
E-mail: istvanlenti@mailbox.hu

² Kondor Attila Mezőgazdasági és Vidékfejlesztési Hivatal Szabolcs-Szatmár-Bereg Megyei Kirendeltsége, Nyíregyháza
E-mail: kondor.attila@mvh.gov.hu

Magyarországon a megújuló energiaforrások közül az egyik legnagyobb potenciállal a biomassza rendelkezik, hiszen hazánkban igen jó természeti adottságai vannak a biomassza energetikai célú hasznosításához (BAI A. et al. 2005).

A biomassza előállításához használt növények között helyet követel magának egy régi új növényfaj is az „energia fűz” (*Salix viminalis* L.), amely rendelkezik az energetikai céllal termesztett növények két igen fontos tulajdonságával: gyorsan növekszik és magas az égéshője. Az ismeretek szerint ez a klón 3–5 cm-t képes naponta növekedni, s fajlagos hozama 20–40 t/ha/év. Magas szalicil alkohol tartalmának következtében jó fűtőértékkel rendelkezik, vessejének égéshője 29,2 MJ/kg (KISS E. 2005).

2. Energetikai céllal termesztett növények támogatásának szabályozása

2.1. Egységes területalapú (SAPS) és az ezekhez kapcsolódó kiegészítő nemzeti támogatások (top-up) az energianövények tekintetében

Az EU-s támogatáspolitikát alapját adó jogszabályok és rendeletek egyértelműen meghatározzák azon növényi kultúrák körét, amelyek mezőgazdasági területeken előállíthatók és energetikai céllal hasznosíthatók. Ennek értelmében energianövényként értelmezhető, a

- közlekedési ágazatban bio-üzemanyagok vagy egyéb megújuló üzemanyagok, bio-üzemanyagnak minősülő termékek,
- továbbá a biomasszából előállított villamos- és hőenergia,

mint energiatermékek előállítására szolgáló növények.

A fent meghatározott energianövények termesztéséhez nyújtott támogatás bevetett hektáronként legfeljebb 45 EUR évente, melyet közösségi szinten mintegy 1 500 000 hektár támogatott területben van maximalizálva.

Az energianövényekre 2005-ben és 2006-ban is voltak nemzeti kiegészítő támogatások. Ezek a következő növénycsoportokra bomlottak támogatás szempontjából: GOFR növények (búza, kukorica, repce, napraforgó), energiafű és fás szárú energianövény. Energiafű, illetve a különböző gabonakultúrák esetében jár az Unió területalapú támogatás, a SAPS. A gabonanövények esetében jár a gabona szántóföldi top-up támogatás és ezen felül a különböző energianövényekre igencsak eltérő mértékű energiacélú nemzeti kiegészítő támogatás (1. táblázat).

1. táblázat. A támogatott energianövények, azok bázisterülete és a top-up támogatás mértéke 2005-ben (Forrás: Mezőgazdasági és Vidékfejlesztési Hivatal)

Növénycsoport	Támogatás mértéke 2005/2006	Bázisterület (ha)
Búza	6480 Ft/ha / 7600 Ft/ha	16 000
Kukorica		
Őszi káposztarepce		
Napraforgó		
Energiaburgonya, csicsóka, vízi nád, miscanthus	– / 20 000 Ft/ha	–
Energiafű	7680 Ft/ha / 20 000 Ft/ha	10 000
Erdőnek nem minősülő területen létesített rövid vágásfordulójú fásszárú ültetvény	46 591 Ft/ha / 46 900 Ft/ha	2 500

A támogatás igényléséhez a termelőnek először is rendelkeznie kell az elsődleges feldolgozóval kötött szerződéssel, másodsor a betakarított termény leszállításának kötelezettségével – minimum a reprezentatív hozam mértékéig –, erre az adatokat le kell jelenteni a Mezőgazdasági és Vidékfejlesztési Hivatal (MVH) felé. Az idei évtől már a SAPS-ot és a top-up-ot is igényelni kell a vonatkozó növényi kultúrák esetében, hogy energianövény nemzeti kiegészítő támogatást igényelhessenek a termelők.

2007-ben a következő változások történtek a támogatásokban: egységesen 45 €/hektár uniós támogatás jár minden energianövény-kultúra esetében. Kormányzati szintű cél, hogy 7–8 millió tonna biomassza elsődleges feldolgozását segítő technológiai berendezések beszerzését támogassa. A támogatási ciklus végére, azaz 2013-ra 90 ezer hektár fás szárú energiaültetvény telepítése lesz támogatható. (SZEVERICS Á. 2006).

Az energetikai célból termesztett növények termesztéséhez nyújtható kiegészítő támogatás (energia top-up) igénybevételének feltételeinek együttes fennállása esetén nyerhető el a kért támogatás. Ezek a feltételek a következők:

- a) a terület az egységes területalapú támogatásra jogosult;
- b) a termelő a területen energianövényt termeszt, melyet energetikai célra használnak fel;
- c) fás szárú energetikai ültetvények esetén a telepítése megtörtént, és rendelkezik a Mezőgazdasági Szakigazgatási Hivatal által kiállított, a telepítés teljesítéséről szóló hatósági bizonyítvánnyal;
- d) a termelő rendelkezik elismert piaci szereplővel kötött szerződéssel, illetve saját célú felhasználás esetén nyilatkozattal.

A regisztrált energianövény felvásárlók listája az MVH honlapján megtalálható. 2007-ben ezen a listán 183 felvásárló és 14 feldolgozó került regisztrálásra.

2.2. Fás szárú energetikai ültetvények létesítéséhez nyújtott támogatás

A fás szárú energetikai ültetvény fogalmát a 71/2007 (IV.14.) kormányrendelet vezette be, ezzel elválasztva azt szántóföldi növénytermesztés és az erdőgazdálkodás fogalmától. A rendelet értelmében fás szárú energetikai ültetvény a 45/2007 FVM rendeletben meghatározott fajú, illetve fajtájú fás szárú növényekkel létesített, biológiai energiahordozó termesztését szolgáló növényi kultúra, amelynek területe az 1500 m²-t meghaladja.

A kormányrendelet a fás szárú energetikai ültetvény alábbi típusait különbözteti meg:

- a) sarjzattatásos: a külön jogszabály szerinti igazolás alapján sarjzattatásos technológiával művelhető, energetikai célú hasznosításra nemesített vagy arra alkalmas, külön jogszabályban meghatározott fajokból álló ültetvény, ahol az ültetvény vágásfordulója (letermelési gyakorisága) nem haladja meg az öt évet;
- b) hengeres: minden olyan fás szárú energetikai ültetvény, amely nem sarjzattatásos és az ültetvény vágásfordulója (letermelési gyakorisága) nem haladja meg a tizenöt évet.

Sarjzattatásos típusú fás szárú energetikai ültetvény kizárólag nyár, fűz és akác fajokból létesíthető, továbbá a védett természeti területen, valamint a védett természeti területnek nem minősülő Natura 2000 területen fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) telepítése nem engedélyezhető.

A fás szárú energetikai ültetvény telepítésével és megszüntetésével összefüggő hatósági feladatokat a Mezőgazdasági Szakigazgatási Hivatal területi szerve látja el.

A fás szárú energetikai ültetvények üzemeltetéshez nyújtott támogatás célja, hogy hozzájáruljon az élelmiszer-termékpályák stabilizálásához a nem élelmiszeripari növények termesztésére történő áttéréssel, az alternatív, a termőhelyi adottságokhoz igazodó

kultúraválasztási lehetőséget biztosítson, mérsékelje a szél- és vízerózió, illetve a belvizek okozta károkat, az energetikai célú faanyag biztosításával hozzájáruljon a megújuló energiaforrások minél szélesebb körben való használatának elterjesztéséhez, mérsékelje az erdészeti potenciál túlzott energetikai célú használatára irányuló nyomást, a betakarítási, telepítési műveletekkel foglalkoztatási lehetőséget biztosítson a vidéken élő, alacsony képzettségű munkaerő részére, valamint hogy hozzájáruljon a vidéki lakosság életszínvonalának javításához.

A támogatás vissza nem térítendő támogatás, a támogatási intenzitások megegyeznek az évelő, lágyszárú energianövények termesztéséhez nyújtott támogatásával (40–50-maximum 60%).

3. Az „energia fűz” gazdasági ösztönzésének problémái

Az energianövények termesztéséhez nyújtott közvetlen területalapú támogatással érintett terület egy év alatt közel ötvenszeresére emelkedett. Az egyik legnagyobb mértékű növekedés Szabolcs-Szatmár-Bereg megyében volt, ahol a korábbi 64,3 hektárral szemben 2007-ben 3386 ha területen folyt energianövény-termesztés. Ennek legfőbb oka a szántóföldi energianövények termesztésbe vonása. Változatlan ösztönzési viszonyok mellett ekkora mértékű növekedés a jövőben nem várható.

A fás szárú energiaültetvények („energia fűz” és energiaakác) tekintetében elmondható, hogy a támogatással érintett területek nagysága több mint 20%-kal emelkedett, ami az ültetvény magas beruházási értékét tekintve igen jó eredménynek tekinthető.

Az „energia fűz” termesztésével érintett területek vizsgálatát Szabolcs-Szatmár-Bereg megyében végeztük. A mintaterület kiválasztásának elsődleges szempontja az országos viszonylatban is kiemelkedő mértékű, „energia fűzzel” hasznosított területnagyság volt.

Az „energia fűz” termesztéséhez használt területek megoszlását településenként, valamint a termesztésbe vont területek talajtípusait a 2. táblázat foglalja össze.

2. táblázat. „Energia fűz” termesztéssel érintett területek Szabolcs-Szatmár-Bereg megyében (Forrás: Mezőgazdasági és Vidékfejlesztési Hivatal)

Település	Terület (ha)	Talajtípus
Mátészalka	43,66	rétláp talaj
Érpaták	0,5	Futóhomok
Kisvarsány	2,1	rétláp talaj
Paszab	4,55	öntési réti talaj
Szakoly	4,4	barna erdőtalaj
Összesen	55,21	

A fenti táblázat jól szemlélteti, hogy Szakoly település kivételével „energia fűzet” csak folyómenti, valamint a vízállásos területeken és futóhomokon termesztnek.

Az „energia fűz” a nedvesebb, nyirkosabb magasabb vízállású területeket kedveli, olykor elviseli, ha rövidebb ideig vízben áll. Eme tulajdonságának köszönhetően a kedvezőtlen adottságú területeken, ahol a kevésbé eredményes, mégis szükséges a mezőgazdasági termelés – vagy környezetvédelmi okokból, vagy azért, mert az ott élő lakosság egyébként csak nagy nehézségek árán találna munkalehetőséget – ott megfelelő támogatási szint mellett alternatív megoldást jelent a föld használat során a hagyományosan termesztett növényfajok mellett.

Szakolyi telepítések jól példázzák azt, hogy az ültetvények létrehozásának a kedvezőtlen talajadottságok mellett egy lényeges motiváló ereje lehet az adott térségben létesített, magas biomasszaalapanyag-igényű erőművek telepítése, valamint az ehhez kapcsolt támogatások is.

Ezek alapján megállapítható, hogy az „energia fűz” termesztés közvetlen támogatásának hatékonysága meghatározott körülményekre korlátozódik.

Megvizsgáltuk az „energia fűz” ültetvények fekvését és az elismert „energia fűz” biomasszát feldolgozók elhelyezkedését, valamint azok 20 km-es vonzáskörzetét.

A vizsgálat során arra a megállapításra jutottunk, hogy az ültetvények meghatározó többsége (Mátészalka, Paszab, Kisvarsány) nem esik bele a feldolgozók által lefedett területekbe. Ez azért jelent problémát, mert a szállításnak magas fosszilis energia igénye van, valamint növeli a CO₂ kibocsátást. Továbbá a feldolgozóig történő beszállítás jelentős többletköltséget jelent, amely csökkenti az ültetvény jövedelmezőségét és megnöveli a telepítési költségek megtérülési idejét.

Az „energianövény” termesztéshez kötött közvetlen területalapú nemzeti kiegészítő támogatásokat az adott évben megjelenő FVM rendelet szabályozza, azaz a szabályozás csak 1 évet érint. Ez azt jelenti, hogy akár egy év alatt változhat a támogatás feltétele és mértéke jogszabály módosítás nélkül is. Ez igen nagy bizonytalansági tényező, ami jelentős mértékben növeli a több éves fás szárú energiaültetvények termesztésének kockázatát. A közvetlen támogatások kiszámíthatatlansága megnehezíti a tervezhetőséget és csökkenti a beruházási kedvet.

A rövid vágásfordulójú fás szárú energiaültetvények telepítéséhez nyújtott támogatás jogszabály szerint meghatározott mértéke a beruházás összes elszámolható kiadásának 40%-a. Beruházások növekedésére gyakorolt hatását tekintve (3. táblázat) a jelenlegi szint mellett nem várható az energiaültetvények telepítésének intenzív növekedése.

3. táblázat. A támogatás arányának a beruházások növekedésére gyakorolt hatása

Támogatás aránya	Beruházásokra gyakorolt hatás
70%-	igen gyors növekedés
50-70%	gyors növekedés
40-50%	mérsékelt növekedés
30-40%	jelenlegi szint fenntartása, lassú növekedés
-30%	jelenlegi szint fenntartása

Ha figyelembe vesszük a nem elszámolható költségeket is, akkor világossá válik, hogy a támogatás a felmerülő összes költség alig több mint 35%-a. Ez igen alacsony támogatási intenzitás. A kitűzött energiapolitikai célok eléréséhez a támogatási intenzitás növelése szükséges.

Végezetül az energia ültetvények gazdasági ösztönzésének egy nem kívánt hatására hívnánk fel a figyelmet. A támogatások által generált fokozott biomassza felhasználás csökkenti a környezeti kockázatot, mivel csökken az üvegházhatást okozó gázok kibocsátása, ugyanakkor növeli is azt a monokultúrás termelés kockázatai miatt.

4. Összefoglalás

A megújuló energiaforrások hasznosítása egyre inkább előtérbe kerül a fosszilis energiahordozó készletek csökkenése, valamint az atomenergiával kapcsolatos félelmek és megoldatlan problémák, valamint az egyre fokozódó energiafüggőség miatt.

A 2003. évi állapot szerint Magyarországon az összes energiafelhasználásból a megújuló energiahordozó-felhasználás 3,6%-os részarányt képvisel (TAR F. et al. 2005). A Kyotói Jegyzőkönyben és az Európai Unióhoz való csatlakozási folyamat kapcsán Magyarország vállalta, hogy ezt az értéket 2010-ig megduplázza (BRAUN A. et al. 2005).

Megújuló energiaforrásunk közül a legnagyobb potenciállal a biomasszával rendelkezünk (BAI A. et al. 2005), hiszen hazánkban igen jó természeti adottságok vannak a biomassza előállításához.

A biomasszaként emlegetett növények közül kiemelkedik egy kiváló energiaszolgáltató képességgel rendelkező növényfaj az „energia fűz” (*Salix viminalis* L.). Az energianövények termesztését Magyarországon közvetlen területalapú kiegészítő támogatásban részesítették.

Az energianövény-támogatása szempontjából az „energia fűz” a bázisterülethez viszonyítva a legalacsonyabb kihasználtsággal rendelkező növények egyike. Az „energia fűz” ültetvények elhelyezkedésének vizsgálatakor megállapítottuk, hogy eme növény esetén csak ott bizonyult ösztönzőnek a közvetlen területalapú támogatás, ahol a rossz talajadottságok miatt az energianövények termesztése nyereségesebb, mint más szántóföldi növényé. Az „energia fűzből” e termőterületeken 2006-ban 25,4 t/ha-t termeltünk.

Az energiaültetvény létesítésének ütemének csak lassú növekedése várható az alacsony (40–60%-os) támogatásintenzitás miatt.

A közvetlen támogatások kiszámíthatatlansága megnehezíti a tervezhetőséget és csökkenti a beruházási kedvet a fás szárú energiaültetvények esetén.

Irodalom

- Bai A. – Farkas S. – Gonczlik A. – Jankowszky Zs. – Kasza Gy. – Kazai Zs. – Kohlheb N. – Máthé L. – Marosvölgyi B. – Prommer M. – Zsuffa M. (2005) Új utak a mezőgazdaságban. Energia Klub Környezetvédelmi Egyesület, Budapest, 62p.
- Braun A. – Dobos G. – Giber J. – Gönczi P. – Somosi L. – Szerdahelyi Gy. – Tombor A. – Varga T. (2005) A megújuló energiaforrások szerepe az energiaellátásban. Gazdasági és Közlekedési Minisztérium, Budapest. 54p.
- Kiss E. (2005) Mérési jegyzőkönyv. Dunaújvárosi Főiskola Természettudományi és Környezetvédelmi Tanszék, Dunaújváros, 3p.
- Szeverics Á. (2006) „Megújuló mezőgazdaság és energetika” konferencia, Szentlőrinc, 2006. október 11.
- MVH tájékoztató az Energia-növények termesztésének AKG és KAT programban való támogathatóságáról. (www.mvh.gov.hu) utolsó hozzáférés: 2007. 09. 30.

Orosz Zoltán¹ – Dr. Fazekas István²

Current situation and expected future of municipal solid waste management in Hungary

Abstarct

Aims, tasks and priorities of medium term development plans of national waste management were defined in the National Waste Management Plan, which was made for the period of 2003–2008 in Hungary. Supporting of the European Union is indispensable for carrying out of plan. The most important areas are related to the developing projects of municipal solid waste treatment (increasing the capacity of landfills, accomplishment of the infrastructure of selective waste collection, building of new composting plants). The national environmental policy does not focus sufficiently on the prevention of waste production. Due to the high expenses of investment and operation the energetic recovery and the incineration of municipal solid waste do not compete with the deposition. We inclined to think that the waste management of Hungary will be deposition-orientated until 2015. The main problems to the next years will be the lack of reprocessing industry of plastic and glass packaging waste. The high number of to-be-recultivated landfills and the attainability of necessary financial sources are also serious problems.

1. Introduction

In the 1990's it was often heard that Hungary had to make up for 25-30 years' backlog of its waste management compared to the most developed Western European countries. Since then the EU legal harmonization has been attained. The Act XLIII of 2000 on waste management and the gradually attached regulations are equivalent with the standard of the European Union. The organization of gathering and treatment of municipal solid waste (MSW) has become obligatory public service since January 2003 for the local authorities. The system of the authorization procedure of waste management has thoroughly changed and the operational conditions of different objects of waste treatment had become strict as well. Through the obligation to supply information of waste producers and waste handlers the image of waste management in Hungary has become more exact recently. The more accurate information system has created the conditions for the base of national, regional and local planning. Hungary made a National Waste Management Plan (NWMP) for the period of 2003–2008.

The aim of this study is to present the current situation of national waste management, its most important trends and the areas which require to be dealt with. To write this article we used the results of our questionnaire about how the inhabitants received selective waste collection. We also used the results of our survey which was made among the regional environmental authorities in 2007. We revealed the domestic experience of waste management projects of the European Union (ISPA). We also analyzed the developing strategy on municipal solid waste management made for the period of 2007–2016 by the

¹ **Orosz Zoltán** *Debreceni Egyetem, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék, Debrecen* E-mail: zolorosz@gmail.com

² **Dr. Fazekas István** *Debreceni Egyetem, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék, Debrecen* E-mail: ifazekas@delfin.unideb.hu

Ministry of Environmental Protection and Water (MEPW) and the aims of the Environment and Energy Operational Programme (EEOP).

2. The quantity and the composition of generated municipal solid waste

The quantity of produced municipal solid waste was between 4.5 and 4.7 million tons per year during the period of 2000–2004 and its volume increased slowly. The minimal favourable changes in consumer habits slightly decreased the growing of consumption. There is an unfavourable change in the proportion of weight/volume of MSW. The reason for this is the growing of light – mainly plastic packaging waste – components.

One third of municipal solid waste is generated in the Central Hungary Region due to the capital, which contributes to this amount with 26%. The number of inhabitants and the specific quantity of waste, which is in connection with the state of development of a region, determinate the quantity of produced municipal solid waste in a region. For example, despite the fewer number of inhabitants more waste is generated in the Central Transdanubia Region than in the Northern Great Plain Region (*Fig.1*).

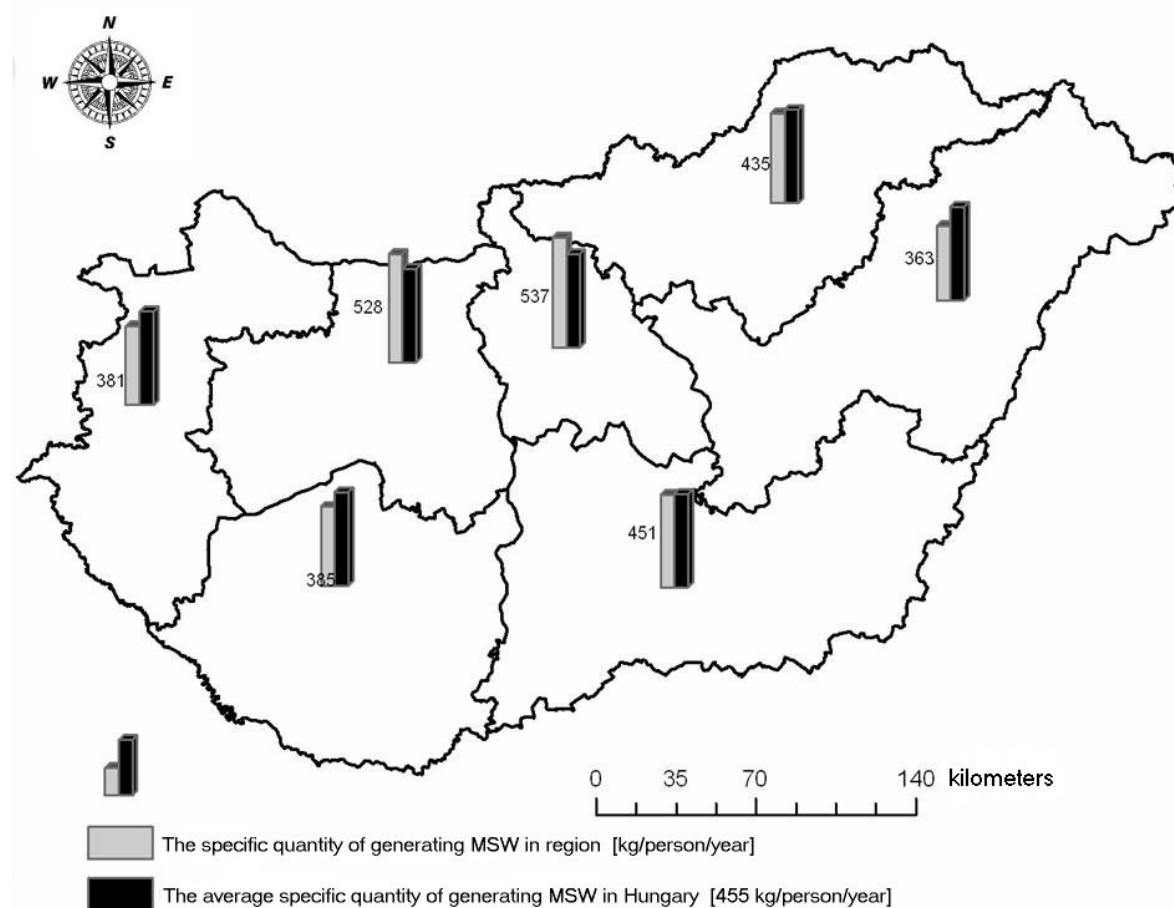


Figure 1. The specific quantity of generated municipal solid waste in regions in 2004 (ed. Orosz, Z.)

The composition of produced municipal solid waste has not changed essentially in the last decade. One third of the waste consists of metal, glass, plastic and paper packaging and the other third is biodegradable organic materials (*Fig.2.*).

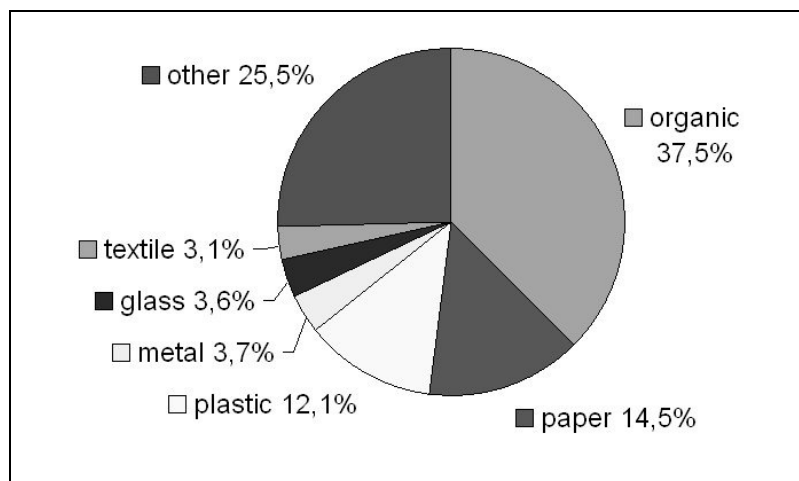


Figure 2. The composition of produced municipal solid waste (Source: A települési szilárd hulladékgazdálkodás fejlesztési stratégiája 2007–2016)

3. Prevention

Waste prevention, which is the first among the priorities of waste management, mainly depends on the technology of manufacturing and the lifetime and the recycling ability of a product. However, it is also necessary to increase the environment friendly consumption habits of the inhabitants. Therefore there is an expectation in the above mentioned strategy according to which 5% of the budget of developing projects should be spent on PR aims. The EEOP helps in waste prevention through the developing possibilities of "Sustainable lifestyle and consumption patterns" priority axis, which budget is 27.2 million euro during the term of 2007–2008 [3].

Household composting is supported by both regional and local projects. Due to this the deposited quantity of biodegradable organic waste is decreasing.

4. Recycling

The main aim of recycling of municipal solid waste is the recovery of waste as material. If it cannot be carried out economically then its energy content should be obtained.

The development possibilities of waste treatment can be found under the „Healthy and Clean Settlements” priority axis within EEOP. Its financial limit is 297.6 million euro during the period of 2007–2008 [3].

The basic condition of recycling is selective waste collection, which was available for 4.2 million inhabitants (with an average proportion of 1160 persons per collection island in rural areas) in 2006. However, the infrastructure of solid waste collection does not fill every requirement. In other words collection islands are not available within 200 meters from every household in every settlement [1]. According to our questionnaire only 15% of the inhabitants use the current infrastructure of selective waste collection effectively. In Hungary the percentage of selectively collected waste is only 2–3% within the whole amount of collected waste while that percentage achieves 15–20% in Western European countries. At the same time, the very same index achieves 25–30% in some countries (for example in Austria, Germany, Holland, Switzerland and Sweden) (FAZEKAS I. 2005). As a further aim of the strategy selective waste collection should have been available for 60% of the inhabitants by 2009 and 80% by 2013. This is statistically possible but the number of citizens who

effectively participate in selective waste collection will not increase. Neither will increase the quantity of selectively collected waste if the backbone of selective waste collection is made up of collection islands only.

4.1. Recycling of organic waste

According to the 1999/31/EK directive on waste deposition the quantity of deposited biodegradable organic waste has to be decreased by 35%, 50% and 65% by the year 2006, 2009 and 2016 compared to the level of deposited organic waste in 1995. The capacity of projects which will have been realized 2009 and 2010 will not be enough for the 50% recycling therefore newer capacities are needed to be built up using the financial sources of the European Union [1].

There are several ways to recycle the biodegradable organic waste: selective collection and composting of bio waste (households waste) and green waste; production of biogas; selective collection and recycling of paper; thermic treatment and energetic recovery (e.g. pyrolysis, incineration).

Compost preparation of bio and green waste realizes in 22 composting plants and in households. The composting capacity was 200 thousand tons in 2004 and 11% of the generated compostable waste was recycled. Thanks to the increasing capacity that percentage will have increased more than 20% by 2009.

The caloric power of biogas, which is generated during the degradation of organic material content of MSW, is significantly less than the biogas generated from secondary biomass (animal of origin) or sludge. Biogas exploiting wells work in the recently built regional waste dumpsites but that biogas can mostly operate low capacity gas engines. In general, the produced electricity is only enough to operate the sites themselves.

The thermic treatment of MSW is realized in the Waste Incineration Plant of Budapest, which is the only one municipal waste incineration plant in Hungary [4]. Electricity is produced from the forming heat of incinerated waste. Between 2002 and 2005 the complete reconstruction of the plant took place and from 2006 it has operated with total capacity which is 420 thousand tons per year [1]. Recently not entirely 4% of all the quantity of MSW is recovered in thermic way. According to the developing strategy of MSW management that percentage will increase above 8%. The high expenses of investment and operation and the new directives of the EU on packaging waste, which prefer the material recycling to energetic recovery make the execution doubtful and questions its reasonableness.

4.2. Recycling of packaging waste

The 94/62/EK directive on packaging waste prescribes that the member states of the European Union have to recycle 50% of the packaging waste in that way that 25% of the waste have to be thermic and 25% of the waste have to be recycled as material. The recycling percentage of different material groups such as paper, glass, metal and plastic packaging waste have to be at least 15%. Hungary got temporary exemption to carry out these tasks in the Treaty of Accession by the end of 2005. In the case of glass waste the expected percentage was carried out, our country achieved 22%. The recycling percentage of paper waste was beyond 50% instead of the expected 15%. The case of metal waste was similar to paper waste with the percentage of recycling approximately 40%. Plastic packaging waste causes the main problem. The percentage of recycling was 12% instead of 15%.

According to the 2004/12/EK and 2005/20/EK directives of the EU a further aim is that 60% of the recycled packaging waste should have been recovered in that way that 55% of it should have been recycled as material and only 5% in energetic way. These tasks have to be achieved by 2012. The expected recycling percentages of different types of waste have changed: in the case of glass it is 60%, in the case of paper it is 60%, in the case of metal it is 50% and in the case of plastic it is 22.5%. There is a problem with glass waste as in Hungary there is not stained glass reprocessing. In the interest of increasing the recycling of stained glass and mixed collected glass products either a proper background industry or the export of waste is needed. The solution to increase the recycling percentage of metal waste is to expand the selective collection (FAZEKAS I. 2006).

According to the calculation of MEPW 945 thousand tons packaging waste will be produced in 2008. Half of this quantity will be MSW and 274 thousand tons will be recovered as material after gathering. Considering the quantity of waste which is generated during economic activities and the thermic recovering of 100 thousand tons of waste in the Waste Incineration Plant of Budapest, the 60% of all produced MSW will be recycled entirely while 49% of MSW will be recycled as material. Hereby the obligation will have carried out gradually by 2012.

We do not share the optimism of the ministry because there are several difficulties in carrying out the obligations which are prescribed by the directives of the European Union. These obstacles are the following: the current situation of selective waste collection (the domination of collection islands in contrast with house-to-house waste collection, the mixed gathered of glass waste, the incomplete collection of metal waste) and the missing background industry of waste processing.

5. Disposal

Due to the directives of the European Union and the National Waste Management Plan the not recycled waste has to be disposed precluding environmental and healthy risk factors.

Waste incineration is not only a recycling way but it may be used to eliminate waste especially infectious waste. The NWMP has limited the number of incineration plants in one per region (altogether 7 countrywide). Planning incineration plants and choosing their place should have started until 2008. As it has already been mentioned, due to the new directives of the EU on packaging waste, which prefer the recycling of waste as material to energetic recovery and the lower expenses of investment and operation of depositional treatment, these projects slide after 2012.

In Hungary the deposition of waste was the determining treatment way with 85% in 2004. It should have been decreased to 60% by 2009 and to 50% by the end of 2013. The European Union had decided on the financial support of 12 Hungarian waste management projects by 2004. One of them, the Northeast Pest project was withdrawn. The realization of the 11 approved projects is in progress but they are expected to be accomplished by the middle of 2009, in some cases by the end of 2010, in contrast with the planned 2004–2006 period. 21 regional waste dumping sites are being built within the framework of ISPA. After the EU-accession the Cohesion Fund (CF) took over the financial support of ISPA projects and additionally one Cohesion Fund waste management project had been accepted until 2006. The 12 regional projects (*Fig.3.*) significantly contribute to the fulfillment of the aims of waste management. Due to the building-up of selective collection systems and treatment plants of biodegradable organic waste the quantity of material recovered waste will increase, hereby the quantity of deposited waste will decrease. Considering the operation of the Waste Incineration

Plant of Budapest with total capacity the percentage of deposited waste decreases to 67% by the end of 2008. To achieve the percentage of 60% the expansion of recycling is needed [1].

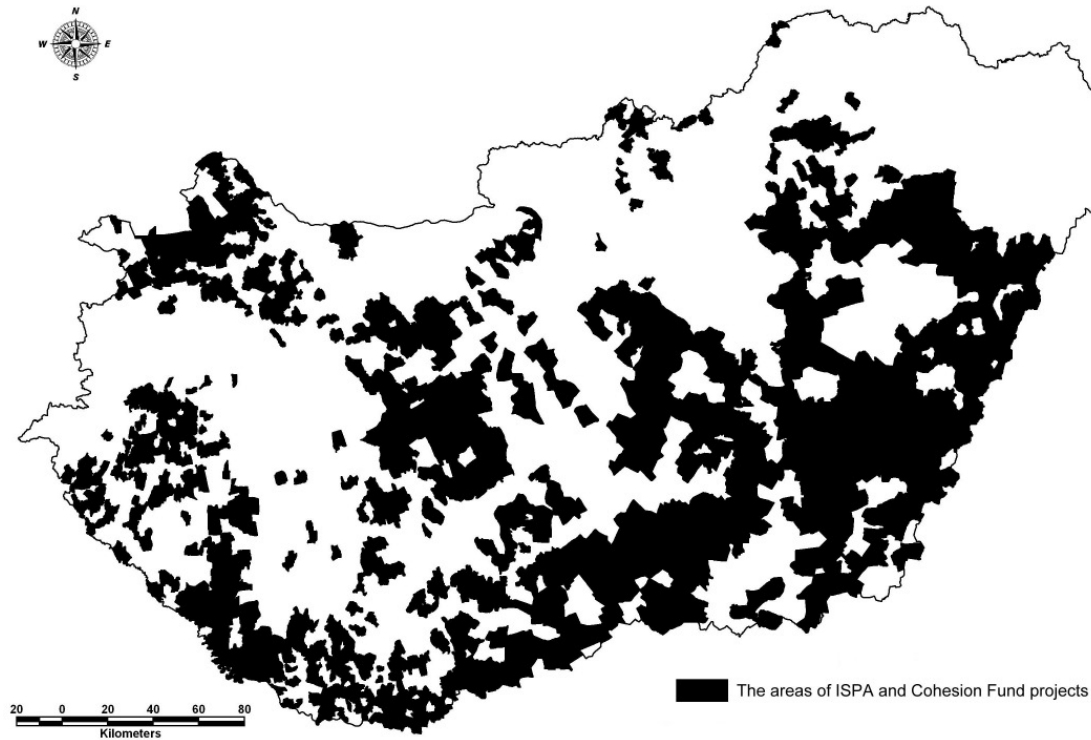


Figure 3. The areas of ISPA and Cohesion Fund projects (ed. Orosz, Z.)

Waste deposition has been carried out in 182 waste dumping sites between 2005 and 2009. Among these sites only 57 will operate after 2009 because the preferences of the others do not meet the requirements of the controlled waste deposition (Fig.4.).

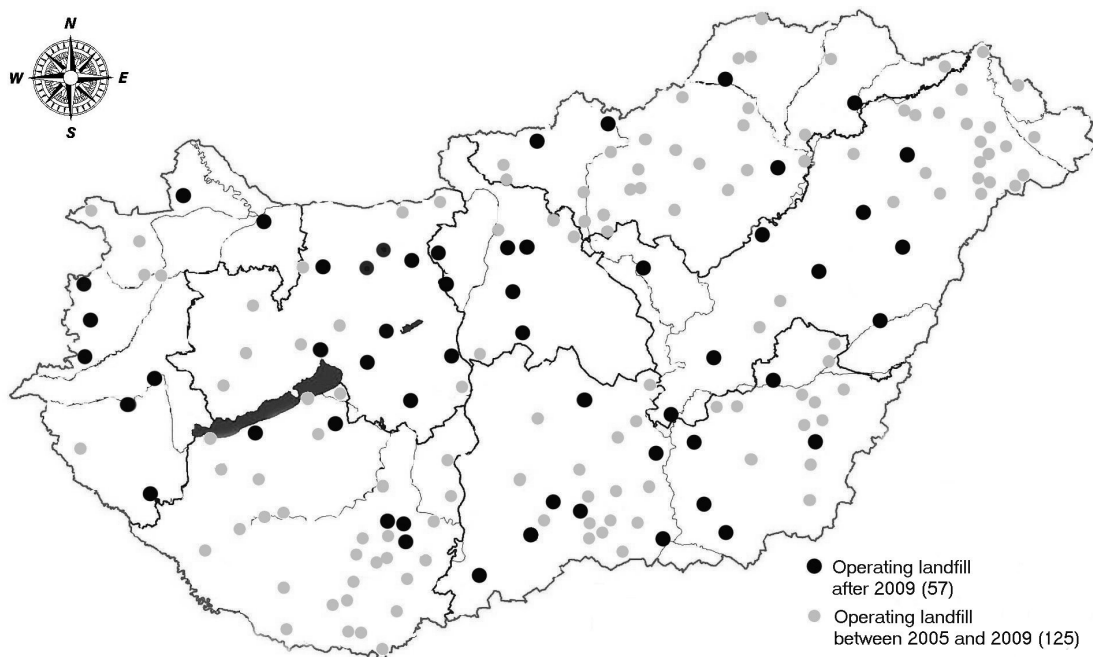


Figure 4. The operating landfills between 2005 and 2009 and after 2009 (on the basis of the data of MEPW 2005 and HEVESI Z. 2007; eds. Fazekas, I. – Orosz, Z.)

According to the calculation the free capacity of deposition will be enough for 2 years countrywide in the end of 2013 without building new capacities and increasing the capacities of existing deposition. The developing and increasing of capacities from 2009 are needed first of all in Western Transdanubia Region, Central Transdanubia Region and Central Hungary Region (Fig.5.). The developing and increasing mean the building of new dumping sites and increasing the capacity of existed waste tips and/or the use of other capacities which are found in other regions and are operated by local authorities or a company. If the planned developing measures of waste management projects do not be carried out the proper treatment of municipal solid waste will be beyond possibility [1].

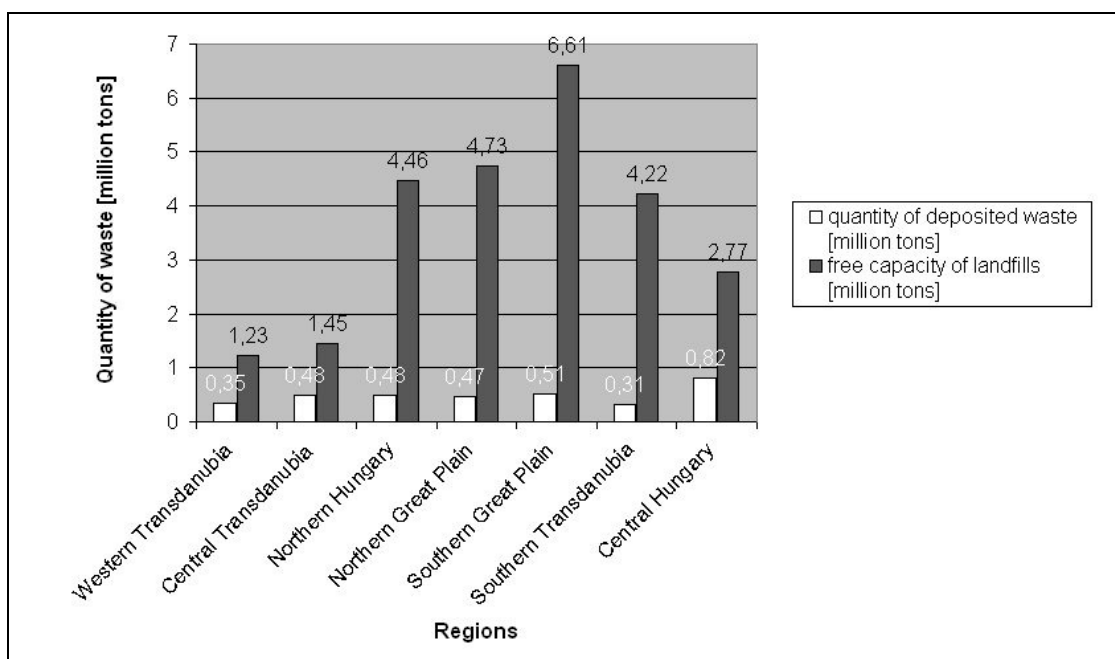


Figure 5. The free capacity of landfills and the quantity of deposited waste per year in the end of 2008 (Source: A települési szilárd hulladékgazdálkodás fejlesztési stratégiája 2007–2016)

5.1. The recultivation of dumping sites of municipal solid waste

In January 2003 a PHARE supported survey was finished which mapped 2667 dumping sites of MSW countrywide [2]. Using the data of the survey the National Recultivation Programme (NRP) was prepared, which includes the revision tasks of closed, out-of-date and to be closed landfills and the requirements and tasks of recultivations.

Considering the data of PHARE survey and NRP 2560 closed but not recultivated or to be closed dumping sites which operation will have been banned until 2009 exist in Hungary. The recultivations have to be carried out gradually considering the environmental risk factors of waste tips.

328 landfills of local authorities which are members of one of ISPA projects were planned to be recultivated in the framework of that projects. All of the designated dumping sites in the area of ISPA projects will not be recultivated because the expenses of recultivation have exceeded the previous estimates. However, there are applications of the omitted recultivations under the „Wise management of water” priority axis within the EEOP [1]. Its financial limit is 237.2 million euro [3].

The number of to-be-recultivated landfills which are not under the ISPA projects is 2232. There are application possibilities of these dumping sites within the Regional Operational Programme (ROP) as microregional projects and regional subprojects [1].

The supporting percentage of the projects which are financed by ISPA and EEOP are attainable 100% while the support of regional projects may be maximum 85% despite the fact that these landfills recultivated in the framework of ROP are found in small settlements which constantly struggle with deficit of budget and have financial difficulties. By all means it has to be mentioned that the size of dumping sites in ISPA and EEOP projects are approximately four times larger than the sites of regional projects (*Table 1*). Due to the larger size the landfills may have more serious environmental risks. From this consideration a larger financial supporting may be justified.

Table 1. A few data of to-be-recultivated landfills (financed from different sources)

	Percentage of supporting [%]	Average volume of landfills [million m ³]	The average used area of landfills [million m ²]
ISPA, CA, EEOP projects	100	0.17	0.04
ROP projects	85	0.04	0.01

References

- FAZEKAS I. (2005) Települési szilárd hulladékok kezelése. Debreceni Egyetem, Környezettudományi Tanszékcsoport, Debrecen, 155p.
- FAZEKAS I. (2006) Az Európai Unió környezetvédelmi politikája és a magyar integráció. Kossuth Egyetemi Kiadó, Debrecen, 168p.
- HEVESI Z. (2007) Rekultiváció 2007–2013. Előadás, Nemzetközi Köztisztasági Szakmai Fórum és Kiállítás, Szombathely
- [1] A települési szilárd hulladékgazdálkodás fejlesztési stratégiája 2007–2016. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, 2006, Budapest, 52p.
- [2] A települési szilárd hulladéklerakók rekultivációs programjának kidolgozása. Tanulmány, ERM Hungária Kft., 2004, Budapest, 70p.
- [3] Environment and Energy Operational Programme 2007–2013. The Government of Hungary, 2006, Budapest (www.nfu.hu/download/1783/KEOP_070628_ENG.pdf) downloaded on 3th of December 2007
- [4] National Waste Management Plan for 2003–2008. Ministry of Environmental Protection and Water, 2002, Budapest (http://www.kvvm.hu/szakmai/hulladeggzd/oht_ang.htm) downloaded on 4th of December 2007

Németh Kornél¹

Települések decentralizált energiaellátása biomassza hasznosítással

Abstract

In the future traditional fuels can be replaced by biomass mainly – such as main and secondary products of animal breeding or forestry –, due to its comprehensive utilization possibilities and the ability of continuous reproduction. Finally, we have the proper technologies to exploit them. Energy from biomass can be employed in rural areas mainly.

This study examines decentralized power generation, especially the utilization of wood chips. The research focuses on match wood burning as a possibility of local power supply and reveals its effects on the economy, society and environment.

1. Bevezetés

1.1. A biomassza szerepe az energiaellátásban

Az energiatakarékosság mellett a megújuló energiafelhasználás az Európai Unió egyik legfontosabb stratégiája a környezeti problémák enyhítésére és a növekvő energiafüggőség csökkentésére. Az Európai Tanács 2007 márciusában jóváhagyta azt a célkitűzést, hogy az a megújuló energiaforrások részaránya az EU teljes energiafogyasztásában 2020-ig 20%-ra emelkedjen, és vállalta, hogy 2020-ig 1990-hez képest legalább 20%-al csökkenti az üvegházhatást okozó gázok kibocsátását.

Hazánkban az energiafelhasználás közel kétharmadát importból fedezzük, és ez az igények növekedése miatt valószínűleg tovább fog nőni. A kommunális és lakossági szféra energiafogyasztása 50% feletti. Az elemzők egybehangzó véleménye szerint a hatékonysági és megtakarítási potenciál ebben a két szektorban a legmagasabb (ÁMON A. et al. 2006).

A nem megfelelő hatékonyságú és környezetszennyező fogyasztás hosszú távon nem fenntartható. A hazai adottságoknak köszönhetően a megújuló energiaforrások korszerű technikai rendszerek segítségével jelentős részt tudnának vállalni az ország energiaellátásában. Alkalmazhatóságukat számos külföldi és már néhány hazai példa is igazolja. Kommunális és lakossági szférában való elterjedésüket a forrás- és információhiány, és sok esetben a már meglévő infrastruktúrák (pl. kiépült gázhálózat) lassítják.

Jelenleg Magyarországon a megújuló energiaforrások hasznosításának aránya az összes energiafelhasználásból megközelítőleg 3,8–4%-ot tesz ki (TÓVÁRI P. et al. 2007).

A magyarországi energiastratégia és több szakértői anyag a biomassza hasznosításra alapozza a megújuló energiaforrások részarányának növelését. A bioenergia felhasználási arányának növelése hazánkban jelentős energiainport csökkentő, környezetvédelmi, mezőgazdasági területek hasznosítását segítő vidék- és agrárfejlesztési feladat (BOHOCZKY F. 2007).

A biomassza energetikai hasznosítására elsősorban a vidéki településeken nyílik lehetőség, kis- és közepes teljesítményigényű, decentralizált, illetve lokális fogyasztók ellátására. Decentralizált energiatermelés alatt olyan energiatermelést értünk, mely kisebb méretekben, de több helyen, a felhasználókhöz közel valósul meg.

¹ Németh Kornél *Pannon Egyetem, Agrárműszaki Tanszék, Keszthely* E-mail: nemethkornel@freemail.hu

A települési szinten megvalósuló, biomasszára alapozott decentralizált energiatermelés kiküszöböli a szállítási, raktározási és forgalmazási költségeket, és a helyben előállított energia versenyképes a hagyományos, fosszilis energiahordozókkal. E mellett egy település vonzóbbá válik, ha részben saját, energiaszolgáltatóktól független energiaforrása van (BAI A. 2007).

A megfelelő munkaszervezés, a szállítási távolságok optimalizálása a megfelelő technológiai színvonal elérése és a környezetvédelmi előírások betartása azonban kiemelt fontosságú a biomassza energetikai hasznosításánál, mert ezek figyelmen kívül hagyásával előfordulhat hogy egységnyi „zöld energia” előállítása drágább, és nagyobb környezetterheléssel jár, mint az általa kiváltott fosszilis energiahordozóké.

1.2. A faapríték tüzelés

A kisebb települések, településközpontok, hivatalok energiaellátásának egyik nagy jövő előtt álló lehetősége a faapríték tüzelés. A faapríték tüzelő rendszerek működését számos német, osztrák és dán példa igazolja, ahol az elmúlt 15 évben több száz ilyen fűtőmű létesült.

Az ausztriai Burgenland tartományban sorban épülnek azok a falusi fűtőművek, melyek egy-egy teljes kistelepülést látnak el központi fűtéssel és melegvízzel. A fát, illetve az egyéb energiataralmú biomasszát helyi vállalkozók a település közigazgatási területén gyűjtik össze. Egyes helyeken a fűtőművet egyéb megújuló energiahasznosítással (pl. napenergia) egészítik ki, így a település szinte teljes energiaszükségletét saját forrásaiból fedezi.

A fűtőművek helyben, illetve szűkebb környezetükben keletkező energiahordozókat hasznosítanak, így az ezekre fordított pénz a régióban marad. A tartományban becslések szerint a biomasszával üzemelő közel 50 falufűtőmű működése által a régióban maradt pénz mostanra elérte a beruházások összértékét (GARAI ZS. et al. 2007).

A faapríték tüzeléssel megvalósuló energiaellátásra hazánkban egyelőre elsősorban azok a területek jöhetnek szóba, ahol nincs, vagy hiányos a földgázhálózat. A földgázárak növekedésének, a támogatási rendszerek változásának és az egyéb előnyök felismerésének hatására ez a megoldás versenyképes lehet a földgázzal ellátott területeken is (KOVÁCS A. 1995).

2. Anyag és módszer

A biomassza energetikai hasznosításának értékelésekor fontos szempont a környezeti, gazdasági, társadalmi hatások figyelembevétele. A megújuló energiaforrások aktuális hazai fejlesztési kérdéseit és ezt a három területet együtt, egymással összefüggésben kell vizsgálni és értékelni.

A kutatás a Pornóapáti községben 2005-ben megvalósult, faaprítékkal üzemelő falufűtőmű műszaki és üzemeltetési paramétereinek mérésére, elemző értékelésre terjed ki. A településen a fűtőmű által megtermelt energia fűtésre és használati melegvíz előállításra fordítódik. A rendszer célja a családi házak, üzemek és intézmények energiaszolgáltatóktól független, környezetbarát energiaellátása.

A technológia áttekintésével, értékelésével alkalmazástechnológiai követelményeinek egy konkrét rendszeren történő vizsgálatával lehetőség nyílik mérési módszerek, határfok javító megoldások kidolgozására, fejlesztésére, valamint a társadalmi és gazdasági hatások rövid és hosszú távú elemzésére.

3. Eredmények

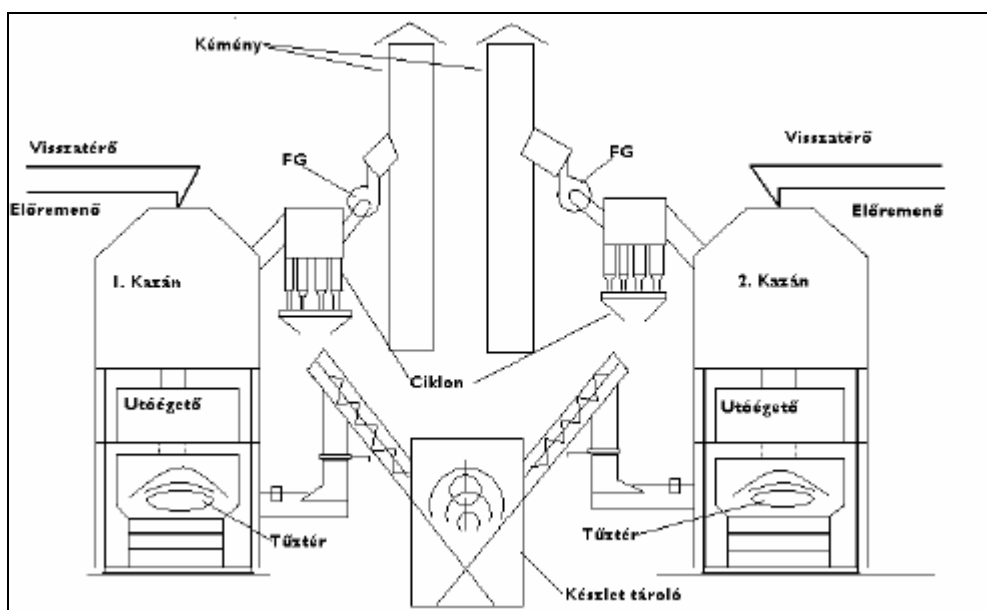
3.1 Technológia és alapanyagellátás

A 2000-es évek elején a község vezetése és a lakosság egy faapríték tüzelésű fűtőmű megvalósítása mellett döntött. Az ausztriai falvakban ezek a rendszerek jól működnek. Az osztrák határ mellett lévő falu vezetése és a lakosság ismerte ezeket a példákat, látta működőképességüket. A megvalósíthatóságot a gázhálózat hiányából adódó rácsatlakozások magas száma, a helyben elérhető fa alapú biomassa rendelkezésre állása és a fejlesztési támogatások sikeres bevonása tette lehetővé 2005-ben. Az eddigi működési tapasztalatok azt igazolják, hogy a létesítmény versenyképes áron tud hőt szolgáltatni.

A településen 136 családi ház van. A tervezésekor 104 db ház lakói jelezték rendszerhez való csatlakozási szándékukat. Kilenc közintézmény, valamint néhány helyben működő vállalkozás esetleges kapcsolódása is figyelembe lett véve a szükséges energiaigények meghatározásakor.

A beruházásnak három fő része van: a fűtőmű, a hőtávvezeték hálózat és a fogyasztói hőátadó állomások (hőközpontok).

A fűtőmű egy külön építményben van elhelyezve, amelyben a kazánház (1. ábra) és a tüzelőanyag tároló található.



1. ábra. A fűtőmű és a kazánok

A tüzelőberendezés automatikus üzemeltetését a mellé telepített tüzelőanyag készlettároló biztosítja. A rendszernek 2 db 600 kW-os teljesítményű faaprítékkal és hasonló módon eltüzelhető fahulladékkal üzemelő kazán adja a hőt. A keletkező égéstermékek tisztítását, a környezetvédelmi szempontok érvényesítését a porleválasztó ciklon biztosítja.

A melegvíz hőtávvezetékeken jut el a fogyasztókhoz. A létesítéskori rákötések számától függetlenül valamennyi ingatlan csatlakozó vezetékot kapott. A szigetelt, földbe fektetett hőtávvezetékek hossza így 3900 méter.

A fogyasztóknál kerülnek felszerelésre a hőközpontok, melyek a helyi fűtési és használati melegvíz köröknek adják át a hőt. A csatlakozó szekrényekben találhatóak a hőcserélők, a keringető szivattyúk, a hőmennyiségmérők, szabályzó és jeladó szerelvények.

A felmerülő igények kielégítéséhez szükséges éves faapríték kb. 1000 tonna. Ez a mennyiség a községhez tartozó 111 ha erdő fahulladékából, a helyi üzemekben keletkező fahulladékból származik. Amennyiben a későbbiekben a helyi források nem tudják kielégíteni a fűtőmű igényét, akkor fa alapanyag, vagy kész apríték vásárlása válik szükségessé.

3.2 Környezeti, gazdasági és társadalmi hatás

A megújuló energiával működő falufűtő rendszerek legfontosabb környezeti hatása, hogy a kiváltott energiahordozók és fűtési rendszerek légszennyezése helyébe egy központi, jól szabályozott, a szigorú előírásoknak megfelelő rendszer lép. A helyben keletkezett bio-energiahordozóval működő rendszerek jól szolgálják a helyi és globális környezet állapotának javítását.

Pornóapátiban a hagyományos fűtési rendszerekben felhasznált energiahordozók mennyiségéből kiszámíthatók a tervezett éves kiváltások (2. táblázat).

2. táblázat. A beruházással kiváltott energiahordozók mennyisége

Energiahordozó	Tervezett kiváltás
Szén	347 t/év
Tűzifa	260 t/év
PB-gáz	4,9 t/év
Villamos energia	370 MWh/év

A károsanyag-kibocsátás csökkentés a településen elsősorban a széntüzelés és a hagyományos berendezésekben elégetett tűzifa kiváltásából adódik. Megtakarítható a használati melegvíz termelésre felhasznált villamos energia egy része is. A fűtőmű alapanyagául szolgáló faapríték előállításának és szállításának is van járulékos környezetterhelése, ez azonban a megtakarításokhoz képest jóval kisebb mértékű.

A 140 kW és 50 MW közötti névleges bemenő hőteljesítményű² tüzelőberendezések légszennyező anyagainak kibocsátási határértékeit a 23/2001 (XI.13.) KÖM rendelet szabályozza. A rendeletben foglalt határértékek betartását a fűtőműben a tökéletes égésből adódó minimális károsanyag emisszió és a beépített rendszerelemek (füstgázeltávolító, porleválasztó) biztosítják. Alapanyagként kizárólag ragasztástól, vegyszeres kezeléstől mentes faanyag hasznosítható.

Az ilyen típusú beruházások a vidékfejlesztés jelentős részét képezhetik, mert műszaki, infrastruktúráls fejlődést vihetnek egy-egy településre. Ilyen szempontból fontos hatása van a helyi foglalkoztatásra, értékteremtésre, a pénzeknek helyben, régióban maradására. A magas színvonalú és környezetkímélő technika tisztább környezetet, rendezett faluképet, a község összetartásának növekedését eredményezheti.

Az ismeretátadás és a tudatformálás a Pornóapátiban megvalósult falufűtőmű igen jelentős, de nem számszerűsíthető hatása. Az itteni tapasztalatok olyan folyamatot indíthatnak el, melyek hatására a vidékfejlesztés és a környezetvédelem egy sajátos formája alakulhat ki.

² Az adott tüzelőberendezés működését engedélyező hatósági engedélyben rögzített névleges teljesítményén való üzemeltetéséhez szükséges, a tüzelőberendezésbe egységnyi idő alatt bevitt tüzelőanyag hőteljesítménye, kW_{th}-ban, illetve MW_{th}-ban kifejezve (23/2001 (XI.13.) KÖM RENDELET).

4. Következtetések

A biomassza-hasznosítás részarányának növelése hazánkban csökkentheti az energiafüggőséget, elősegítheti a környezetvédelmi célok teljesíthetőségét, és ezzel nagymértékben hozzájárulhat a fenntartható fejlődés és a fenntartható energiagazdálkodás megteremtéséhez. A biomasszát, vagy egyéb megújuló energiaforrásokat hasznosító energetikai beruházásokat hazánkban egyelőre megakadályozzák, vagy lassítják a már meglévő infrastruktúrák. Az engedélyeztetési eljárások a legtöbb esetben bonyolultak és lassúak. Ennek ellenére fosszilis energiahordozók korlátozott rendelkezésre állása és árának növekedése miatt a megújuló energiaforrások hasznosításának növekedése várható a közeljövőben.

A biomassza-hasznosításon alapuló települési szintű decentralizált energiaellátás egyik lehetősége a faapríték tüzelés. Az energiaellátás ezen korszerű, környezetbarát és hatékony technológiájára a környező országokban már számos példa van. Magyarországon különösen fontos az első, mintaként szolgáló falufűtések helyének, nagyságának és technológiájának jó megválasztása, mert egy rossz demonstrációs projekt évekre visszavetheti a további létesítések folyamatát.

A Pornóapátiban működő falufűtőmű két éves működésének tapasztalatai alapján elmondható, hogy a beruházás hosszú távon fenntartható, hiszen az értékesített hőenergia árak versenyképesek a kiváltott hőellátás költségével.

A fűtőmű alapanyagellátása zavartalan. A közel 1000 t/év faapríték mennyiség esetén nem a beszerezhetőség ténye, hanem a megfelelő áron való rendelkezésre állás a döntő.

A teljesen automatizált hasznosítási technológia megfelel a környezetvédelmi előírásoknak és a kényelmi szempontoknak.

A korszerű fatüzeléses technika megvalósításával elmarad az egyre dráguló földgázimport falu ellátásából adódó növekedése. Szintén elmarad a használati melegvíz termelésre felhasznált villamos energia egy része, amellyel alacsony hatásfokkal üzemelő erőművi kapacitások válthatók ki.

5. Összefoglalás

A kimerülőfélben levő, dráguló és környezetszennyező fosszilis energiahordozók egy része decentralizált energiatermeléssel kiváltásra kerülhet környezetbarát, helyben keletkező megújuló energiaforrásokkal. Megújuló energiaforrásokra alapozott falvak, faluközpontok, intézmények energiaellátása az Európai Unió országaiban, különösen Ausztriában, Dániában az utóbbi 10–15 évben elterjedté vált.

A hagyományos energiahordozók kiváltásának legígéretesebb megoldását hazánkban a mezőgazdaság által nagy tömegben újratermelhető növényi eredetű biomassza-féleségek és a mező- és erdőgazdasági melléktermékek kínálják. Hasznosításukhoz ma már megfelelő technológiák állnak rendelkezésre.

A vizsgálat a decentralizált energiatermelés kérdéskörét tekinti át, melyben a különböző biomasszaféleségek közül fontos szerephez juthat a jövőben a faapríték hasznosítás. A kutatás során a faapríték hasznosítással megvalósuló települési szintű energiatermelés gazdaságra, társadalomra és környezetre gyakorolt hatásaira keresem a választ.

Irodalom

- ÁMON A. – KARDOS P. – KAZAI ZS. – PERGER A. – TÓTH N. (2006) Magyarországi fenntartható energiastratégia. Tanulmány, Energia Klub, 26p.
- BAI A. (2007) A biogáz. Száz magyar falu könyvesháza Kht., Budapest, pp. 201-202.
- BOHOCZKY F. (2007) Az agrárium helye az energiafejlesztésben. Agrárium, 17. évf. 10. szám, pp. 24-25.
- GARAI ZS. – RIEBENBAURER L. (2007) Falufűtőművek története Ausztriában. Bioenergia-Energetikai szaklap. II. évf. 5. szám, pp. 29-30.
- KOVÁCS A. (1995) Faapríték tüzelés. Csináljuk jól 7, PHARE kiadvány, Energia Központ Kht., 17.p.
- NÉMETH G. (2007) Faapríték tüzelés a szombathelyi távfűtésben. Magyar Energetika, XV. évf. 1. szám, pp. 22-28.
- TÓVÁRI P. – KÖRMENDI P. (2007) Szilárd biomassza tüzeléstechnikai alkalmazásának lehetőségei Magyarországon. Agrárágazat. VIII. évf. 7. szám. pp. 66-69.
- 23/2001. (XI. 13.) KöM Rendelet – A 140 kw_{th} és az ennél nagyobb, de 50 mw_{th}-nál kisebb névleges bemenő hőteljesítményű tüzelőberendezések légszennyező anyagainak technológiai kibocsátási határértékeiről

Nagypál László¹

A hulladékégetés és a környezetvédelem kapcsolata

Abstract

In the 21st century Hungary there will not be sufficient traditional sources of energy so that new kinds of energy will be required. The main aim of the research is to identify renewable sources of energy which cannot be utilized in the places where they become available. Possible sources are the waste products of some industries which could be recycled in the economy. For example, waste products which cannot be processed or sold since are unwanted by-products which typically the owners seek to dispose of. The utilization of renewing energy sources as an alternative to the fossil fuels is one of the main efforts (BARNA 2002.).

In agriculture various types of product and waste are produced which could be a source of energy. For example, plant residues, (energy) grass, animal manure and the carcasses of dead animals. One possibility for cheap energy is the burning of the meat meal and fat produced in the animal protein processing plants. The results of this research suggest that these materials could be used as a supplementary energy source in a cement works or coal-fed power-station.

1. Hagyományos és megújuló energiaforrások

Az elmúlt évek magyarországi motorhajtóanyag- és energiaárainak növekedése miatt szükségessé vált, hogy új kutatásokat folytassunk az alternatív újratermelődő energiaforrások területén. A fosszilis tüzelőanyagok kitermelése nagymértékben érintette, és a mai napig érinti is a természeti környezetünk elemeit. Sajnos a bányászat a talaj felső termőrétegének letermelése mellett, érinti ezen a helyen élő növényeket, állatokat, és emellett további problémát jelenthet a talajvízsüllyesztés (vízbázisok érintése) és a rekultiváció kérdése is. Ezen problémák elkerülése végett új energiaforrást kell keresnünk, amely biztosítja a járművek üzemanyagát, a mindennapokban oly nélkülözhetetlen villamos energia előállításához szükséges anyagokat, és emellett a lehető legkisebb környezetszennyezéssel jár. Amennyiben elsődleges alapanyagokból nem lehet biztosítani ezeket az energiaforrásokat, keresni kell, ezek helyettesítésére másodlagos alapanyagokat. A hulladékanyagok felkutatása mellett az anyagok tulajdonságainak ismerete, a szakszerű tárolása, a hasznosítási szemcsemérete, a termikus hasznosítás égetőtér-fajtáinak megválasztása és az adagolóberendezések kialakítása is megoldandó feladatként jelentkeznek. A világon mind népszerűbb biomassza-erőművek telepítése jelenthet egyfajta megoldást a felvetett kérdésekre. (MIKLÓSSY G. 2002.)

2. Hazánk potenciális energiaforrása a biomassza

Magyarország lakosságának nagy része közel ezer éve mezőgazdasággal foglalkozik, amely növénytermesztési és állattenyésztési ágazatot egyaránt jelent. Mind a két ágazatban termelnek a termelő által feleslegessé váló melléktermékeket. Ez lesz az ún. biomassza-forrás, amely a bioszféra adott pillanatban meglévő élőanyag-tömegét jelenti. A növényi részek képviselik az elsődleges, az állati eredetű a másodlagos, és ezekből létrejövő maradékok a

¹ Nagypál László Tessedik Sámuel Főiskola, Környezettudományi Intézet, Szarvas E-mail: nagypal.laszlo@mvk.tsf.hu

harmadlagos biomasszát. A biomasszából valamilyen technológia segítségével előállított energiaforrás adja az ún. biogén tüzelőanyagokat. Ezek típusai értelemszerűen a növényi és az állati eredetű biogén tüzelőanyagok. (BOROS, CSOKONAY, 2002.)

A vizsgálat célja az, hogy a mezőgazdaságban található hulladékanyagokból, melléktermékekből energiát állítsunk elő a lehető legkisebb technológiai, anyagi ráfordítással. Az elmúlt évtizedekben a lehető legkisebb energiaráfordítással a növényi maradékanyagokat beszántották, vagy a tenyésztett állatoknak adták a tápok kiegészítéseként. Az állati eredetű maradékokat pedig a növénytermesztésnél hasznosították a talaj szerkezetének és termékenységének javítására. Ez a lehetőség több helyen megszűnt, illetve az Európai Unió hazánkra vonatkozó jogszabályai miatt a hasznosítható mezőgazdasági területek csökkenése miatt ezek a maradékanyagok feleslegessé, hulladékká váltak. Az 1. táblázat mutatja a különböző tüzelőanyagok legfontosabb paramétereit a fűtőértéket.

Az állati takarmány- és fehérje-előállító üzemeknek az állati eredetű biogén tüzelőanyagok lehetőséget adnak az energianyerésre. Ezeknél a vállalatoknál készített húsliszt és ipari zsír képezi a kutatásom alapját.

1. táblázat. Különböző tüzelőanyagok és fűtőértékei (Forrás: BÁNHEGYINÉ 2003)

Tüzelőanyagok	Fűtőértékek (MJ/kg)
Kőszén	25–27
Fűtőolaj	41–45
Földgáz	40–44
Települési szilárd hulladék	4–12
Bioetanol	25–27
Fa	16–19
Szalma	14–15
Húsliszt	16–17
Technikai zsír	36–37

3. Vizsgálati anyag és módszer

A következő szempontok alapján vizsgáltam a húslisztet és a technikai zsírt:

- 1) Hogyan lehet hasznosítani a hazánkban keletkező húslisztet és a technikai zsírt?
- 2) Alkalmask-e segédtüzelő-anyagként a termékgyártásban vagy energiatermelésben?
- 3) Mennyi energiát lehet nyerni ezen hulladékok hasznosításával?
- 4) Milyen környezeti változást okoz(hat) a lehetséges hasznosításuk?

4. Hasznosítási lehetőségek

A 71/2003 (VI.27.) FVM rendelet alapján három kategóriába sorolják az ATEV telephelyeire beszállított hulladékokat. A jogszabály előírása alapján a következők lehetnek:

- ha nem betegségben elhullott állatról, illetve nem elhullott szarvasmarháról van szó, akkor a hasznosítás:
 - kutya-macskaeledel készítése, felhasználás a kozmetikai iparban alapanyagként,
 - komposzt készítése, biogáz termelése;
- ha az állat betegségben hullott el, vagy elhullott szarvasmarha, akkor a hasznosítás:
 - energetikai hasznosítás lehet.

2. táblázat. A húsliszt és a technikai zsír fontosabb paramétereit (Forrás: ATEVSZOLG)

Összetétel	Húsliszt	Technikai zsír
Szén (m/m%)	38–42	70–76
Hidrogén (m/m%)	1,5–4,5	11–12
Nitrogén (m/m%)	7–9	0,35–0,45
Kén (m/m%)	0,5–0,7	0–0,005
Króm (m/m%)	2–5	0,3–3 ppm
Nikkel (m/m%)	1–2	1–3 ppm
Kalcium (m/m%)	5,3	0,05
Foszfor (m/m%)	2,2	0,02
Nedvességtartalom(m/m%)	1–8,5	0,25–0,35
Hamutartalom (m/m%)	20–28	0,02–0,001
Fűtőérték (MJ/kg)	16–18	36–37
Sűrűség (kg/m ³)	550–650	880–860

5. Anyagvizsgálatok

A hazánkban keletkező 160 000 tonna állati tetemből készített anyagok fele 1. kategóriájú, amelyet csak termikusan lehet hasznosítani, ezért meg kell vizsgálni annak energetikai hasznosítását meghatározó paramétereit.

A saját vizsgálataim a következők:

- 1) Mintát vettem a húslisztből és a zsírból;
- 2) Két különböző, egymástól független laboratóriumban kielemeztettem azokat;
- 3) A mért eredményekből kiszámítottam a fűtőértéket.

5.1. A technikai zsír viszkozitásának vizsgálata

A hulladékok égetési hatásfokának javítása érdekében fontos az anyagok viszkozitásnak mérése, mert ennek ismeretében lehet kiválasztani, megtervezni az optimális adagolóberendezést.

3. táblázat. Viszkozitás mérése különböző hőmérsékleten (Forrás: Saját adatok)

Hőmérséklet (°C)	Viszkozitás (°E)
23,4	28,1511
40	3,8958
60	2,3540
80	1,7830

5.2. Húsliszt vizsgálata

A húsliszt szén- és hidrogéntartalmának vizsgálata nedves és száraz mintából történt (4. és 5. táblázat). Ez a két paraméter határozza meg az anyag éghetőségének a feltételeit, vagyis ezek meghatározása szükségszerű.

a.) nedves minta vizsgálata 6,32% nedvességtartalom mellett

4. táblázat. A nedves húslisztminta vizsgálata (a/1-a/3) (Forrás: Saját adatok)

Minták	Széntartalom (C %)	Hidrogéntartalom (H %)
a/1 minta	42,0	4,5
a/2 minta	41,8	2,7
a/3 minta	40,6	2,3

b.) száraz minta vizsgálata 0 % nedvességtartalom mellett

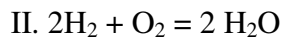
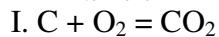
5. táblázat. A száraz húslisztminta vizsgálata (b/1-b/3) (Forrás: Saját adatok)

Minták	Széntartalom (C %)	Hidrogéntartalom (H %)
b/1 minta	42,2	1,6
b/2 minta	38,8	1,9
b/3 minta	41,3	3,3

A laboratóriumi vizsgálatok után a húslisztnél a két legfontosabb összetevőt felhasználva kiszámítottam 100 g száraz mintára vonatkoztatva az égetés során keletkező hőenergiát (elhanyagolva a párolgási hőveszteséget és a szennyezőanyagok keletkezési hőmennyiségét). Tökéletes égést feltételezve, standard körülmények között a következő eredmények születtek:

ΔH – a reakciónál képződő hőmennyiség

$$\sum \Delta H_{\text{termékek}} - \sum \Delta H_{\text{kiindulási}} = \Delta H$$



1 molra vonatkoztatva:

I. $\Delta H = \Delta H_{CO_2} - (\Delta H_C + \Delta H_{O_2}) = -394 \text{ kJ}$

II. $\Delta H = 2\Delta H_{H_2O_{gáz}} - (\Delta H_{O_2} + 2\Delta H_{H_2}) = -484 \text{ kJ}$

100 g száraz mintára vonatkoztatva:

Az így kapott reakcióhő: $\Delta H = 1335,66 + 274,42 = 1610,08 \text{ kJ}$.

Így 1 kg-ra számított elméleti érték: 16 MJ/kg.

A teljesség igénye nélkül a két tüzelőanyag fontosabb paraméterei a 6. táblázatban találhatóak.

6. táblázat. A húsliszt és a technikai zsír fontosabb paraméterei (Forrás: ATEVSZOLG)

Összetétel	Húsliszt	Technikai zsír
Szén (m/m%)	38–42	70–76
Hidrogén (m/m%)	1,5–4,5	11–12
Nitrogén (m/m%)	7–9	0,35–0,45
Kén (m/m%)	0,5–0,7	0–0,005
Króm (m/m%)	2–5	0,3–3 ppm
Nikkel (m/m%)	1–2	1–3 ppm
Kalcium (m/m%)	5,3	0,05
Foszfor (m/m%)	2,2	0,02
Nedvességtartalom (m/m%)	1–8,5	0,25–0,35
Hamutartalom (m/m%)	20–28	0,02–0,001
Fűtőérték (MJ/kg)	16–18	36–37
Sűrűség (kg/m ³)	550–650	880–860

6. Energianyerés termikus hasznosítás során

Húsliszt hasznosítása segédtüzelő-anyagként együttégetéssel a cementgyártásban lehetséges, ugyanis ebben a technológiában nagy mennyiségű energiára van szükség (1 tonna cement előállítására 3,4 GJ energia szükséges), amelyet 1450 °C üzemelési hőmérséklet biztosítására használnak fel. A fűtőanyaghoz történő 5%-os bekeverés esetén az összenergia 1/20-át meg lehet spórolni. A vizsgált cementgyár esetén ez 10 486 t húslisztet hasznosítottak évente, amelynek az égetése során 185 602,5 GJ/év energia keletkezett. (A vásárolt húsliszt fűtőértéke 17,7 GJ/t.)

A technikai zsír hasznosítása lehetséges az ATEV cégeknél, de a vállalat vezetősége a „piac” által diktált árfolyam alapján dönti el, hogy helyben hasznosítja, vagy értékesíti a létrejött mennyiséget. Az állati tetemek feldolgozása energiaigényes műveletekből állnak, amelyhez szükséges energiát tüzelőolajból állították elő. A tüzelőolaj ára 2002 és 2007 között 75%-al emelkedett, így egyértelmű volt a vállalatnál a zsír helyi termikus hasznosítása. A zsír hasznosításával az energiaköltségüket 35%-kal tudták csökkenteni. (Az előállított zsír fűtőértéke 36 GJ/t.)

7. A hulladékok hasznosításának környezetvédelmi előnyei

Az égetés során a kibocsátott füstgáz szennyezőanyag-tartalma a hatóság által megfogalmazott határértékek tört részei, akár egy nagyságrenddel kisebbek is lehetnek. A következő táblázat mutatja a határértékeket és a mért értékeket.

7. táblázat. Zsírégetés során kibocsátott emissziós értékek és a határértékek (Forrás: ATEV)

Szennyezőanyagok	Mért értékek (mg/m ³)	Határértékek (mg/m ³)
Szén-monoxid	<1,0	100
Nitrogén-oxid	240	500
Kén-dioxid	18,0	50
Gáz és gőznemű szerves anyagok összes szerves szénben kifejezve	3,9	10
Szilárd anyag	4,4	20
Hidrogén-fluorid	<0,056	1
Hidrogén-klorid	<0,27	10

8. Eredmények és következtetések

A mérések és a számítások bebizonyították, hogy az ATEV vállalatoknál keletkező húslisztet és zsírt lehet, és kell is hasznosítani, mert energiát, anyagot és költséget spórolhatunk meg.

A zsírt 60–90 °C-on előmelegítve speciális forgóserleges porlasztón keresztül beadagolva egymagában is lehet égetni, mert viszkozitása megfelelő.

A húsliszt alkalmas a cementipari együttégetésre, 5%-os beadagolás esetén is csökken kibocsátott kén-dioxid értéke.

Általánosságban véve: „többször CO₂ emisszió nincs, a biomasszák létrejöttkor megkötött CO₂ szabadul fel az energiatermelés során, és az égéshez szükséges oxigén a biomassza létrejöttkor szabadult fel, tehát többször CO₂ nem keletkezik” (MAROSVÖLGYI B. 2005).

A zsír égetése során látható, hogy az emissziós értékek alatta maradnak a hatóság által előírt értékeknek, ezáltal nem szükséges füstgáztisztító-berendezés építése sem.

A zsír égetése során az elhullott tetemekből készített termékek elvesztik fertőző tulajdonságukat, majd a termikus hasznosításnál a BSE prionok is elégnek.

A kérődzőkből készített zsír agresszív, korrózió anyag, ezért a zsírral érintkező berendezéseket korrózióknak ellenálló (pl. rozsdamentes acél) anyagból kell készíteni, vagy azzal kell bélelni.

Irodalom

- BARNA. (2002) Állati tetemekből nyert energia hűsliszttüzelésű erőművekben való értékesítés révén. Hulladékok és másodnyersanyagok hasznosítása 2, BME OMIKK, Műszaki-Gazdasági Kiadványok Osztálya, Budapest, pp. 53-61.
- BÁNHEGYINÉ T. Á. (2003) A biomassa energetikai hasznosítása. Hulladékok és másodnyersanyagok hasznosítása 2, BME OMIKK, Műszaki-Gazdasági Kiadványok Osztálya, Budapest, pp. 41-58.
- BOROS T. (2002) A kergemarhakór és az állati hulladék energetikai hasznosítása. Hulladékok és másodnyersanyagok hasznosítása 4. BME OMIKK, Műszaki-Gazdasági Kiadványok Osztálya, pp. 61-64.
- MAROSVÖLGYI B. (2005) A biomassa-bázisú energiatermelés mezőgazdasági háttere. Megújuló Energia Piac, Agrár Innovációs Szövetség, Budapest, p. 93.
- MIKLÓSSY G. (2002) Állati hulladékok termikus feldolgozása. Hulladékok és másodnyersanyagok hasznosítása 7, BME OMIKK, Műszaki-Gazdasági Kiadványok Osztálya, Budapest, pp. 63-69.

Czudar Anita¹ – Gór Dénes² – Varga Éva³ – Páka Szilvia⁴ – Dr. Keresztúri Péter⁵

Ellenőrző vizsgálatok egy szennyvíztisztításra létesített vizes élőhely rendszerben

Abstract

The aim of our examinations was to control the functioning of the constructed wetland wastewater treatment system of Bogdány Petrol Ltd. and to examine the role of constructed wetlands in the treatment of petrochemical wastewater. According to the results of studies, which have been carried out for thirty years, functioning of the treatment system meets the requirements, since concentrations of contaminants are below the limit values in every case.

1. Bevezetés

Az utóbbi évtizedekben egyre növekvő igény mutatkozik a különböző eredetű szennyvizek vizes élőhelyek felhasználásával történő kezelésére. A vizes élőhelyek nagy produktivitással jellemezhető rendszerek, amelyekben számos biológiai transzformációs folyamat megy végbe (WETZEL, R. 1993; KADLECK, R. – KNIGHT, R. 1996; HAMMER, D. 1997; MITCH, W. – GOSSELINK, J. 2000; LAKATOS GY. – KISS M. 2002).

A szennyvíztisztításra létesített vizes élőhelyek lehetőséget nyújtanak a vizes élőhelyeken lejátszódó természetes folyamatok hasznosítására. Számos tudományos eredmény igazolja a vizes élőhelyeken lejátszódó hatékony tápanyag-eltávolítást, ám e vizsgálatok többségét a vizes élőhely működtetésének korai szakaszában végezték (GOTTSCHALL, N. et al. 2007). Az általunk végzett ellenőrző vizsgálatok azonban egy több mint 30 éve tartó vizsgálatorozat részét képezik, így lehetőséget biztosítanak arra, hogy az adatokat a korábbi évek eredményeivel összevegyük, egyúttal betekintést nyújtanak egy több évtizede fennálló, szennyvíztisztításra létesített vizes élőhely működésébe is (LAKATOS GY. 2000).

2. Anyag és módszer

Vizsgálatainkat a nyírbogdányi, petrolkémiai szennyvizek tisztítására létesített, vizes élőhelyet tartalmazó rendszerben végeztük, mely egy előülepítő tóegységből, egy nádaszuberz növényzetű tóegységből és egy utóülepítő nádas tóegységből épül fel (LAKATOS GY. 1988; LAKATOS GY. et al. 1997).

A Bogdány Petrol Kft. szennyvíztisztító rendszerében korábban naponta 200–250 m³ biológiailag tisztított petrolkémiai szennyvizet irányítottak a 15 500 m² felszíni területű és 1 m átlagos mélységű létesített vizes élőhelyre. Az utóbbi években végrehajtott ipari vízgazdálkodási racionalizálás és a környezetvédelmi szempontok érvényesítése révén a

¹ Czudar Anita Debreceni Egyetem, Alkalmazott Ökológiai Tanszék, Debrecen E-mail: aczudar@freemail.hu

² Gór Dénes Debreceni Egyetem, Alkalmazott Ökológiai Tanszék, Debrecen E-mail: gorden@freemail.hu

³ Varga Éva Debreceni Egyetem, Alkalmazott Ökológiai Tanszék, Debrecen E-mail: : vavica@gmail.com

⁴ Páka Szilvia Debreceni Egyetem, Alkalmazott Ökológiai Tanszék, Debrecen E-mail: szilvipaka@freemail.hu

⁵ Dr. Keresztúri Péter Debreceni Egyetem, Alkalmazott Ökológiai Tanszék, Debrecen E-mail: pkereszturi@freemail.hu

jelenlegi szennyvíz mennyiség 100–150 m³/nap. A 3000 m² alapterületű nádas tóegységből a víz a befogadó Lónyay csatornába kerül.

Minden évben évszakonként (tavasszal, nyáron és ősszel) történik a víz- és zooplankton mintavétel, valamint nyáron, ill. ősszel az élőbevonat, valamint üledék mintavétel a gyár belső mechanikai és kémiai tisztítóegységéből, valamint a biológiai tisztítóegység négy pontjáról.

A helyszínen mérjük a vízmélységet és átlátszóságot, vízhőmérsékletet, pH-t, oldott oxigén tartalmat és telítettséget, a vezetőképességet és az elektródpotenciál értékét, valamint összeállítjuk a vízi növényzet fajlistáját. A DE Alkalmazott Ökológiai Tanszék laboratóriumában további vízkémiai vizsgálatokat végzünk (ammónia, nitrit, nitrát, KOI_{sMn}, KOI_{sCr}, BOI₅, ortofoszfát, szulfát, szulfid, klorid és lebegőanyag meghatározás). Az egyes mintavételi helyeken meghatározzuk az ott élő vízi növényeket, és ismert mederterületre vonatkozatható növénymintát gyűjtünk be, elkülönítve az emerz, szubmerz, úszó- és a vízparti növényeket (CZUDAR A. et al. 2007). A jellemző emerz növényekről, mint a nád, gyékény és káka élőbevonat mintát veszünk. A laboratóriumban elvégezzük az élőbevonat minták nedves és száraz tömeg mérését, meghatározzuk azok hamu és klorofill a tartalmát.

3. Eredmények ismertetése és értékelése

3.1. A vízmélység és átlátszóság eredményei

2006-ban mindhárom mintavételkor a T₄ és T₅ mintavételi helyeken a víz fenéig átlátszó volt. Az előüleptető tóegységben kisebb átlátszóságot mértünk, a víz felszínén a meder aljáról felszakadozó kékalga-bevonatot figyelhettünk meg. Az oxidációs tóegység zöldes vízszíne alapján a planktonikus eutrofizálódás (LAKATOS GY. 1978) tényét állapíthattuk meg.

3.2. A vízhőmérséklet, pH, oldott oxigén tartalom, oxigéntelítettség, vezetőképesség és elektródpotenciál értékei

A szennyvíz hőmérséklete az általunk vizsgált évben az évszaknak megfelelően alakult, a nyers szennyvízre az őszi mintavétel alkalmával mértük a legalacsonyabb értéket.

A nyers szennyvíz pH-ja kis ingadozást mutatott. Az előző évekkel egyezően az oxidációs tó vizére a lúgos pH volt jellemző, ami a csökkent algatevékenység következtében, semleges pH körüli maradt. A belső tisztítóegység semlegesítő és pufferoló hatása, a megfelelő üzemvitel alapján mindig érvényesült.

1. táblázat. Az oldott oxigén koncentráció ill. az oxigéntelítettség értékei a nyers szennyvízre (H), a kiegyenlítő tartályok vizére (K), a belső tisztító rendszer elfolyó vizére (B), az egyes sor levegőztető (L₁) és üleptető (Ü₁) medence vizére, valamint a vizes élőhely befolyójának (T₄) és elfolyójának (T₅) közeléből vett vízmintákra nézve.

O ₂ (mg/l)							
	H	K	B	L ₁	Ü ₁	T ₄	T ₅
tavasz	2.0	2.0	1.6	8.2	8.1	6.0	6.0
nyár	2.1	3.2	2.0	6.1	7.1	6.8	2.2
ősz	4.6	3.5	5.1	3.6	3.8	3.2	4.3
O ₂ telítettség %							
	H	K	B	L ₁	Ü ₁	T ₄	T ₅
tavasz	12	26	18	81	82	58	57
nyár	26	42	27	76	86	83	25
ősz	45	28	56	42	45	30	32

A szennyvíztisztító rendszer oxigén ellátottsága kedvező és az egész rendszerre az aerobikus állapot volt a jellemző, hasonlóan az előző évekhez, mivel oxigénhiányt újra nem tapasztaltunk (1. táblázat). A biológiai egységbe folyó előkezelt szennyvíz oldott oxigéntelítettsége kicsi. A levegőztető medencék oldott oxigén ellátottságának elegendőnek kellene lennie ahhoz, hogy eleven iszap alakuljon ki, amely azonban spontán módon nem következett be, és a jelenlegi biodegradálható szervesanyag-terhelés esetén továbbra sem várható.

A vezetőképesség értékei kis mértékben ingadoztak, míg a redoxpotenciál értékei jól egyeztek a víz pH adataival.

3.3. A vízkémiai vizsgálatok eredményei

A vízkémiai vizsgálatok 2006-ban mért eredményeit a 2. táblázat mutatja.

2. táblázat. A vízkémiai vizsgálatok eredményei a nyers szennyvízre (H), ill. a vizes élőhely befolyója (T₄) és kifolyója (T₅) közeléből vett vízmintákra nézve

	H			T ₄			T ₅		
	tavas	nyár	ősz	tavas	nyár	ősz	tavas	nyár	ősz
O-PO₄ (mg/l)	0.070	0.041	0.110	0.041	0.024	0.016	0.011	0.024	0.030
össz-P (mg/l)	0.467	0.251	0.468	0.364	0.466	0.453	0.374	0.319	0.496
Nitrit (mg/l)	0.248	0.071	0.007	0.007	0.007	0.006	0.008	0.008	0.007
Nitrát (mg/l)	0.337	0.042	0.039	0.259	0.046	0.152	0.131	0.086	0.126
NH₄⁺+NH₃ (mg/l)	1.103	0.394	0.246	1.875	0.246	0.152	0.656	0.929	2.431
össz-N (mg/l)	4.815	3.883	0.396	2.168	0.543	1.498	0.869	1.134	2.834
KOI_{sCr} (O₂ mg/l)	519.30	472.24	389.85	102.11	73.64	49.16	56.14	51.23	65.09
KOI_{sMn} (O₂ mg/l)	60.46	50.50	58.30	16.12	21.87	17.69	19.32	23.02	17.42
BOI₅ (O₂ mg/l)	27.00	28.00	36.39	12.50	19.90	16.02	13.90	17.60	17.05

Korábban a szennyvíztisztító rendszer nitrogén anyagforgalmi mérlegében jelentős volt a nitrifikációs aktivitás, mely meghaladta a denitrifikációt. Az utóbbi évek adatai szerint viszont a nitrifikációban valamilyen inhibíciós hatás érvényesülhet, melynek pontos okát nem ismerjük. A nyers szennyvíz változó szerves és szervesetlen nitrogén terhelése ellenére, az oxidációs tőegység elfolyó tisztított vizében a nitrogénformák és az összes nitrogén koncentrációja jóval alatta marad az előírt határértékeknek. 2006-ban a nitrogéneltávolítás hatásfoka 29,9% volt, amely a korábbi évek alacsonyabb eltávolítási hatásfokait figyelembe véve kedvezőnek tekinthető (CZUDAR A. et al. 2007).

A vizes élőhelyen az újra kialakuló gazdag bentonikus növényállomány bizonyítékul szolgál a kedvező szervesetlen ortofoszfát-foszfor ellátottságra. Az egész tisztítórendszerre a csökkenő foszforellátás állapítható meg, különösen az őszi időszakra, ekkor az összes foszfor koncentrációja még az 1 mg/l-t sem éri el. A mért ortofoszfát és összes foszfor koncentráció tízszer ill. hússzor kevesebb, mint a kommunális és élelmiszeripari szennyvizek foszforkoncentrációja.

A befolyó ill. elfolyó szennyvíz adatai alapján a rendszerben kedvező szervesanyag-eltávolítás állapítható meg, a változó szervesanyag-terhelés ellenére is. A kedvező szervesanyag-eltávolítást megerősítik a BOI és KOI elfolyó vízben mért értékei, melyek a befolyó vízben mért koncentrációkhoz képest jelentősen lecsökkennek. A KOI_{sCr} alapján számolt tisztítási hatásfok értékek a 80%-ot meghaladják, ennek ellenére kedvezőtlenebbek az előző években mértéknél (LAKATOS GY. et al. 2002).

4. Összefoglalás

Eredményeink alapján megállapítható, hogy a szennyvíztisztító rendszer működése a változó terhelés ellenére is kielégítő, és a létesített vizes élőhely rendszer vízminősége hasonló a természetes vízterekéhez (LAKATOS, GY. 1998), amelyet az előző évtizedek vizsgálati eredményei is alátámasztanak. A rendszerben a szennyező anyagok eltávolítása megfelelő, a tisztító rendszerből elfolyó vízben a különböző szennyező anyagok koncentrációi jelentősen alatta maradnak az előírt határértékeknek. A befolyó és az elfolyó vízben mért szennyező anyag koncentrációk alapján megállapítható, hogy a vizes élőhely a benne kialakult emerz és szubmerz növényzettel együtt fontos szerepet tölt be a rendszer működésében.

Köszönetnyilvánítás

Munkánkban nyújtott segítségükért köszönetünket fejezzük ki a Bogdány Petrol Kft. vezetésének, valamint az Alkalmazott Ökológiai Tanszék dolgozóinak.

Irodalom

- CZUDAR A. – SZEMERÉDI SZ. – ÁGOSTON N. – CSATÁRI I. (2007) A nyírbogdányi létesített vizes élőhely felhasználása a petrokkémiai eredetű szennyvizek tisztítására. TSF Tudományos Közlemények, I, pp. 85-91.
- GOTTSCHALL, N. – BOUTIN, C. – CROLLA, A. – KINSLEY, C. – CHAMPAGNE, P. (2007) The role of plants in the removal of nutrients at a constructed wetland treating agricultural (dairy) wastewater, Ontario, Canada. *Ecological Engineering*, 29, pp. 154-163.
- HAMMER, D. A. (1997) *Creating freshwater wetlands* (2nd edition). Lewis Publishers, Chelsea, MI, 406p.
- KADLECK, R. H. – KNIGHT, R. L. (1996) *Treatment wetlands*. CRC/Lewis Publishers, Boca Raton, FL, 893p.
- KISS M. – LAKATOS GY. – KISS K. M. (1998) Létesített vizes élőhelyek alkalmazhatósága természetes vizek vízminőség javítása esetén. *Hidrológiai Közlöny*, 78, pp. 351-352.
- LAKATOS, GY. 1978. The phenomenon and significance on benthonic eutrophication in Lake Velencei, Hungary. *Acta Biol. Debrecina*, 15, pp. 147-168.
- LAKATOS GY. 1988 Az olajipari szennyvizek biológiai tisztítása. *Környezettudományi kutatások az MTA területi Akadémiai Bizottságainál II*. pp. 43-77.
- LAKATOS, GY. (1998) Hungary. *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 191-206.
- LAKATOS GY. – K. KISS M. (2000) Petrokkémiai szennyvizek tisztításának intenzifikálása és optimalizálása. *Acta Biol. Debrecina*, 22, pp. 61-64.
- LAKATOS, GY. – KISS, K. M. – KISS, M. – JUHÁSZ, P. (1997) Application of constructed wetlands for wastewater treatment in Hungary. *Water Science Technology*, 33, pp. 331-336.
- LAKATOS, GY. – MÉSZÁROS, I. – KISS, K. M. (2002) Twenty-five experience in the management and development of waste stabilisation pond systems in Hungary. 5th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilisation Ponds, 2-5 April 2002. Auckland, New Zealand. pp. 747-752.
- MITSCHEW, W. J. – GOSSELINK, J. G. (2000) *Wetlands* (3rd edition) John Wiley & Sons Inc., New York, NY, 920p.
- WETZEL, R. G. (1993) *Constructed wetlands: scientific foundations are critical* – In: Moshiri, G. A. ed.: *Constructed wetlands for water quality improvement*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, pp. 3-7.

*Bodnár Réka Kata*¹ – *Bolgár Blanka*² – *Vasvári Mária*³

Zöld(?)szállodák Debrecenben

1. Bevezetés

A fenntarthatóság fogalma nem új keletű, már a '80-as években a környezetvédelmi mozgalmak jelmondata volt. A turizmusban – mint a gazdaság egyik legjelentősebb ágazatában – szintén elterjedt a fenntartható turizmus fogalom. Eszerint a fenntartható turizmusfejlődés hosszú távon tiszteletben tartja a jelenlegi gazdasági, társadalmi-kulturális és fizikai erőforrásokat, emlékezetes élményeket nyújt a látogatóknak és javítja a helyi lakosság életkörülményeit (PUCZKÓ L. – RÁTZ T. – LENGYEL M.).

Az utolsó évtizedben a fenntarthatóság jegyében, a nemzetközi szállodaiparban is egy csendes forradalom zajlott le. Világszerte számos szálloda változtatta meg szemléletmódját, változások következtek be az üzemeltetésben, az irányításban, vagyis egy környezetbarát és társadalmilag felelős üzleti gyakorlatot kezdtek alkalmazni (IHEI 2002).

Ezt támasztja alá számos olyan törekvés is, amely a szállodaipar „zöldítését” tűzte ki célul. Ilyen kezdeményezés például az International Tourism Partnership által megjelentetett számos kiadvány, amelyek követendő példákat mutatnak be, konkrét építési, működtetési javaslatokat ajánlanak a szállodáknak: *Going Green; Minimum standards toward a sustainable hotel; Green Hotelier; Sustainable hotel siting, design and construction; Environmental management for hotels; Benchmarkhotel (International Tourism Partnership 2008)*.

Szükség is van ezekre a kezdeményezésekre, mivel a szállodák – kiváltképp a nagyobbak – olyan komplex ipari létesítmények, melyek nagyfogyasztónak és ezáltal nagy kibocsátónak is számítanak. Például egy, a Hong Kong-i szállodák körében végzett kutatás kimutatta, hogy a szállodák energia-felhasználásának következtében, egyéjszakás megszállás esetén, egy szoba átlagos energiafelhasználása 342 kWh/m²/év, ami 14–38 kg szennyező anyagot jelent évente. Ezek a mutatók városközponti, sokemeletes, 200–700 szobás szállodákra vonatkoznak – évi 80%-os kihasználtsági szint mellett – így ezek az adatok természetesen nem alkalmazhatók bármely (kisebb) szállásadó egységre, a számok azonban elgondolkodtatóak (CHAN, W. – LAM, J. C. 2002).

2. Alkalmazott módszerek

A nemzetközi körkép és tendenciák ismeretében kíváncsiak voltunk a hazai helyzetre is. Ezért végeztünk egy teljes körű kérdőíves felmérést a debreceni kereskedelmi szálláshelyek körében. A Debrecenben – Magyarország második legnagyobb városában – kapott vizsgálati eredmények, természetesen nem reprezentálhatják maximálisan az országos helyzetet, ugyanakkor jó viszonyítási alapot adhatnak arra vonatkozóan, hogy ma mennyire működik környezettudatos módon hazánkban a szállásadói tevékenység.

Köztudott, hogy a szállásadás a magántulajdonon alapuló vállalkozás. Napjainkban, hazánkban is számos olyan szálláshely üzemel, amely a tulajdonformáját és az üzemeltetését tekintve is önálló, családi vállalkozás. Ennek megfelelően többségük kis szobakapacitású

¹ **Bodnár Réka Kata** Debreceni Egyetem, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék, Debrecen E-mail: fyp444@gmail.com

² **Bolgár Blanka** Debreceni Egyetem, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék, Debrecen E-mail: bolgarblanka@gmail.com

³ **Vasvári Mária** Debreceni Egyetem, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék, Debrecen E-mail: vasmacska@citromail.hu

szálloda, panzió, vagy fogadó. Üzemelésük – főként a privatizáció időszakában – gyakran spontán módon kezdődött, üzleti sikerük pedig a tulajdonos/üzemeltető rátermettségén alapul. Debrecenben is ez az általános helyzet, azaz arányait tekintve kevés (6,7%) a valamely szállodalánhoz tartozó egység és egyértelmű a kisebb panziók dominanciája (47,8%). Ezért döntöttünk úgy, hogy „Zöld szálloda” kérdőívünkkel felkeressük az összes – a Tourinform Iroda adatbázisában szereplő – debreceni szálláshelyet.

A kérdőív nyolc fő részre tagolható; az első rész általános, a szálláshelyre vonatkozó kérdéseket tartalmazott (pl. tulajdonos, működés kezdete, szobaszám stb.), míg a többi hét a szállodaipar azon témaköreit – *a létesítmény környezetbe illeszkedése, látványa; energiafogyasztás; vízhasználat; hulladékgazdálkodás; zajvédelem; beszerzések; egyéb szolgáltatások* – dolgozta fel, melyek nagyon fontosak a környezetre gyakorolt hatás szempontjából.

A kérdőíves felmérés több szakaszban zajlott; első körben postán küldtük ki a kérdőíveket, azonban nagyon alacsony volt a visszaküldési arány (16,6%). Ez az adat jelzésértékű lehet a témára való fogékonyság, pontosabban annak hiánya tekintetében! Második körben telefonon kerestük meg a szállásadókat és újra megkértük őket, legyenek segítségünkre a kutatásban. Végül, a harmadik körben személyesen kerestük fel azokat az egységeket, akik a telefonos megkeresésre sem reagáltak. A lekérdezés ez esetben közvetlen módon, kérdezőbiztosokkal történt meg. Ily módon a 42 nyilvántartott szálláshelyből 23-t (54,7%) sikerült lekérdezni, 7 szálláshely (16,6%) egyáltalán nem kívánt válaszolni, a fennmaradó 12 szálláshelyet nem tudtuk elérni főként azért, mert nem üzemelt a téli (vizsgálati) időszakban.

3. Ökocimkék a szállodaiparban

Az International Ecotourism Society (IES) felmérése igazolja, hogy egyre inkább nő azoknak a turistáknak száma, akik előnyben részesítik a zöld szálláshelyeket. Az IES eredményei szerint ugyanis a turisták 70%-a hajlandó többet fizetni egy olyan szálláshely szolgáltatásaiért, amely érdekelt a környezet- és természetvédelem ügyében. Ma már világszerte, számos ilyen szálláshely közül választhat a turista. Választását megkönnyítik az olyan utazási irodák, amelyek „zöld” szálláshelyeket, fenntartható turisztikai programokat kínálnak. Ilyen például az Agoda online utazási iroda, amely főleg Ázsiára specializálódott, sőt a magyar tulajdonú Eupolisz utazási iroda a „*Ha elegend van az ipari turizmusból*” szlogen alatt hirdeti ajánlatait.

Az ökocimkék is segítik a környezettudatos turistát a választásban. Számos ilyen védjegy létezik már, az egyik legismertebb az Európai Unió által létrehozott Európai Virág. Magyarországon eddig egyetlen szálláshely nyerte el ezt a védjegyet, az alsópáhoki Kolping Családi Szálloda. Az egyik legszigorúbb előírásokat tartalmazó címke a svéd Nordic Swan ökocímke (*Nordic Ecolabelling 2008*).

Az Amerikai Egyesült Államokban működő Green Hotels Association nem csupán a „zöld” címkével látja el a szervezet tagjait, hanem példamutató módon tartalmaz, számos irányelvet tartalmazó kiadványokkal is. Környezetbarát termékeket árusít, valamint környezetbarát termékeket és szolgáltatásokat forgalmazó, illetve nyújtó cégek katalógusát állítja össze és kínálja fel tagjainak, ismertető előadásokat szervez stb. (*Green Hotels Ass. 2008*).



Magyarországon az ún. „Zöld Szálloda” pályázat hasonló célt szolgál. A Magyar Szállodászövetség 1996 óta, két évente ítéli oda a sikeres pályázóknak a címet. A pályázat során komplex követelményrendszernek kell megfelelni. Felismerve a tulajdonosi szemléletből adódó különbségeket, 1999 óta két kategóriában hirdetnek győztest; független, illetve lánchoz tartozó szállodák kategóriában.



Néhány budapesti szállodalánc az évek során többször is kitüntetett helyezést ért el, emiatt ők már időbeli korlátozás és anélkül, hogy újra kellene pályázniuk, használhatják „*A Magyar Szállodaszövetség Zöld Szállodája*” címet. Ebbe a körbe tartoznak például a Sofitel Atrium, Congress Park Hotel Flamenco, Mercure és a Taverna Szálloda. A vidéki szállodák közül külön említést érdemel a szarvaskői Öko-Park Panzió. A debreceni Aquaticum Termal és Wellness Szálloda 2005 óta büszkén viseli a Zöld Szálloda címet, míg 2001-ben az Aranybika Szálloda vett részt a pályázaton, de nem járt sikerrel.

4. Környezettudatosság a szálláshelyeken

A kutatás során fontosnak tartottuk megkérdezni, hogy önálló szálláshelyekről van-e szó. Mivel Európaszerte a szállodák 70%-a nem tartozik egyetlen szállodalánchoz sem, így ezek környezetbarát működtetése csupán a tulajdonosok és működtetők környezeti tudatán múlik, ugyanakkor a szállodalánccok nagy része területi szinten jól meghatározott környezetvédelmi politikát dolgoz ki, amit a társult egységeknek el kell fogadniuk (JOHNSON, C. – IUNIUS, R. F. 1999).

Ilyen például az Accor Csoport környezetvédelmi kartája, amely korábban 15 pontból állt, mára azonban már 65 pontra bővült. Ebben olyan témakörök (akciók) szerepelnek, mint a tájékoztatás, az energia, a víz, a szennyvíz, az ózonréteg, a biodiverzitás, a zöld beszerzések és az ISO tanúsítvány. Minden, az Accor Csoporthoz tartozó szállodának ki kell választani az akciók legalább egyharmadát, melyeket alkalmazni fog az üzemelés során, függetlenül attól, hogy hány csillagos a szálloda. Véleményünk szerint, például a Magyar Szállodaszövetség is kidolgozhatja – a magyar viszonyoknak megfelelően – egy ehhez hasonló szabályozórendszerrel tartalmazó dokumentumot, ezáltal (is) segítve a környezettudatos szemlélet terjedését a szakmában.

A kérdőívünk első részét képező általános kérdésekre adott válaszokon jól lemérhető a szálláshely-üzemeltetők/tulajdonosok környezettudatossága. A válaszok egy része biztató, mivel a válaszadók 82,6%-a egyetért azzal az állítással, miszerint egyre nő a környezet védelmét, épségét fontosnak tartó turisták száma; 78,2%-a vallja, hogy a környezettudatos szálláshelyek vonzereje egyre felértékelődik. A válaszadók közül 14 szálláshely (60,86%) rendelkezik valamilyen minőségbiztosítási rendszerrel; 13 helyen (56,52%) az alkalmazottak továbbképzése kiterjed a takarékoságot, a környezet védelmét szolgáló intézkedésekre is. A 23-ból 12 szálláshely (52,17%) folyamatos fejlesztésekkel kíván megfelelni az egyre szigorodó környezetvédelmi előírásoknak; és végül a takarékoságot előtérbe helyezve, 7 szálláshelyen (30,43%) a nyilvántartások számítógépes rendszerben – a papírhasználatot minimalizálva – zajlanak.

Ugyanakkor vannak olyan területek, ahol nagyfokú hiányosságok mutatkoznak. Például a megkérdezett szálláshelyek közül csupán háromban teljes, kettőben pedig rész munkaidőben, foglalkoztatnak környezetvédelmi felelőst, aki elsősorban a housekeeping, a műszaki karbantartó vagy a minőségbiztosítási részleg alkalmazottja. Ezek a szálláshelyek szállodalánc tagjai, akik egyébként is előírják ennek a feladatkörnek a betöltését. Az e kérdésben kapott számadatok a válaszadók tekintetében is rendkívül alacsonyak és ne feledjük, hogy Debrecen kereskedelmi szálláshelyeinek alig több mint a fele volt hajlandó részt venni a felmérésben.

Ezek az eredmények részben biztatóak és az új, környezeti szempontból fenntartható szemlélet terjedésének lehetőségét hordozzák magukban, ugyanakkor a környezeti problémák jelentőségét tekintve jelenlegi szintjükön elenyészőnek mondhatók. Mindazonáltal az állami irányítás és szabályozás fontosságára hívják fel a figyelmet, mivel eddig kevés olyan specifikus kormányrendelet született világszerte, amely az utazással és turizmussal foglalkozó

vállalatokat környezettudatos cselekvésre ösztönözné. Mindaddig, amíg a gazdasági szféra – így a turizmus – körében nem honosodik meg a vállalati fenntarthatóság gyakorlata, addig sajnos kevés fenntartható módon működő vállalkozásra számíthatunk e téren is.

5. Energiafogyasztás a szálláshelyeken

Az eddigi tudományos kutatások rámutattak arra, hogy a turizmusszektoron belül a legnagyobb energia-felhasználók a szállodák, melyek nagy része a nem megfelelő energiagazdálkodás következtében nagymértékű szennyezést idéz elő. E problémára érzékenyebben kezdtek odafigyelni az 1990-es évektől kezdődően, amikor a globális felmelegedés problémája világszinten is ismertté vált.

A debreceni szálláshelyek energiafogyasztásáról nincsenek konkrét adataink, az azonban megállapítható, hogy a vizsgált szálláshelyek fűtésrendszere a legtöbb esetben gázalapú, ami a CO₂-kibocsátás szempontjából sokkal előnyösebb a szénalapú, illetve fafűtésrendszerekhez képest. Biztató a kérdőíves felmérés azon eredménye is, mely szerint a szálláshelyek 69%-ában a fűtés és légkondicionálás – mivel szobánként szabályozható – az üres státusú szobákban csekély mértékű vagy teljesen kikapcsolt.

A kérdőívezés során a legjobb – ám a villamosáram ára által is erősen befolyásolt – eredményeket az energiatakarékossággal kapcsolatos kérdésekben kaptunk. A 23 megkérdezett szálláshelyből ugyanis 16 helyen (69,6%) használnak "A" kategóriájú energiatakarékos háztartási gépeket; 11 szálláshely (47,8%) kapubejáróját, parkolóját, sötét folyosóit pedig állandóan működő fényforrás helyett mozgás érzékelővel/időkapcsolóval rendelkező berendezésekkel látták el. 19 esetben (82,6%) az irányító jelzések megvilágítására kis energiafelvétellel működő fénykibocsátó diódákat (LED) alkalmaznak. Nagyon magas arányban, 20 szálláshelyen (87%) használnak energiatakarékos fényforrásokat, továbbá 19 szálláshelyen a nyílászárók hő- és hangszigetelése is megfelelő. A vendégek tájékoztatása, takarékosagra való figyelemfelkeltése terén azonban nagy hiányosságok mutatkoznak. Ez azért is nagy probléma, mert csupán 4 szálláshely (17,4%) rendelkezik olyan rendszerrel, ami a vendég távollétében a szükségtelen fogyasztókat automatikusan kikapcsolja.

6. Vízhatalat a szálláshelyeken

Vízhatalat terén az ún. „törölköző program” Európaszerte elterjedt gyakorlat, mely nemcsak víz- és energiamegtakarítást eredményez, hanem a kibocsátott detergensnek mennyiségét is csökkenti, valamint hosszabb élettartamot biztosít az anyagoknak. A Green Hotel Association jelentése szerint a vendégek 70–90%-a együttműködő az ilyen jellegű programokban. A Six Continents Hotels kimutatása szerint egy 150 szobás szálloda e program segítségével havonta 22 700 l vizet és 150 l mosószert spórolhat meg (BOHDANOWICZ, P. 2006). Környezetkímélő megoldást jelenthet a víztakarékos berendezések, környezetbarát tisztítószerek használata is.

A debreceni szálláshelyek esetében is kedvezőnek értékelhető, hogy a 23 megvizsgált szálláshelyből 16 helyen (69,6%) víztakarékos háztartási gépeket alkalmaznak, 18 helyen (78,2%) víztakarékos WC tartályokat használnak. Valamivel kevesebb, 15 szálláshely jelölte meg, hogy a hatósági előírásoknak folyamatosan megfelelő a szennyvízkibocsátás és a szükséges előtisztítás is megvalósul.

A környezetért a vendégekkel való hatékony együttműködés tekintetében elgondolkodtató azonban, hogy csupán 2 helyen (8,7%) található feltűnő helyen, írott tájékoztató, amely emlékezteti a vendégeket a víz takarékos használatára. További probléma, hogy csak 8

szálláshelyen (34,8%) használnak víztakarékos – billenőfejes/mozgásérzékelős – csapokat, és csupán 3 helyen történik a WC öblítése, illetve a növények öntözése nem az ivóvízhálózatból származó vízzel.

7. A szálláshelyek hulladékgazdálkodása

A hulladékgazdálkodás terén is számos környezetbarát megoldás létezik, azonban ezek ismerete és használata sajnos nem jellemző a debreceni szállásműködtetők körében. A legtöbb fejlett országban már bevett gyakorlat a szelektív hulladékgyűjtés, Debrecenben azonban ez még nem működik teljeskörűen. Még ha meg is lenne a szelektíven gyűjtésre való hajlam, hiányos az ezt kiszolgáló infrastruktúra. Ezt támasztja alá az a tény is, hogy a válaszadók közül 7 helyen (30,4%) gyűjtik – legalább négy komponensre – szelektíven a szemetet, további 5 helyen csak részleges szelektálás van. Mindössze 5 szálláshely (21,7%) gondoskodik az újrahasznosítható anyagoknak a termelési folyamatba történő visszakerüléséről is, azaz a válaszadók egynegyedét sem érinti ez a tevékenység. A szálláshelyek közül csupán kettőben találhatóak meg a szelektív hulladékgyűjtés edényei minden szobában. Az egyik szálláshely működtetője azzal indokolta e tekintetben nemleges választát, hogy túl sok helyet foglalnak ezek az edények. Pedig jobbnál-jobb megoldások (pl. többrekeszes hulladékgyűjtő edények) léteznek már erre a problémára is.

A keletkezett hulladék mennyiségének csökkentését szolgálja a nem egyszer használatos, műanyag evőeszközök, illetve a nem külön csomagolt, kiporciózott élelmiszeradagok preferálása is, mivel a csomagolóanyagok hatalmas mennyiségű, zömében fölöslegesen képződő hulladékot eredményeznek. Ezen a téren jobbak a felmérésünk eredményei, mivel 17 helyen (73,9%) egyáltalán nem alkalmaznak egyszer használatos papírból, műanyagból készült poharat, tányért, evőeszközt. 15 szálláshelyen a fürdő vagy tusoló helyiségekben a folyékony szappan, testápoló szer megfelelő mennyiségének adagolását szolgáló és újra tölthető készülékek vannak felszerelve. Minden tekintetben pozitív, hogy 11 helyen a szálláshely által tovább használni már nem kívánt tárgyakat nem dobják ki, hanem felajánlják karitatív szervezeteknek, vagy áron alul értékesítik. Megjegyzendő azonban, hogy a szervesanyag-maradékok helyben történő újrahasznosítását (komposztálás, biogáztermelés stb.), sőt a rászorulóknak történő eladományozását gyakran a helyi közegészségügyi törvények/rendeletek akadályozzák meg.

8. Egyéb környezetbarát megoldások a szálláshelyen

A szálláshelyek környezetet kímélő működését további megoldások is hatékonyan segíthetik elő. Ilyenek lehetnek például a beszerzéseknél az ökocimkével vagy valamilyen minősítéssel rendelkező termékek előnyben részesítése; a biotermékek vagy helyi termékek használata; az alkalmazottak folyamatos képzése a környezetvédelmi előírások, (munka)módszerek terén; és nem utolsósorban a vendégek figyelmének felkeltése, valamint a környezetvédelmi együttműködésekbe, programokba történő hatékony bevonásuk stb.

Ezek a módszerek azonban egyelőre kis népszerűségnek örvendenek a debreceni szálláshelyek körében, mivel csupán 4 helyen (17,4%) alkalmaznak környezetvédelmi szempontból minősített beszállítókat. Valamivel többen, de még mindig kevesebben, mint a válaszadók felénél – 11 helyen (47,8%) – részesítik előnyben a környezetbarát emblémával ellátott termékeket. Ugyanennyi helyen jelezték, hogy a takarításhoz alkalmazott tisztítószerek biológiai úton lebomlóak. Jó hír viszont, hogy 13 helyen (56,5%) már fontosnak

tartják, hogy a felhasznált élelmiszer-alapanyagok ne legyenek génkezelték, és ne tartalmazzanak vegyszermaradványokat.

A legnagyobb hiányosságok a vendégekkel való környezettudatos kommunikáció, illetve a szálláshely környezettudatos cselekvéseibe történő bevonásuk terén mutatkoznak, hiszen csupán töredéknyi, 2 szálláshely (8,7%) látja el vendégeit írásos tájékoztatóval, amely tartalmazza a „zöld szálláshely” környezetvédelemmel kapcsolatos céljait, intézkedéseit és egyben a vendégek felé irányuló kéréseit is. Pedig az összefogásra nagy szükség lenne ahhoz, hogy minél hamarabb jelentős és pozitív irányú változások mehessenek végbe a turizmusipar e korántsem kis jelentőségű szektorában.

9. Összefoglalás

A nemzetközi helyzet ismeretében kérdőíves módszerrel megvizsgáltuk a debreceni kereskedelmi szálláshelyek működését a fenntarthatóság szempontjából, üzemeltetőinek környezettudatosságát, és a kapott vizsgálati eredményekből következtetéseket vontunk le a hazai helyzetre vonatkozóan is.

Ezek alapján megállapítható, hogy ma Magyarországon a szállásadói tevékenység során – mivel főként magántulajdonon alapuló szolgáltatásról van szó – nem teljesül az egészséges környezet szempontjából elvárható mértékben a környezettudatos magatartás, azaz még korántsem elég „zöldek” a kereskedelmi szálláshelyeink. Ez leginkább abból adódó probléma, hogy a szálláshelyek üzemeltetői még nem ismerték fel elég széles körben a tiszta környezet és a szolgáltatás jobb értékesíthetősége között fennálló egyszerű kapcsolatot, illetve a piacon tapasztalható kielezett versenyben nem marad idő, pénz és energia a környezettudatos fejlesztésekre.

Ez a fajta szemlélet azonban alapvetően téves és zsákutcába vezető, hiszen statisztikailag is kimutatható, hogy a turisták motivációiban és a célterület – azon belül a szálláshely – kiválasztása során egyre jobban érvényesül, felértékelődik a tiszta, egészséges környezet jelentősége. Nem véletlen az olyan utazási irodák egyre növekvő száma sem, akik kifejezetten ilyen desztinációkba, célirányosan ilyen utazóközönségnek, piaci szegmensnek szervezik útjaikat, továbbá marketingjükben is hangsúlyozzák az egészséges környezet fontosságát. Alapvető fontosságú tehát – és e cikk fő célja is – a figyelem problémára történő ráirányítása mind a szállásadók, mind az őket összefogó, képviselő szervezetek esetében. Közös érdekünk és egyben felelősségünk is a környezet állapotának megóvása, javítása, ezért javasoljuk és támogatjuk – az itt is bemutatott külföldi példák alapján – egy hazai (környezet)minősítő rendszer kidolgozását és széleskörű alkalmazását a szállásadói tevékenységet végző létesítmények körében.

Irodalom

- BOHDANOWICZ, P. (2006) Environmental awareness and initiatives in the Swedish and Polish hotel industries – survey results. *International Journal of Hospitality Management*, 25, pp. 662-682.
- CHAN, W. – LAM, J. C. (2002) Prediction of pollutant emission through electricity consumption by the hotel industry in Hong Kong. *IJHM*, 21, pp. 381-391.
- JOHNSON, C. – IUNIUS, R. F. (1999) Competing in Central Eastern Europe. *IJHM*, 18, pp. 245-260.
- PUCZKÓ L. – RÁTZ T. – LENGYEL M.: Fenntartható turizmus (<http://www.ratztamara.com/sustain.html>)
- Green Hotels Association, 2008 (<http://www.greenhotels.com/index.htm>)
- International Hotel Environmental Initiative – IHEI, 2002 (<http://www.greenthehotels.com/eng/handenv.htm>)
- International Tourism Partnership, 2008 (<http://www.tourismpartnership.org/index.html>)
- Nordic Ecolabelling, 2008 (<http://www.svanen.no>)

**KÖRNYEZETBIOLÓGIA -
TERMÉSZETVÉDELEM**

Dr. Urák István¹ – Vizauer Tibor-Csaba² – Dr. Mócsy Ildikó³ – Zsigmond Andrea⁴ – Szigyártó Lídia⁵ – Néda Tamás⁶ – László Beáta⁷ – Nagy Ildikó⁸

Komplex környezettudományi felmérések a Tordai-hasadék Természetvédelmi Rezervátumban (Erdély, Románia)

Abstract

The Cheile Turzii gorge is one of the most spectacular and well attended nature reserve in Transylvania. In order to preserve its high scientific and touristic value, becoming familiar with its flora, fauna and environmental factors and the monitoring of their dynamics is of great importance. This work was started by the teachers and students of the Environmental Sciences Department of the Sapientia Hungarian University of Transylvania in the summer of 2007. In the preliminary part of this long-termed project seasonally (summer, autumn and winter) and monthly (in the case of bats) survey was made. The noise, air-dust and air-radon-concentration, the pH and heavy metal content of soil, the pH, total hardness, conductance, O₂-level, important cations and anions of the Hesdat River were determined. The aquatic life, the spider- and daylight-moths biodiversity of the gorge, the flora of the “Kövesbérc-Szindi” limestone Ridge and the bat-fauna of the “Nagy Balika’s Castle” Cave were equally studied.

1. Bevezetés

A Tordai-hasadék mészkőhasadék a Torockói-hegységben, nem messze Tordától (10 km) és Kolozsvártól (35 km). Erdély egyik leglátványosabb és leglátogatottabb természetvédelmi területe, amely tudományos és turisztikai szempontból is egyaránt értékes. A hasadék völgyében a Hesdát-patak folyik. A hasadék két oldalán a Peterdi-gerinc és a Kövesbérc-Szindi-mészkőgerinc húzódik, ezen sziklafalak 250-300 méter magasak.

A legátfogóbb florisztikai felmérés 1030 taxont említ a Tordai-hasadékból (NYÁRÁDY, E. 1939), melyek közül a legnagyobb ritkaságnak a turkesztáni hagyma (*Allium obliquum*) számít, amely ezen kívül csak Ázsiában lelhető fel. A hasadék madárvilága is rendkívül gazdag, az első feljegyzések szintén Nyárádytól származnak, és 67 fajt említenek. Napjainkig összesen 111 madárfajt jeleztek a Tordai-hasadékból, melyek közül a szirtisas (*Aquila chrysaetos*) a hasadék szimbóluma lett. Először 1983-ban nyilvánították védetté egy 104 hektáros területet. 2004-ben ezt kibővítették 324 hektárra, 2006-ban pedig a egész rezervátumot Natura 2000 területnek javasolták.

¹ Dr. Urák István Sapientia Erdélyi Magyar Tudományegyetem, Környezettudományi Tanszék, Kolozsvár E-mail: istvan.urak@milvus.ro

² Vizauer Tibor-Csaba Zöld Erdély Egyesület, Kolozsvár

³ Dr. Mócsy Ildikó Sapientia Erdélyi Magyar Tudományegyetem, Környezettudomány Tanszék, Kolozsvár E-mail: mocsy.ildiko@kv.sapientia.ro

⁴ Zsigmond Andrea Sapientia Erdélyi Magyar Tudományegyetem, Környezettudományi Tanszék, Kolozsvár E-mail: zsigmond.andrea@sapientia.ro

⁵ Szigyártó Lídia Sapientia Erdélyi Magyar Tudományegyetem, Környezettudományi Tanszék, Kolozsvár E-mail: lidia_szigyarto@yahoo.com

⁶ Néda Tamás Sapientia Erdélyi Magyar Tudományegyetem, Környezettudományi Tanszék, Kolozsvár E-mail: neda.tamas@sapientia.ro

⁷ László Beáta Sapientia Erdélyi Magyar Tudományegyetem, Környezettudományi Tanszék, Kolozsvár E-mail: laszlo.beata@kv.sapientia.ro

⁸ Nagy Ildikó Sapientia Erdélyi Magyar Tudományegyetem, Környezettudományi Tanszék, Kolozsvár

2. Anyag és módszerek

A Tordai-hasadék és környékének védelme és természeti értékeinek megőrzése érdekében kiemelkedő fontossággal bír a különböző környezeti tényezőknek, növény- és állatvilágának megismerése, dinamikájának monitorizálása. Ennek érdekében a Sapientia Erdélyi Magyar Tudományegyetem Környezettudományi Tanszékének alkalmazottai és diákjai 2007 nyarán hosszútávra tervezett kutatásokat kezdtek el, melynek a bevezető részében évszakonként (nyár, ősz és tél) valamint havonta (denevérek) végeztünk felméréseket. Vizsgáltuk a levegőt (zaj, por, radonkoncentráció), a talajt (pH, nehézfémek koncentrációja), a Hesdát-patak vizét (pH, keménység, vezetőképesség, anionok és kationok koncentrációja, élővilág), a Kövesbérc-Szindi-mészkögerinc növényzetét, a hasadék pókfaunáját, a nappali lepkék biodiverzitását és a Nagy Balika-vára barlang denevérfaunáját.

Mindezen környezeti tényezők jelenős változásokon mehetnek át az észak-erdélyi autópálya megépítése és használatba helyezése után, mivel nyomvonala a Tordai-hasadék közelében, a Tordai-hasadék és Túri-hasadék természetvédelmi területek között fog elhaladni, kettévágva egy egységes ökológiai rendszert. Így jelen felméréseink eredményeit fel lehet majd használni az autópálya megerősítése előtti és működése utáni állapotok összehasonlítására, környezetre gyakorolt negatív hatásainak a kimutatására.

3. Eredmények

A méréseket és a mintavételezést a völgyben és a Kövesbérc-Szindi-mészkögerincen kijelölt és GPS-el bemért vizsgálati pontokban végeztük (*1. táblázat*).

A zajszintet Quest-2900 szonométerrel mértük. A mérések eredményeiből az derült ki, hogy a Tordai-hasadékban nincsen zajszennyezés. Természeti eredetű zajokat okozhat a szél és a Hesdát-patak, éppen ezért a patak mellett nagyobb értékeket mértünk, mint a gerincen.

A levegőben lebegő por koncentrációjának a meghatározására egy Personal DataRAM nevű készüléket használtunk, amely a 2,5 µm-nél kisebb aeroszolok koncentrációját méri. A három évszakban mért eredmények nagyon közel álltak egymáshoz, nem mutattunk ki mesterséges eredetű porszennyezést. Az ülepedő port nem sikerült megmérni, mivel a kihelyezett porcsapdák eltűntek.

A Hesdát-patak vizének vegyi elemzése alapján kapott eredmények kiértékelésénél csak egy esetben találtunk nagyobb mértékű szennyezésre utaló jeleket. Októberben egy esős időszak után történt a mintavételezés, de a nagyfokú oldódás ellenére is, mindhárom mintavételi pontban az ammóniumionok koncentrációja 0,9 ppm volt, ami szinte kétszerese a megengedett értéknek (0,5 ppm).

A patakban található kövek élőbevonatából is mintavételeztünk (ÁCS É. – KISS K. T. 2004), meghatároztuk a benne élő kovamoszatokat (KRAMMER, K. – LANGE-BERTALOT, H. 1986, 1988, 1991, 2000) és a fajok alapján szaprobitási indexet számoltunk (ZELINKA, M. – MARVAN, P. 1961) melyből következtetni lehet a szerves anyagokkal történő szennyezésre.

Összesen 90 taxont azonosítottunk 19 génusból, melyek közül néhány ritkának számít Románia faunájában: *Cymbella tumidula* var. *subexcisa*, *Navicula viridis* var. *rostellata* és *Nitzschia angustata*. Megfigyelhető volt, hogy a fajok száma nőtt, ahogy a patak folyásával szemben haladtunk, az első mintavételezési ponttól a harmas fele, ami szennyezésre utal a patak felső szakaszán. Mindhárom mintavételezési helyen a domináns fajok β -mezozaprób és oligo- β -mezozaprób vizeket indikáló fajok voltak, amit a szaprobitási-index értékei is tükröznek (*1. táblázat*). Ezek az adatok is enyhe szerves anyaggal történő szennyezésre utalnak, a patak felső szakaszán.

1. táblázat. A mintavételezésre és mérések elvégzésére kijelölt kutatási pontok

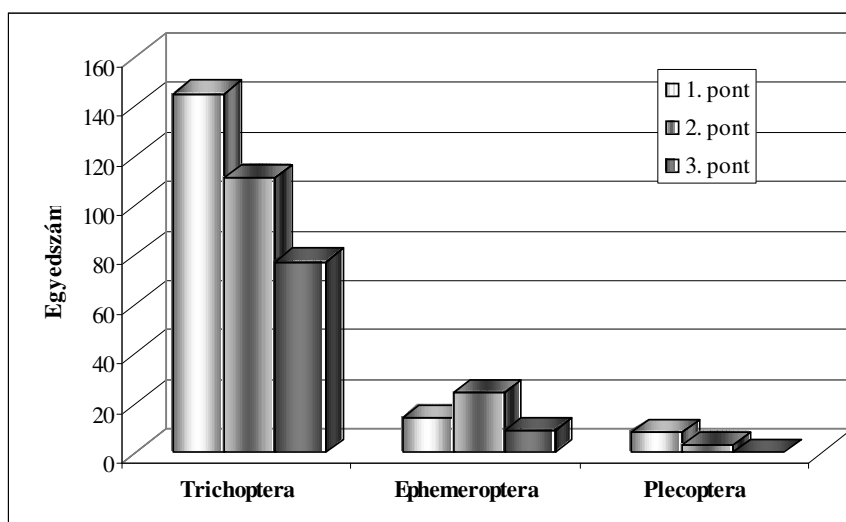
Kutatási pont száma	Mintavételezés helye	GPS koordináták
2	Hasadék közép része	34T 07 05 294 UTM 51 60 296
3	Hasadék kijárata	34T 07 04 665 UTM 51 60 615
4	Gerinc kijáratnál	34T 07 05 195 UTM 51 60 834
5	Gerinc közép része	34T 07 05 306 UTM 51 60 628
6	Gerinc bejáratnál (Torda felől)	34T 07 05 457 UTM 51 60 491

2. táblázat. Víztisztaság a szaprobitási index (IS) alapján

Minta száma	IS értéke	Víztisztasági osztályok	Szaprobitás	Szennyezés
1	2,01	II	β -mezoszaprob	mérsékelt szerves szennyezés
2	1,99	II	β -mezoszaprob	mérsékelt szerves szennyezés
3	2,08	II	β -mezoszaprob	mérsékelt szerves szennyezés

Ugyanazon a három mintavételezési helyen, ahonnan a vízmintákat és a kovamoszatokat vettük, a gerinctelen faunát is tanulmányoztuk. Júliusban összesen 1275, októberben 56 gerinctelent gyűjtöttünk és engedünk szabadon, miután meghatároztuk a nagyobb rendszertani csoportokat, amibe tartoztak. Többségük a *Gammarus* génuszba tartozó felemáslábú rák volt, melyek száma nőtt az egyes mintavételezési helytől a hármastól. Ezzel ellentétben, a szennyezésre érzékeny kérészek (Trichoptera) és álkérészek (Plecoptera) száma csökkent ugyanebben az irányban. Mindez alátámasztja a kémiai elemzések és a kovamoszatok alapján kapott eredményeket: időszakos szerves szennyezés történik, ami a víz öntisztuló képességének köszönhetően mérséklődik a hasadék alsó felében.

Talajmintákat a vegyi elemzéshez a Tordai-hasadék a Kövesbérc-Szindi-mészakőgerincen vettünk, három helytől, a talaj felszínéről 0–1 cm mélységből, valamint 4–5 cm mélyről. A Hesdát-patak mellett csak a második mintavételezési helyről lehetett talajmintát venni, és onnan is csak a felszínről. A talajmintákból meghatároztuk a pH-t, nedvességtartalmat, és a következő fémek koncentrációját: Li, Na, K, Ca, Mg, Cu, Cd, Pb, Zn, Fe, Mn, Cd. Az eredmények alapján elmondható, hogy a felszíni próbák pH-értéke nagyobb (átlag 6,44), mint 4–5 cm mélyen (átlag 5,95). A patak mellől vett próba nedvességtartalma és Ca-ionok koncentrációja is jóval nagyobb, mint a gerincen vett próbák esetében. A többi fém esetében csak a Zn-ion koncentrációja haladta meg a megengedett határértékeket a második és ötödik mintavételezési pontban. Mivel az élő szervezetek néha képesek felhalmozni bizonyos elemeket, megvizsgáltuk a növények nehézfém-tartalmát is. Egyetlen esetben sem tapasztaltunk kimagasló értékeket, melyek szennyezésre utalnak volna.



1. ábra. A vízi gerinctelenek júliusi egyedszámának váltakozása a Hesdát-patakban

3. táblázat. A Nagy Balika-vára barlangban mért paraméterek (02. 07. 2007. 12,30 – 15,40)

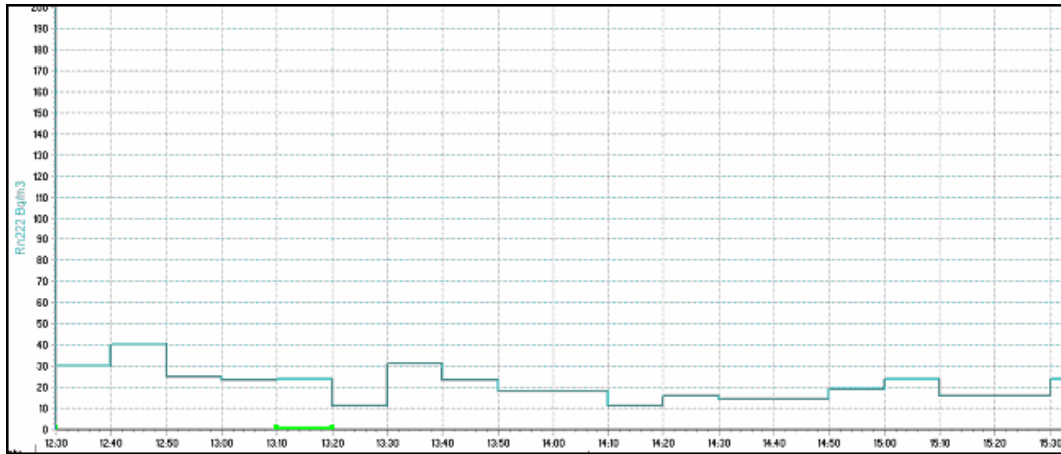
Mért paraméter	Mértékegység	Mért érték
Radon maximális koncentrációja	Bq/m ³	40
Radon közepes koncentrációja	Bq/m ³	21
Radon minimális koncentrációja	Bq/m ³	11
Hőmérséklet	°C	14,1
Relatív páratartalom	%	94,6
Légnymás	mbar	957

A vegetáció vizsgálata érdekében a Kövesbérc-Szindi-mészkőgerincen kijelöltünk három 5×5 m-es kvadrátot, melyekben meghatároztuk a bokrok faji hovatartozását, helyzetét a kvadráton belül és biometriai adatokat felvételeztünk (maximális magasság és átmérő). A jövőben időszakonként megismételve a méréseket, adatok gyűjthetők a vegetáció szukcessziójáról és a legeltetés hatásáról.

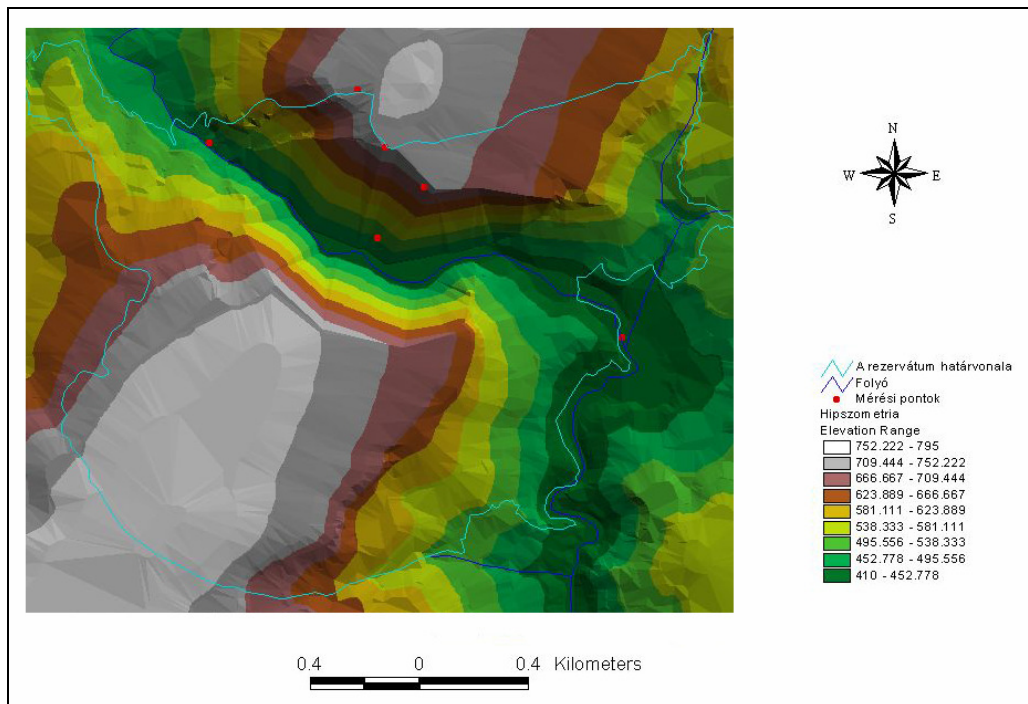
A pókfauna tanulmányozásához egy modern mintavételezési módszert használtunk: egy speciálisan erre a célra átalakított lombszívót, melynek segítségével élve gyűjthetők a gerinctelen ízeltlábúak. Így még helyszínen elvégezhető a válogatás és határozás, csak a helyben meg nem határozható példányok kerülnek konzerválásra. A határozás változatos határozókulcsok felhasználásával történt (HEIMER, S. – NENTWIG, W. 1991; ROBERTS, M. I. 1985, 1987). A fajok taxonómiai besorolása PLATNICK, N. I. (2005) katalógusa alapján történt. Összesen 36 fajt azonosítottunk a Tordai-hasadék területén, amelyek 15 családot képviselnek. A legtöbb faj által képviselt családok a farkaspókok (6 faj), a keresztespókok és a kövipókok (5 faj) és a vitorlaspókok (4 faj). Ritka és érdekes fajoknak számítanak a kövi torzspók (*Atypus muralis*) és a barlangi keresztespók (*Meta menardi*).

Annak ellenére, hogy NYÁRÁDY, E. (1939) monográfiáját tartják a legátfogóbb tanulmánynak a Tordai-hasadékról, mivel több mint ezer edényes növényt sorol fel benne, az innen jelzett lepkék fajlistája ennél is nagyobb. Eddig 1334 fajt azonosítottak, de még legalább 200 faj előfordulását feltételezik. Az eddig azonosított fajok között vöröslistás fajok is szerepelnek. A fecskefarkú lepke (*Papilio machaon*) és a lápi hangyaboglárka (*Maculinea alcon*) veszélyeztetett fajok, a nagy tűzlepke (*Lycaena dispar*) és a narancslepke (*Colias myrmidone*) szerepelnek a Natura 2000 Élőhelyvédelmi Irányelvének II. Mellékletében, mint Uniós érdekeltőségű állatfajok (RÁKOSY, L. 2001; VIZAUER T. CS. 2002, 2003).

A Nagy Balika-vára barlang denevérfaunájának a vizsgálata előtt megmértünk néhány fizikai paramétert: radonkoncentrációt, hőmérsékletet, relatív páratartalmat és légnyomást. A mérésekhez AlfaGuard ionizációs készüléket használtunk. A mért radonkoncentráció értékek alacsonyak voltak, ami elsősorban azzal magyarázható, hogy a mészkő nagyon kis mennyiségű rádiumot tartalmaz.



2. ábra. A ^{222}Rn -koncentráció váltakozása a Nagy Balika-vára barlang végében



3. ábra. A Tordai-hasadék digitális térképe a mintavételezési pontokkal

A Nagy Balika-vára barlangban összesen 4 denevérfajt azonosítottunk, ezek a következők: nagy patkósdenevér (*Rhinolophus ferrumequinum*), közönséges denevér (*Myotis myotis*), hegyesorru denevér (*Myotis oxygnathus*) és hosszúsárnyú denevér (*Miniopterus schreibersii*). A nyári hónapokban tapasztaltuk a legnagyobb egyedszámot minden faj esetében, ami azt jelenti, hogy a denevérek a szaporodási időszakban használják a barlangot, telelni más barlangot/barlangokat keresnek fel. Ez fontos információ a védelmük szempontjából, ugyanis éppen nyáron a leglátogatottabb a Tordai-hasadék, és annak ellenére, hogy a Nagy Balika-

vára barlang bejárata vasráccsal le van zárva a látogatók előtt, nagyon sokan átmásznak a falon és bejutva a barlangba megzavarhatják a szülőkolóniákat.

Elkészítettük a Tordai-hasadék digitális térképét és bejelöltük ezen a mintavételezési pontokat. Végezetül egy digitális adatbázist fogunk elkészíteni, melyen elérhető lesz az összes vizsgálati eredmény.

4. Következtetések

A Tordai-hasadékban nincsen por- és zajszennyezés. A talaja helyenként cinkkel szennyezett, de ennek eredete ismeretlen, további mérések szükségesek. A Hesdát-patak vize mérsékelten szennyezett, valószínűleg időszakosan bejutó háztartási hulladékkal, trágyalével. Ezt a jövőben meg kell akadályozni.

A gazdag növényvilág gazdag gerinctelen faunát rejt, sok ritka lepke és pókfajnak biztosítva megfelelő élőhelyet.

A Nagy Balika-vára barlangot a denevérek szaporodásra használják, ezért főleg nyáron lenne szükség szigorúbb védelemre.

A környezeti jellemzők monitorizálására mindenképp szükség van, figyelembe véve, hogy nem messze fog elhaladni az észak-erdélyi autópálya nyomvonala.

Köszönetnyilvánítás

A kutatás a Sapientia Erdélyi Magyar Tudományegyetem Környezettudományi Tanszéke és a Kolozs Megyei Tanács által közösen aláírt kutatási szerződés keretén belül valósult meg.

Irodalom

- ÁCS É. – KISS K. T. (2004) Algológiai praktikum. ELTE Eötvös Kiadó, Budapest
- HEIMER, S. – NENTWIG, W. (1991) Spinnen Mitteleuropas. Paul Parey Verlag, Berlin und Hamburg
- KRAMMER, K. – LANGE-BERTALOT, H. (1986, 1988, 1991, 2000) Bacillariophyceae – In: Ettl, H. – Gerloff, J. – Heyning, H. – Mollenhauer, D. Hrsg.: Süßwasserflora von Mitteleuropa, 2, 1-5, G. Fisher, Stuttgart
- NYÁRÁDY, E. (1939) Enumerarea plantelor vasculare din Cheia Turzii. Comisia Monumentelor Naturii, București
- PLATNICK, N. I. (2005) The world spider catalog (<http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog81-87/index.html>)
- ROBERTS, M. I. (1985) The spiders of Great Britain and Ireland 1. Harper Collins, London
- ROBERTS, M. I. (1987) The spiders of Great Britain and Ireland. 2. Harper Collins, London
- ZELINKA, M. – MARVAN, P. (1961) Zur Praziesierung der biologischen Klassifikation des Reinheit fliessender GÄwasser, Arch. Hydrobiol. 57, pp. 389-407.
- RÁKOSY, L. (2001) DiversitÄt der Schmetterlinge (Lepidoptera) im Cheile Turzii Naturschutzgebiet (Siebenbürgen, Rumänien). Entomol. rom. 6, pp. 55-92.
- VIZAUER T. Cs. (2002) Nappali lepkegyüttesek (Lepidoptera: Diurna) összehasolító biodiverzitás-mérése hagyományosan kezelt gyeptípusokban. Erdélyi Múzeum-Egyesület, Marosvásárhely, pp. 24-25.
- VIZAUER T. Cs. (2003) Adatok a Székelyföld nappali lepkefaunájának ismeretéhez. Acta Siculica, 1, pp. 35-42.

Misik Tamás¹ – Varga Katalin² – Dr. Kárász Imre³

A síkfőkúti cseres-tölgyes erdő cserjeszintjének fiziognómiai struktúra viszonyai 2007-ben I.

Abstract

The structure of an *Quercetum petraeae-cerris* oak forest ecosystem within the Síkfőkút research area („Síkfőkút Project”) have been studied 35 years by Authors. We registered the most important structural parameters of the forest’s shrub layer in the „A” quadrat (48×48 m). The perdition of dominant *Quercus petraea* tree individuals was heavy so the meso- and thermofil shrub species could be able to gain strength.

The main results are the following:

- Seventeen species were registered in the sample area. That all species could be find in the low shrub layer, but *Rhamnus catharticus*, *Quercus pubescens* (it presents only seedling) and *Rosa canina* did not live in the high shrub layer.
- The number of shrubs individuals was 44 018 per hectar, more then 93.6% lived in the low shrub layer and only 6.4% lived in the high shrub layer.
- The *Euonymus verrucosus* dominated in the low shrub layer with 55.7%. The *Acer campestre* and the *Euonymus verrucosus* came out at 53.9% in the high shrub layer.
- The average height of *Acer campestre* (8.23 m) and of *Acer tataricum* (4.92 m) is the greatest.
- The shoot diameters of the high shrub layer decisively range from 1.2–31.5 cm; with the mean of 5.09 cm;

1. Bevezetés, célkitűzés

A biológiaiailag releváns léptékekhez való alkalmazkodás igénye hívta életre a hosszú távú ökológiai kutatásokat (KOVÁCS-LÁNG E. – FEKETE G. 1995). A síkfőkúti cseres-tölgyes erdő (*Quercetum petraeae-cerris*) fiziognómiai struktúráját, illetve annak változásait az IBP és a MAB kutatási programok keretén belül 1972 óta követjük nyomon (JAKUCS P. et al. 1975).

A Síkfőkút Project a hosszú távú ökológiai kutatások, nemzetközileg elfogadott rövidítéssel LTER (Long-Term Ecological Research) sorába illeszkedik, ami nem egyszerűen hosszú időn át végzett ökológiai vizsgálatokat jelent, hanem egy kutatási módszertant, meghatározott követelményekkel és feltételekkel (KOVÁCS et al. 1995).

A 24 hektáros kutatási terület negyedhektáros „A” négyzetében 4–5 éves terminusokban a cserjeszint teljes felmérését elvégezzük, amelynek során megvizsgáljuk a fajösszetételt, az egyedszámot, a sűrűséget, a diverzitást, a méreteket, a magas-cserjék lombvetületét és erről lombvetületi térképet készítünk. 2007-ben 8. alkalommal került sor a cserjeszint viszonyainak a feltérképezésére. Jelen dolgozatban e felmérés egyed/hajtás/szám, méret és sűrűség adatait mutatjuk be. A lombborítási adatok feldolgozása jelenleg is tart.

¹ Misik Tamás Eszterházy Károly Főiskola, Környezettudományi Tanszék, Eger E-mail: misikt@ektf.hu

² Varga Katalin Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék, Debrecen

³ Dr. Kárász Imre Eszterházy Károly Főiskola, Környezettudományi Tanszék, Eger E-mail: karasz@ektf.hu

2. A vizsgálati terület jellemzése

A mintaterület Egertől 6 km távolságban a Szöllöske nevű területen fekszik. Az erdőt a zonális klímaviszonyok érvényesülése, reliefhiány, a mély talaj és a 300 m tengerszint feletti magasság jellemzi. Ilyen adottságok mellett klímazonális, homogén cseres-tölgyes (*Quercetum petraeae-cerris*) jött létre. A vizsgált folt jelenleg 100 év körüli sarjeredetű állomány, amelyben az elmúlt fél évszázadban semmiféle erdőművelés nem folyt. Cönológiai összetétele a vizsgálatok kezdetekor (és ma is) megfelel az észak-magyarországi cseres-tölgyesek átlagának (JAKUCS, P. 1967; PAPP, M. – JAKUCS, P. 1976). Lombalkotó fajok a konstansan előforduló *Quercus petraea* és *Q. cerris*. Az 1997/98-as struktúra felméréskor a területen hektáronként 183 darab egészséges fa élt (TÓTHMÉRÉSZ B. 2001). A cserjeszintet 16, főleg fény- és melegkedvelő faj alkotja.

3. Módszerek

A felmérést a kutatási terület struktúravizsgálatokra kijelölt negyedhektáros „A” négyzetében végeztük az 1972-ben kialakított módszerrel (JAKUCS, P. et al. 1975). A legpontosabb eredmények elérése érdekében a cserjeszintet két alszintre, alacsony és magas cserjeszintre bontva vizsgáltuk. Az alacsony cserjeszintbe az 1 m-nél alacsonyabb, 1,2 cm-es törzsátmérőt és 0,5 m²-es lombvetületet meg nem haladó méretű egyedeket (talaj feletti hajtásokat) soroltuk, bármely paraméter esetén nagyobb méretekkel rendelkezőket pedig a magas cserjeszintbe (KÁRÁSZ I. – SZABÓ E. – KORCSOG R. 1987). Fának a legtöbb kutató véleménye alapján azokat az egyedeket tekinthetjük, amelyek mellmagassági törzsátmérője eléri vagy meghaladja a 10 cm-t, magassága pedig meghaladja az 5 métert (KÁRÁSZ I. 2001; KOTROCZÓ Zs. et al. 2005).

A 48×48 m-es alapterületű magterületet 144 darab 4×4 m-es (16 m²-es) kiségyzetre osztottuk fel zsinórozással a munka megkönnyítése és a hatékonyabb adatfeldolgozás végett. A gyökérvizsgálatok (KÁRÁSZ I. 1984a, 1984b) igazolták, hogy az általunk vizsgált erdőben a cserjék egy része polikormont képez, így a talaj feletti hajtások száma nem azonos az egyedszámmal. Felmérésünkör a hajtásokat mértük és számoltuk (KÁRÁSZ I. et al. 1987).

Minden kiségyzetben megállapítottuk a cserje fajszerkezetet, majd megszámláltuk az adott cserjéhez tartozó hajtásszámot, megmértük minden hajtás (egyed) magasságát 3 m-es osztott farúd segítségével, és végül megmértük a törzsátmérőjét (talajszint felett 5 cm-nél) tolómérővel.

4. Eredmények

4.1. Egyed-hajtásszám

A síkfőkúti erdőben 17 cserjefaj élt 2007-ben. Mindegyik előfordult az alacsony cserjeszintben, de a magas cserjeszintből hiányzott a *Quercus pubescens* (csak magoncként volt jelen), a *Rhamnus catharticus* és a *Rosa canina* (*Rosa*-ból csak kiszáradt hajtásokat találtunk), melyek az alacsony-cserjeszintben is csak kevés egyeddel voltak jelen. Az „A” negyedhektárban összesen 10 143 hajtást számoltunk. Az összes cserje 54,27%-át az *Euonymus verrucosus* adta. A részletes adatokat az 1. táblázat tartalmazza.

Az összes magas cserje több mint felét együttesen az *Euonymus verrucosus* (212 db) és az *Acer campestre* (137 db) teszi ki. Harmadik leggyakoribb magas cserje a területen a *Cornus mas* 122 hajtással. A többi faj előfordulási gyakorisága egy nagyságrenddel alacsonyabb volt.

Az alacsony cserjeszintben az *Euonymus verrucosus* dominált 55,7%-al, őt követte az *Euonymus europaeus* (10,6%) és a *Ligustrum vulgare* (10,04%) előfordulási gyakorisággal.

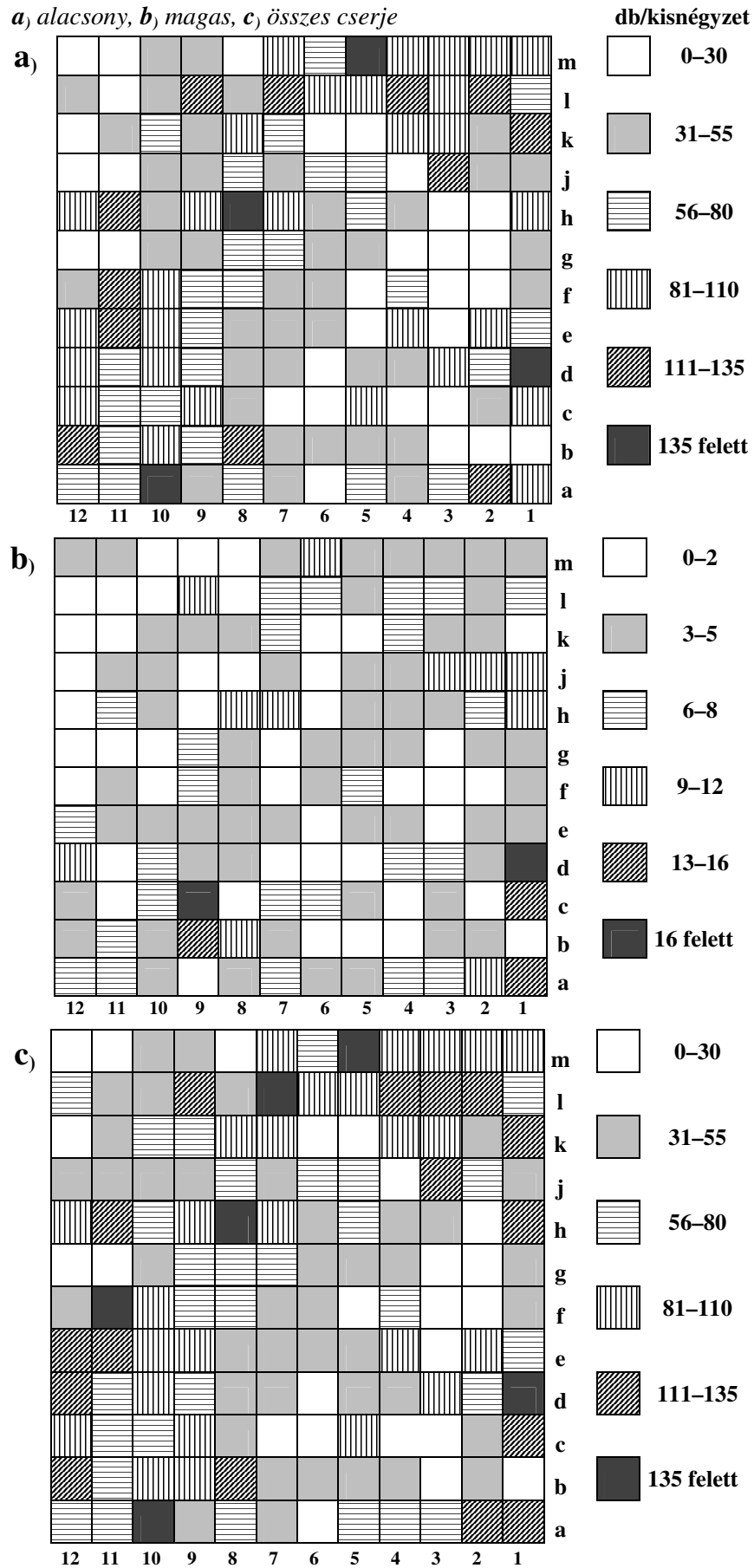
A cserjeszintet hektáronként 44 018 egyed (hajtás) alkotta, ennek 93,6%-a az alacsony cserjeszintben élt, és csupán 6,4%-a nőtt 1 méter fölé és alkotta így a magas cserjeszintet. A *Quercus* magoncok (*Q. petraea*, *Q. pubescens* és *Q. cerris*) aránya igen kicsi volt, hektárra vonatkoztatva az összes cserjének 5,14%-át tették ki és itt a *Q. petraea* dominált.

1. táblázat. A cserjék hajtásszáma alszintenként és összesítve 2007-ben (a = alacsony cserjeszint, m = magas cserjeszint)

Fajnév	db/"A" négyzet			db/ha			%		
	a	m	össz.	a	m	össz.	a	m	össz.
<i>Acer campestre</i>	544	137	681	2361	595	2956	5,73	21,17	6,71
<i>Acer tataricum</i>	280	30	310	1215	130	1345	2,95	4,62	3,06
<i>Cerasus avium</i>	172	3	175	746	13	759	1,81	0,46	1,72
<i>Cornus mas</i>	117	122	239	508	529	1037	1,23	18,82	2,36
<i>Cornus sanguinea</i>	388	48	436	1684	208	1892	4,09	7,40	4,3
<i>Crataegus monogyna</i>	155	54	209	673	234	907	1,63	8,32	2,06
<i>Euonymus europaeus</i>	1006	11	1017	4366	48	4414	10,60	1,71	10,03
<i>Euonymus verrucosus</i>	5292	212	5504	22 967	920	23 887	55,74	32,73	54,27
<i>Juglans regia</i>	15	2	17	65	9	74	0,16	0,32	0,17
<i>Ligustrum vulgare</i>	953	21	974	4136	91	4227	10,04	3,24	9,6
<i>Lonicera xylosteum</i>	22	6	28	95	26	121	0,23	0,93	0,27
<i>Quercus cerris</i>	42	1	43	182	4	186	0,44	0,14	0,42
<i>Quercus petraea</i>	370	-	370	1606	-	1606	3,90	-	3,65
<i>Quercus pubescens</i>	109	-	109	473	-	473	1,15	-	1,07
<i>Rhamnus catharticus</i>	14	-	14	61	-	61	0,14	-	0,14
<i>Rosa canina</i>	12	-	12	52	-	52	0,12	-	0,12
<i>Tilia cordata</i>	4	1	5	17	4	21	0,04	0,14	0,05
összesen: 16	9495	648	10 143	41 207	2811	44 018	100,00	100,00	100,00

4.2. Sűrűség

A cserjeszint sűrűségét szemlélteti alszintenként és összesítve az 1. ábra. Az elmúlt 35 évben a tölgymagoncok száma jelentős ingadozásokat mutatott évről-évre, ezért a sűrűségi térképen azokat nem vettük figyelembe. A legtöbb alacsony cserje 2007-ben a „d1” és az „m5” kisélyzetben fejlődött 294 és 290 hajtással. A legkevesebb alacsony cserjét az „f2” és a „k12” négyzetekben találtuk 4, illetve 5 hajtással. A magas cserjeszám a „d1”-ben volt a legmagasabb 19 hajtással. Két olyan kisélyzetet találtunk, ahol nem nőtt magas cserje („c11” és „l8”). Az összes cserjeszám a „d1” és „m5” kisélyzetben volt a legnagyobb 313, illetve 294 hajtással, és csupán 4 db 4×4 m-es négyzetben haladta meg a 200-at.



1. ábra. A cserjék hajtásszáma négyzetenként 2007-ben az „A” negyedhektárban

4.3. A cserjék habitusa, méretei

A cserjék fiziognómiájára vonatkozóan a szakirodalomban nagyon kevés adat áll rendelkezésünkre, azok is szinte kizárólag a magasságra vonatkoznak. Ezért is volt fontos teendő a projekt életében az erdőben élő cserjék jellemzésére megfelelő paraméterek megállapítása.

Az erdő cserjéi (különösen a magas cserjék) leggyakrabban a fákhhoz hasonlóan törzsre, lombkoronára és gyökérzetre tagolhatók. A közvetlen talaj feletti elágazás nem jellemző. A síkfőkúti cseres-tölgyes erdő magas cserjéinek becslésünk szerint csupán 10%-a bokorszerű (KÁRÁSZ I. et al. 1987). Ezért jellemzésükhöz a fáknál használatos egyes paramétereket használjuk. Véleményünk szerint a magasság, a talaj szintje felett 5 cm-nél mért törzsátmérő és a lombvetület adataival a legtöbb cserje megbízhatóan leírható.

A magas cserjeszintben a *Quercus*ok kivételével minden fajnál elvégeztük a magasság és a törzsátmérő méréseket. A mérések eredményeiből meghatároztuk az alacsony és a magas cserjeszintben fajonként a cserjék átlagos méreteit.

Az 1979–85 között lezajlott erőteljes tölgypusztulást követően tapasztalták a kutatók, hogy a cserjék egyre nagyobb méreteket érnek el és fokozatosan nő a magas cserjék aránya is. A fapusztulás eredményeképpen lékek jöttek létre és ezek benövésének folyamata tapasztalható az elmúlt években. A lékek keletkezése és megszűnése a természetes erdődinamika része. Jelenleg az alaphektárban több kis, ill. közepes méretű lék fordul elő, közülük a nagyobbak az A és a D negyedhektárokból találhatók (KOTROCZÓ ZS. et al. 2005).

Az átlagos méreteket a 2. táblázat tartalmazza. Itt kell megjegyezni, hogy a *Juglans regia* magas cserje átlagadatai két hajtás, míg a *Quercus cerris* és *Tilia cordata* magas cserjék átlagparaméterei egy-egy hajtás alapján készültek.

2007-ben a magas cserjék magassága 1 és 19,2 m között változott. A legtermetesebb egyed egy *Acer campestre* volt 19,2 m-es magasságával. Természetesen a tíz métert ma már meghaladó egyedek nem cserjék, de mivel az előző felmérésekkor is szerepeltek a felvételi adatsorokban, most is számolunk velük. 3 faj egyedeinek egy jelentős része ugyanis kinőtt az évek során a magas cserjeszintből, és elérte a lombkoronaszintet. Ezek az egyedek (különösen az *Acer campestre*) gyakran fa méreteket értek el, és így a magas cserjékre megadott paramétereket már jóval meghaladják. Ezzel magyarázható egy-két kiugró magasság és törzsátmérő érték. Az *Acer campestre* 29 db, a *Cornus mas* 9 db és az *Acer tataricum* 3 db egyede nőtt 10 méter fölé az „A” négyzetben 2007-ben.

A magas cserjék közül legnagyobb átlagmagasságot az *Acer campestre* (8,23 m) egyedei érték el, őket követték az *Acer tataricum* (4,92 m) és a *Cornus mas* (4,85 m) egyedei. Az *A. campestre* esetében mért átlagérték már jócskán meg is haladja a mérések kezdete során a magas cserjékre előzetesen megállapított 1–5 m közötti magasság határokat.

Az „A” negyedhektáros mintaterület legnagyobb törzsátmérőjét is egy mára fává nőtt *Acer campestre* esetében mértük 31,5 cm-rel. Legnagyobb átlagos törzsátmérőt ugyancsak az *Acer campestre* (11,07 cm) egyedeinél regisztráltunk, őket a *Cornus mas* (7,82 cm), majd az *Acer tataricum* (6,45 cm) egyedei követték.

A cserjék méreteit jellemző paraméterek összevetése alapján kijelenthető, hogy a magas-cserjeszintben a legnagyobb méretű cserjefajok 2007-ben az *Acer campestre* és a *Cornus mas*. Két fafaj (*Tilia cordata* és a *Cerasus avium*), amelyek a vizsgálatok kezdetekor csak kisméretű egyed(ek)kel voltak jelen, mára 5 méter fölé magasodva kinőttek a cserjeszintből, ezért (és a kevés egyed miatt) az átlagos méretek összevetésekor őket nem vettük figyelembe.

2. táblázat. Átlagos cserje méretek az alacsony (a) és a magas (m)cserjeszintben 2007-ben

Fajnév	Magasság (m)		Törzsátmérő (cm)		Mért hajtásszám
	a	m	a	m	
<i>Acer campestre</i>	0,16	8,23	0,29	11,03	40
<i>Acer tataricum</i>	0,27	4,92	0,33	6,45	32
<i>Cerasus avium</i>	0,22	8,62	0,32	17,28	35
<i>Cornus mas</i>	0,40	4,85	0,54	7,82	41
<i>Cornus sanguinea</i>	0,38	2,58	0,37	2,18	40
<i>Crataegus monogyna</i>	0,37	2,66	0,54	3,10	57
<i>Euonymus europaeus</i>	0,16	2,11	0,34	2,40	52
<i>Euonymus verrucosus</i>	0,29	1,75	0,4	1,64	99
<i>Juglans regia</i>	0,33	1,56	0,4	1,65	5
<i>Ligustrum vulgare</i>	0,36	1,53	0,49	0,94	52
<i>Lonicera xylosteum</i>	0,57	1,35	0,65	1,07	11
<i>Quercus cerris</i>	0,15	2,15	0,26	4,54	4
<i>Quercus petraea</i>	0,18	-	0,3	-	60
<i>Rhamnus catharticus</i>	0,51	-	0,5	-	4
<i>Rosa canina</i>	0,37	-	0,32	-	7
<i>Tilia cordata</i>	0,58	7,5	0,85	8,12	4
átlag	0,32	3,83	0,42	5,25	32

Irodalom

- JAKUCS, P. (1967) Quercetum petraeae-cerris. Guide der Exkursionen d. Int. Geobot. Symp., Ungarn, Tab. XV-XVII. pp. 40-42.
- JAKUCS, P. (1978) Environmental-biological research of an oak forest ecosystem in Hungary, „Síkfőkút Project”. Acta Biol. Debrecina, 15, pp. 23-31.
- JAKUCS, P. ed. (1985) Ecology of an oak forest in Hungary. Results of „Síkfőkút Project” I. Akadémia Kiadó, Budapest.
- JAKUCS, P. – HORVÁTH, E. – KÁRÁSZ, I. (1975) Contributions to the aboveground stand structure of an oak forest ecosystem (Quercetum petraeae-cerris) within the Síkfőkút research area. Acta Biol. Debrecina, 12, pp. 149-153.
- KÁRÁSZ, I. (1984a) Adatok a *Cornus sanguinea* L. gyökérrendszerének fiziognómiai struktúrájához. Acta Acad. Paed. Agriensis NS. XVII. pp. 739-753
- KÁRÁSZ, I. (1984b) Egy mérsékelt övi tölgyes cserjefajainak gyökérzete. Kandidátusi értekezés, Eger, 110p.
- KÁRÁSZ I. – SZABÓ E. – KORCSOG R. (1987) A síkfőkúti tölgyes cserjeszintjének strukturális változásai 1972 és 1983 között. Acta Acad. Paed. Agriensis NS. XVIII/2, pp. 51-80.
- KÁRÁSZ I. (2001) A síkfőkúti erdő cserjeszintjének strukturális változásai – In: Borhidi A. – Botta-Dukát Z. szerk.: Ökológia az ezredfordulón I. Magyar Tudományos Akadémia, Budapest, pp. 213-221.
- KÁRÁSZ I. (2006) A cserjeszint fiziognómiai struktúrájának változása a síkfőkúti tölgyesben 1972 és 1997 között. Acta Acad. Paed. Agriensis NS. XXXIII. pp. 71-78.
- KOTROCZÓ ZS. – KRAKOMPÉRGER ZS. – KONCZ G. – PAPP M. – BOWDEN R. – TÓTH J. (2005) Egy cseres tölgyes erdő struktúrájának változása 31 év alatt. III. MTBK, Eger, p. 142.
- KOVÁCS-LÁNG E. – FEKETE G. (1995) Miért kellene hosszútávú ökológiai kutatások? Magyar Tudomány, 40, pp. 377-392.
- PAPP M. – JAKUCS P. (1976) Phytozoölogische Charakterisierung des Quercetum petraeae-cerris-Waldes des Forschungsgebiete „Síkfőkút Project” und seiner Umgebung. Acta Biol. Debrecina, 13, pp. 109-119.
- TÓTHMÉRÉSZ B. (2001) A síkfőkúti erdő fapasztulási dinamikájának monitoringja – In: Borhidi A. – Botta-Dukát Z. szerk.: Ökológia az ezredfordulón I. Magyar Tudományos Akadémia, Budapest, pp. 211-212.

Dr. Patkó Ferenc¹

Az erdei ökoszisztémák mikroönózisainak a változásai

Abstract

The collections had a forest providence. In five forest types were studied. In the oak, in the beach, in the mixt beach-oak, in the beach-spruce and in the spruce forest type ecosystems. The study presents the results of the some years collections and observations. The research from these forests region is most important from of the point of the entomofaunistical and ecological researches. The adults and the larvae of these beetles and insect families studied, they consume and eat the wood and the mushrooms. They digest the middle parts and the cortex from every tree, good for reproduction and niche. Thee collections from the 2005 year have especially direction for larvae stadium from this beetles presented. And others in the 2006 and 2007 years were collected and observed. Approximately 1010 individuals from this microcenoses were studied. In the threes the *Cerambycidae* and the *Scolytidae* beetle families have represented with a great individually number.

1. Bevezetés

Jelen tanulmányom ökológiai megfigyeléssel szemléli mindazokat a változásokat amelyek az emberi tevékenység környezetmódosításának a hatására jöttek létre a Hargita hegységi és előhegységi erdőkben ill. erdei ökoszisztémákban.



1. ábra. A Hargita-hegység látképe Székelyudvarhely felől

Az éveken keresztül megfigyelések arra a következtésre jutatták a környezetvédő ökológiát, hogy az erdei ökoszisztémák felépítései változnak. Azok a területek, amelyek folytonos fakitermelésnek vannak kitéve nem megőrzik az erdei biocönózisok „infrastruktúráját”, a mikroönózisokat, hanem elveszítik azokat.

¹ Dr. Patkó Ferenc Székelyudvarhely E-mail: linnei@freemail.hu

Hogy milyen káros ill. visszahozhatatlan változások lépnek fel azokat a növény- és állatpopulációk, nem jelenléte igazolja. A mikroöcönózisok jelenléte vagy strukturáltsága megszűnik, és megszűnik a – létfontosságú – táplálékláncokban való beilleszkedésük is.

A mikroöcönózis kifejezés magába foglalja egy-egy biocönózis, ill. életközösség azon sajátosságait, hogy tovább strukturálható olyan „testrészekre” amelyek sajátosságos táplálékláncokkal és energiaáramlással, ill. fluxussal rendelkeznek (ELTON, CH. 1927; SOUTHWOOD, T. R. E. 1984; GASTON, K. G. et al. 1999; PATKÓ F. 1999). Ilyenek pl. a kalapos gombák (*Boletus edulis*), vagy a korhadó fatörzsek. De lehet állati tetem, vagy a nagy testű emlősök trágyája.

Ha az erdei ökoszisztéma szerves részének tekintünk egy vízfolyást, akkor egy forrás, egy tőzepláp vagy egy kisebb mocsár szintén sajátos cönózissá válhat.

A gyorsan létrejövő és változó mikroöcönózisok legszebb példái a nagytestű kalapos gombák. A macromiceteszek élete maga is feltételezi a stabil erdei ökoszisztéma létét. Vagyis, minél „klimaxosabb” egy-egy erdő annál nagyobb a kalapos gombák fajgazdagsága.

Tanulmányaim eredménye a több éves kutatásokon alapszik, amikor elsődlegesen zoofaunisztikailag vagyis a fogyasztók jelenlétét kerestem. Így megfigyelhettem a termőtestű gombák rovarfaunáját és a xilofág bogarak (*Coleoptera xilofaga*), vagyis a faanyagfogyasztó bogarak életét és jelenlétét és a trágyabogarakat is.

Ezen és más mikroöcönózisok tanulmányozása vezetett arra a felismerésre, hogy az erdei ökoszisztémák eltűnése ill. átalakítása a Kárpát-medencében – mint egy külső erőszak hatására – az ökoszisztémák újraképződésének a válságát okozta.

2. Vizsgálati anyag és módszer

A Hargita-hegység előhegyeit és hegyeit borító növénytakaró nagy része részben összefüggő erdőségekből áll. Ezek sajnos már nem rendelkeznek vagy csak alig rendelkeznek a kifejlett erdő vagy „őserdő” aspektussal ill. felépítéssel. A mikroöcönózisok megfigyelése ill. azok tartalmának az egyszeri (védelmi okokból) begyűjtése alapvetően három erdőtípusban valósult meg. Tölgyes-gyertyános-bükkös (vegyes) erdőkben, bükkös-lucos erdőkben és lucos erdőkben. A növényzeti felépítés már csak részben tartalmazza a magassági szinteknek megfelelő erdőtípusokat, mivel a több évszázados felelőtlen erdőgazdálkodás megváltoztatta a gazdaság igényeinek megfelelően az eredeti struktúrákat.



2. ábra. Bükkerdő 2005 tavaszán



3. ábra. Lucfenyves és másodlagos alhavasi gyep

A tanulmányozott entomofauna és ennek jelenléte vagy hiánya a táplálékláncok sérülékenységét mutatják. Ezek a mikroöcönózisok (táplálék helyek) hiányát igazolják.

A felépítésük tanulmányozása helyben történt. A nagytestű kalapos gombákat (*Macromycetes*) éles késpengével hosszában metszettem, így a fogyasztók elhelyezkedésének a felépítését figyelhettem meg. A kevés savat és sok fehérjét tartalmazó *Boletus*, *Amanita* és *Russula* gombafajok majdnem minden testrészükben tartalmaznak rovarlárvákat vagy kifejlett rovarokat. A gyűjtéseket kézzel végeztem. A gombák tanulmányozásakor a gomba testét fehér műanyag tálcára helyeztem majd a rovarfaunát csipesszel összegyűjtve alkoholos fiolákba tároltam. Feljegyezve az adatokat. A gombák gyors vegetációja összefügg sok rovarfaj szaporodásával is. De a gombák élővilágához az atkák, soklábúak és pókok is tartoznak.

A tanulmányozott erdőtípusok gombavegetációja függ az avarszint felépítésétől, korától és elhelyezkedésétől. Az avarszint jelenléte tehát sok mikrocönózisnak fog fejlődési lehetőséget biztosítani. Bizonyos gombafajok spóráit több rovarfaj egyedei hordozhatják az ún. "boszorkánykörökben" elhelyezkedő gombavegetációk, az avarszint megmaradását figyelembe véve, helytállóak, vagyis a helyük nem változik. Biztosítják tehát a stabil *mikrocönózisok* kialakulását, létrejöttét.

Gombafajoknak megfelelően jöttek létre ezek a cönózisok, biztosították az erdők fajgazdagságát és a *biodiverzitást*.

A korhadásban levő, vagy öreg fatörzsek, törzsmaradványok szintén mikrocönózisok lehetnek. Felméréseim során, a tölgy, a bükk és a lucfenyő testből kialakuló cönózisokat figyeltem meg. Ezek elsődlegesen *bogár* populációkat tartalmaztak, de kialakulhattak a jól ismert *hangyabolyok*, ill. a lucfenyő törzseket lakóhelynek (boly) használó *Formica*, *Camponotus*, *Lasius* hangyafajok populációi is.

Kutatásaim során megbontott törzsmaradványokat igyekeztem eredeti helyükön hagyni, ill. visszaállítani. A megfigyelt és begyűjtött állatfajok szintén tárolva lettek, a faanyag fogyasztása, ill. a bennük való elhelyezkedésük alapján (ENDEM, F. 1941).

Sajátos felépítésük és helyük van azoknak a mikrocönózisoknak, amelyek a nagytestű füvevő emlősök (*Ruminantia*) trágyájából alakul ki. Elsődlegesen az erdők szélén levő gyepek (legelők) területén jöttek létre. Felépítésük olyan lesz, hogy késő őszig biztosítják a bennük levő állatközösség életét. A gyűrűsférgektől kezdve egészen a ganajtúró bogár lárváig. A trágyatartalom behordódik a talajba, ahol lebontódik, ill. megemésződik. Télen a mikrocönózis belsejében fagyponthoz feletti hőmérséklet van, ami biztosítja sok lárva túlélését, ill. továbbfejlődését. Ezek a mikrocönózis típusok nem tipikusan erdeiek, de időszakonként azzá válhatnak. A *biodiverzitás* szempontjából viszont fontosak.

A kalapos gombák testfelépítését figyelembe véve, a termőtest(kalap) alatti spóratartók vagy lemezes vagy csöves szerkezetűek voltak, ezek is hatással voltak a mikrocönózisok kialakulásaira. Nagyjából két táplálékgyűrű figyelhető meg tanulmányozáskor: egy micetofág és egy zoofág. Vagyis olyan bogarak, amelyek ragadozók és olyanok, amelyek gombatest fogyasztók. Ezek a bogárcsoportok adják meg a gomba típusú mikrocönózis igazi arculatát.

Így ez a három legfontosabb mikrocönózistípus volt kutatásaim célja, vagyis a gombák, a fatörzsek és a trágyák. Az erdők életéhez legjobban a gomba típusú mikrocönózisok kapcsolódnak, ők a legváltozatosabbak és a legsérülékenyebbek.

Az ökofaunisztikai megfigyelések a 2006 és 2007-es években voltak, figyelembe véve a klímát és a mikroklímát is. Amint már más kutatásokból is ismeretes az erdei mikroklíma kialakulása összefüggésben van az erdő állapotával, strukturáltságával és elhelyezkedésével. A nyári vegetáció, döntően befolyásolja a mikrocönózisok stabilitását.

3. Eredmények

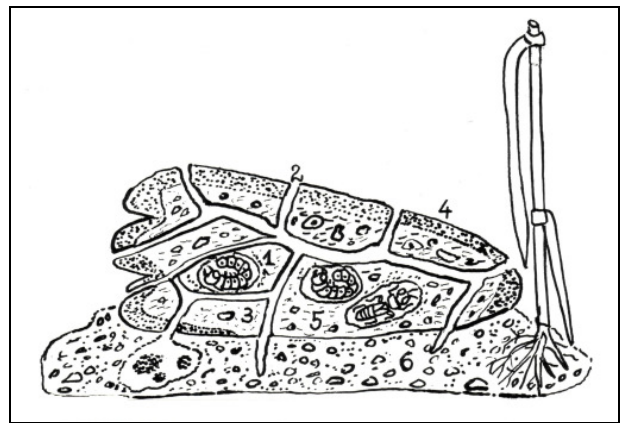
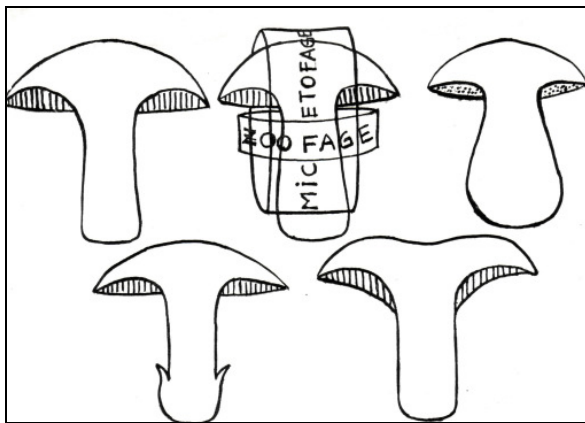
A gyűjtések feldolgozása alapján tudható, hogy a termőtestű gombákban a legnagyobb faj- és egyedszámmal a bogarak vannak jelen. A bogarak (*Coleoptera*) közül a holyvák közül

(*Staphylinidae*) van a legtöbb. Ennek a családnak a fajai a nagy gombafogyasztók, pl. más rovarcsaládok is jelen lehetnek a gombák rovarfaunájában, ilyenek a kétszárnyúak (*Diptera*), hártványászárnyúak (*Hymenoptera*), fülbemászók (*Dermaptera*) és az ugróvillások (*Collembola*). Kétszárnyúak (legyek, szúnyogok) közül a *Mycetophylidae* családot a gombaszúnyog (*Mycetophyla fungorum*) képviselte. A *Syrphidae* családot a gombalégy (*Cheilosia scutellata*) képviselte. Úgyszintén gombákban élnek a bögyölök (*Tabanidae*) lárvái is. A hártványászárnyúak (*Hymenoptera*), a *Tenthredinidae*, *Aphidiidae*, *Formicidae* és *Ichneumonidae* családokkal voltak jelen. Ilyen fajok voltak a *Ephedrus plagiatus*, *Lasius flavus*, *Aptinus baccatus*. A fülbemászók közül az erdei fülbemászó (*Chellidurella acanthophygia*) volt jelen, az ugróvillások (*Collembola*) közül pedig a *Poduridae* családhoz tartozó *Tetraodontophora bielensis* és a *Tomocerus longicornis* tevékenykedett. A bogarakat megfigyelő gyűjtések a következő fajokat eredményezték:

Staphylinidae:

Phloeonomus lapponicus ZETTERSTD.,
Ph. pusillus GRAVENH.
Tachyporus hypnorum FABR.
Bolitobius lunulatus LINNÉ
Quedius cincticollis KRAATZ
Philonthus varians PAYK.
Ph. cyanipennis FABR.
Ph. dimidiatus SAHLBERG
Atheta nigrifrons ERICHS.
A. elongatula GRAVENH
A. granigera KIESENWET.
A. longicornis ERICHS

Hapalarea distincticornis BAUDI,
H. melanocephala FABR.
H. nigra GRAVENH.
Gyrophana fasciata MARSH.
Oxyporus rufus LINNÉ
Anotylus rugosus FABR.
Aleunota rufotestacea KRAATZ
Geotrupidae:
Tripocopriss vernalis LINNÉ
Anoplotrupes stercorosus SCR.
Scaphidiidae:
Scaphidium quadrimaculatum L.



4. ábra. Kalapos gombaalakok, a mikroönózisok helye

5. ábra. Mikroönózissá alakult szarvasmarha trágya

A gombákban tehát olyan *cönózisok* vannak, amelyek legalább 13 rovarcsaládot képviselnek, legalább 551 egyeddel. Mindezek 6 kalapos gombafajban jöttek létre.

A fatörzsekben kialakult *cönózisokban* megfigyelt rovarok közül a bogarak (*coleoptera*) voltak a legnagyobb egyed és fajszámában. Ezek tanulmányozása azt igényelte, hogy a lárvaállapotban levő egyedek egy részét begyűjtöttem és fajjellegileg meghatároztam. Így elsősorban a fát fogyasztó (*xilofág*) bogárfajok jelenléte vált ismertté. Mivel egy-egy cincérlárva fejlődése akár három évig is eltarthat, itt vált fontossá, hogy miért jó ezeknek a mikroönózis-típusoknak a jelenléte. A lucfenyő testében létrejövő táplálkozási és

szaporodási élőhely, amelyet a bogárlárvák alakítottak ki, előbb gyantatermelésre készíti a fát, majd utána következik a szövetek elhalása. Megfigyeléseim a lucfenyőre, bükkre és kocsányos tölgyre terjedtek ki. A xilofág bogarak jelenléte nagy mennyiségben van a luc és tölgyerdőkben, vagy a fáknban, legkevesebb faj és egyed a bükkösökben van jelen.

A több mint 500 egyedet tartalmazó gyűjtés 34 bogárfaj jelenlétét igazolta. A mikroönózisokban természetesen jelen voltak a hangyák természetek, ugróvillások, atkák és százlábúak (*Chilopoda*) is.

Elateridae

Elater sanguiolentus LINNÉ (bükkben)

Melanotus crassicollis ERICHS.(bükkben)

Scolitydae

Ips typographus LINNÉ (lucban)

I. acuminatus GYLLENH.(lucban)

I. cembrae HEER (lucban)

Orthotomicus proximus ERICHS.(lucban)

Dryocoetes autographus RATZER (lucban)

Pityogenes chalcographus LINNÉ (lucban)

Cerambycidae

Tragosoma depsarium LINNÉ (lucban)

Strangalia nigra LINNÉ (lucban)

Prionus coriarius LINNÉ (lucban)

Grammoptera ustulata SHALL.(tölgyben)

Ergates faber LINNÉ (tölgyben)

Saperda scalaris LINNÉ (tölgyben)

Arhopalus rusticus LINNÉ (lucban)

A. tristis LINNÉ (lucban)

Leptura ustulata LINNÉ (lucban)

Acanthocinus aedilis LINNÉ (lucban)

Rhagium inquisitor LINNÉ (lucban)

Rh. bifasciatus FABR.(lucban)

Semionotus undatus LINNÉ (lucban)

Clytus arietus LINNÉ (lucban)

Saphanus piceus LAICH.(lucban)

Agapantia cardui LINNÉ (lucban)

Tragositidae

*Nemosoma elongatum*LINNÉ (lucban)

Staphylinidae

Xantholinus linearis LINNÉ (lucban)

*Atheta elongatula*LINNÉ (lucban)

Pyrochoridae

*Schizotus pectinicornis*LINNÉ (lucban)

Pyrochroa coccinea LINNÉ (lucban)

Cisidae

Cis boleti SCOPOLI (lucban, tölgyben)

C. punctulatus GYLLENH. (lucban)

Lymexilonidae

Hylocoetus dermestoides LINNÉ (luc)

Trogidae

Trox scaber LINNÉ (lucban)

A bogarak által készített járatokban nem csak fát fogyasztó hanem mindenevő, ragadozó bogárfajok is élnek (KASZAB Z. 1971; CROWSON, R.,A. 1974; KLAUSNITZER, B. 1978). Ilyen a sutabogarakhoz (*Histeridae*) tartozó *Platysoma elongatum* OLIVIER, amelyik új faj a Kárpát-medencében.

4. Következtetések

A megfigyelt cönózisfelépítések stabilak tudtak maradni háborítatlanul, amíg nincs erdőkitermelés. Nagyon sérülékenyek már egy részleges erdőgazdálkodáskor is, pl. amikor a sarjerdőket ritkítják. Nem tudok arról, hogy a hegységben és előhegyeiben volna tudatos avar- és gombavédelem, ami a biodiverzitást tudatosan őrizné. Szükséges ennek a mielőbbi létrehozása.

Szakirodalmi adatokat és más megfigyeléseket is figyelembe véve, a biodiverzitás folytonosan csökkenőben van. Sok helyet nagyon erőszakosan, majdnem megszűnőben van. A svédországi erdei ökoszisztémákkal összehasonlítva majdnem negyvenszeres a visszaesés, ami csak a rovarfaunát illeti. Ez főként az erdők felépítésének a megváltozása miatt és a fejlett (öreg)erdők létrejöttének a lehetetlensége miatt alakult így. Nincsenek öreg fák vagy fatörzsek, hiányzik a talaj- és avarvédelem. Az erdők a faanyag kitermeléséhez lettek „alakítva”.

Irodalom

- CROWSON, R. A.(1974) Observation on Histeridae, with description of anopterus larviform male and of the internal anatomy of a male Sphaerites. B, London, 42, pp. 133-140.
- ELTON, CH.(1927) Animal ecology. Publischer London, London
- ENDEM, F. VAN (1941) Larvae of British beetles II. A key to the British Lamellicornia larvae. Entomologist's Manual, May, 77.
- GASTON, K. G. et al. (1999) Aggregation and interspecific abundance – occupancy relationship. J. Animal Ecol. 68(2) 400.
- KASZAB Z. (1971) Cincérek- Cerambycidae. Magyarország Állatvilága, Akadémiai. Kiadó, Budapest
- KLAUSNITZER, B. (1978) Histeridae. Bestimmungsbücher zur Bodenfauna Europas Ordnung Coleoptera, W. Jung, Haga.
- PATKÓ F. (1999) A Hargita hegységi talajbogarak ismertetése különös tekintettel az erdei életközösségekre. Múzeumi Füzetek, 8, pp. 140-145.
- SOUTHWOOD, T. R. E. (1984) Ökológiai módszerek – különös tekintettel a rovarpopulációk tanulmányozására. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest

Nagy Zoltán¹ – Dr. Tóth Albert² – Gulyás Gergely³ – Magos Gábor⁴

A Túr folyó tervezett rehabilitációjának lehetséges hatásai a makrovegetációra (különösen az Öreg-Túr vízrendszerében)

Abstract

On the Szatmár-Beregi plain typical plants of the olden flood plains still can be found. Flood plains ensure fair conditions for a few protected species (*Leucojum aestivum*, *Chrysanthemum serotinum*).

The landscape has changed significantly in the last 200–300 years. The extent of grass areas has grown due to the dams, the drainage of watery areas and the slicing of forests. Flood protection work is urgent, as we could see the flood disaster in 2001. Although there have been development plans for the Hungarian section of River Túr since 1970.

Complex investments are expected in relation to flood damage protection, water management and environmental protection:

- Flood reservoir is planned to be built in the area of *Alsó-Öreg-Túr, Ásott-Túr and Palád-patak*
- Ecological water supply on the area of *Alsó-Öreg-Túr, Ásott-Túr and Palád-patak*
- Revitalization of *Öreg-Túr*: raising the water level, adjusting the river bed and reconsidering the current working schedule.

One of the main goals of the project is to revitalize the *Öreg-Túr* between Sonkád and Olcsvaapáti, and developing the region in a way that nature is not damaged but enriched. Based on the project documentation and professional literature we analyse the effects of the investments on the macro-vegetations in the water and related to the water, and in the habitat point of view.

1. Bevezetés

A Túr a Felső-Tisza egyik baloldali mellékfolyója, 1261 km²-es vízgyűjtő területét észak felől a Tisza, délről a Szamos vízgyűjtője határolja. Az összterületből 944 km² határainkon kívülre, 317 km² (25%) Magyarország területére esik. A romániai Gutin hegységben ered 989 m-es magasságban. A vízgyűjtő legmagasabb pontja az 1241 m magas Kerek csúcsnál van (BÁLINT Z. et al. 2001). Az avasi trachit-hegység félkör alakban körülzárja a Túr-völgy katlanát (BOROVSKY S. 1907). Mellékvizei a Rossz völgy (Valea Rea), Fehér völgy (Valea Albă), Kislekence (Lechincioara), Tarsolc (Târsolt) az Avasi medencében gyülekeznek. Kányaháza (Călinesti) után a hegyvidéki jelleg átvált dombvidékire, majd síkvidékire. Ezután veszi fel balról a heves vízfolyású Tálna (Talna), jobbról a Turc (Turt) patakokat, majd újfent balról a Rakta patakot és jobbról a palád patakot, mely Ukrajnából, és balról Sár-Égercsatornát, mely román területről érkezik. Magyar területre érve a folyó még elég nagy eséssel érkezik, erősen kavicsos hordaléka csak Kishódos, és Tisztaberek községeknél változik át homokossá. Neve a feltevések szerint szláv eredetű, az összsláv őstulok főnévből kialakult

¹ Nagy Zoltán Nyíregyházi Főiskola, Tuzson János Botanikus Kert, Nyíregyháza E-mail: nagyzolt@zeus.nyf.hu

² Dr. Tóth Albert Debreceni Egyetem, Alkalmazott Ökológiai Tanszék, Debrecen E-mail: a_toth@delfin.unideb.hu

³ Gulyás Gergely Bio.Aqua Pro Kft., Debrecen E-mail: Gulyas.Gergely@bioaquapro.hu

⁴ Magos Gábor Bio.Aqua Pro Kft., Debrecen

(„őstulok patakja”) szóból származtatják. A folyó a szabályozása előtt sűrűn kanyargó volt, és Olcsvaapátnál érte el a Tiszát. Egy ág elszakadva Nagyarnál közvetlenül folyt a Tiszába. Itt írta Petőfi Sándor a Tisza című versét.

2. Az Öreg-Túr

Az *Ihrig* (IHRIG, D. 1963) által szerkesztett „*A magyar vízszabályozás története*” című kötet szerint, a szabályozatlan Túr az országhatártól kezdve óriási kiterjedésű erdőkön keresztül kanyargott, útközben számtalan kisebb-nagyobb vízfolyást vett fel. A folyó medrének eredeti hossza az eredettől a Tiszába való beömlésig 146,5 km volt. A sonkádi osztómű és korábbi tiszai torkolat közötti 62 kilométeres meder ma már belvízelvezető-főcsatornaként működik, valamint vízkiviteli lehetőséget szolgál. A hajdani Túr Sonkád és az államhatár között 12 átmetszéssel 18,6 km-re rövidült le azzal, hogy Sonkád-Tizsakóród (Halábor) között egy mesterséges 11,5 km hosszúságú, 22 m fenékszélességű töltések közötti meder épült.

Az Öreg-Túr jelenlegi vízháztartási adottságait a Sonkádi osztómű, a Kövessy Győző zsilip, Kőmörői osztómű és a Nagyari Petőfi zsilip üzemállapota és a Tisza-Szamosközi belvízrendszer hidrológiai állapota együttesen határozzák meg. Nagy jelentősége van a nyári belvízmentes időszakban, amikor halastavakat, a Túrístvándi vízimalmot, valamint az öntözővíz igényeket látja el vízzel. Az Öreg-Túrba a Tápolnok, Csomata, Gegő-Szenke valamint a Vármegyei csatorna torkollik bele.

2.1. A jelenlegi állapot

A természetközeli állapotban megmaradt vegetáció és flóra alapján arra következtethetünk, hogy az „eredeti” (Öreg-)Túr elsősorban keményfás ligeterdők és gyertyános-tölgyesek között kanyargott, majd az erdőirtások következtében alakultak ki másodlagosan a féltermészetes jellegű mocsárrétek, később jelentősebb arányban a szántók és egyéb mezőgazdasági területek (1. ábra). Jelenleg az Öreg-Túr – az egész régióra jellemző módon – természetközeli és mesterséges élőhelyek mozaikjából összeálló változatos tájban kanyarog. A meder növényzete – a szabályozások, vízhozam-csökkenés révén – egy lassú áramlású alföldi kistulajkó képét mutatja, néhány színező elemmel tarkítva. A jórészt természetes meder és az azt kísérő 200 méteres sávban a következő élőhelyek említendők:

A mederben (a parti élőhelyek, mederjellemezők, áramlási és vízviszonyok függvényében) sok helyen gazdagnak mondható víz/mocsári vegetáció díszlik. Jellemző a vízi harmatkása (*Glyceria maxima*), mocsári nőszirmos (*Iris pseudacorus*), nyílfű (*Sagittaria sagittifolia*), ágas békabuzogány (*Sparganium erectum*), pántlikafű (*Typhoides arundinacea*), mocsári sás (*Carex acutiformis*), gyékények (*Typha* spp.), bókoló farkasfog (*Bidens cernuus*), érdekesség a rizsfű (*Leersia oryzoides*) előfordulása. A fehérgyarmati halastó (és szennyvíz bevezetés) felett gyakori a mocsári nefelejcs (*Myosotis palustris*) és a kolokán (*Stratiotes aloides*) is. Hínárok közül említendő az érdes tócsagaz (*Ceratophyllum demersum*), az imbolygó, fésűs és bodros békaszőlők (*Potamogeton nodosus*, *P. pectinatus*, *P. crispus*), vízitök (*Nuphar lutea*), néhol fehér tündérrózsa (*Nymphaea alba*), az alsó szakaszon a nagy tuskéshínár (*Najas marina*). Helyenként tömeges a rucaöröm (*Salvinia natans*), kis békalencse (*Lemna minor*). Szintén az alsóbb szakaszokon tömeges lehet a sulyom (*Trapa natans*). A felsőbb szakaszokon helyenként néha kiszáradó meder vízínövényzete ennek függvényében szezonális változásokat mutat. Egyes holtmedrekben a vízidara (*Wolffia arrhiza*) is

felbukkanhat. A közvetlen „magasparton” jellemzőek a bánsági sás (*Carex buekii*) gyakran kiterjedt állományai.

Keményfaliget és gyertyános-tölgyes jellegű maradványerdők, erdőfoltok is jellemzőek. Az Öreg-Túr mellett kisebb-nagyobb állományokban maradtak meg az eredeti vegetáció elemei, néhol kiterjedt erdőfoltok is megtalálhatóak még (sonkádi Túrerdő, Kömörői-erdő, kömörői Malomszeg, Nemesek erdeje, Birhó-erdő). Fafajösszetételük és gyakran aljnövényzetük őrzi az eredeti flóra képviselőit, a felső szakaszokon több védett geofitonnal (pl. kárpáti sáfrány (*Crocus heuffelianus*), fiókás tyúktaraj (*Gagea spathacea*), tavaszi tőzike (*Leucojum vernum*), erdélyi csillagvirág (*Scilla kladnii*). Ártéri puhafa-ligeteknek az Öreg-Túr mentén jelentősebb állományai nem jellemzőek, a vízfolyás jellege miatt sem. Kivételt képeznek a Tisza hullámterébe eső szakaszok. Az őshonos fafajú fasorok, facsoportok, hagyásfás foltok az Öreg-Túrt szinte végig kísérik. Fa- és cserjefajaik között a Szatmári-sík minden őshonos eleme megtalálható, de gyakran – kiterjedésükhöz képest – az aljnövényzet is gazdagnak mondható, őrzi az eredeti flóra elemeit.



1. ábra. Az Öreg-Túr Olcsvaapáti közelében

Tájidegen fafajú erdőfoltok, adventív fásszárúak sajnos az egész szakaszon jellemzőek. Sokfelé felbukkan az amerikai kőris (*Fraxinus pennsylvanica*), a zöld juhar (*Acer negundo*), jellemzőek a fehér akác (*Robinia pseudo-acacia*) kisebb-nagyobb telepített és spontán állományai. Az utóbbi években erőteljesen terjed a gyalogakác (*Amorpha fruticosa*), az alsó szakaszon már kezdi kiszorítani az őshonos fajokat. Az adventív fajok a természetközeli élőhelyek közösségeibe is behatolhatnak.

Üde féltermészetes gyepek. Jórészt másodlagosan kialakult, mocsárrét és/vagy mezofil gyepek jellegű füves területek. Részben jelenleg is hasznosítottak (legeltetés, kaszálás), részben felhagyottak (ezek gyomosodnak, spontán cserjésednek, erdősödnek). Meghatározó az *Alopecurus pratensis*, *Agrostis stolonifera*, *Festuca pseudovina*, *Elymus repens*. A Felső-

Öreg-Túr mellett érdekesség a kockásliliom (*Fritillaria meleagris*) előfordulása, feltűnőek az őszi kikerics (*Colchicum autumnale*) állományai (VIZITERV-BIOAQUA 2006).

Visszagyepesedett parlagok a szántók, rizsföldek említendő hányadot képviselnek, teljesen degradált gyepek helyén kialakult jellegtelen gyepek. Fajkészletük szegényes, nagy a gyomok aránya, de megfelelő kezeléssel féltermészetes gyepekké regenerálódhatnak.

Szántók, évelő szántóföldi kultúrák, ugarok a meder mellett gyakoriak. Jellemzőek a kalászos, kukorica, napraforgó kultúrák (azok gyomnövényzetével), az ugaron hagyott területek, néhol pillangósok (lucerna, herefélék).

Az Öreg-Túr, mint kanyargós medrű, többnyire ligetekkel, fasorokkal, hagyásfákkal szegélyezett vízfolyás, valamint a mellette lévő gyepek, erdők, holtmedrek mozaikja tájképileg is kiemelkedő értékét képez, mindenképpen egyedi tájértéknek tekintendő.

Ám megfigyelhető, hogy zavartalan állapotban a folyókísérő fás vegetáció (ha van) csak a partközeli részt árnyékolja, a vízsebesség változó. A vízben a hínárok közepes vagy annál kissé nagyobb A-D értékkel (2-3 vagy 3-4) fordulnak elő. A lassú folyású szakaszokon a mederben is megjelenhetnek a mocsári elemek és a zátonyokon az iszapnövényzet és a mocsári gyomtársulások alakulhatnak ki.

Az enyhébb emelkedésű partokon már megjelennek a nádas (*Phragmition*) és a magassásos (*Magnocaricion*) társulás fragmentumok és zonáció-töredékek is. Ahol széles a hullámtér, ott a mocsárrét zóna is megjelenik. Azonban a hínár nem zonációszerűen jelenik meg, hanem gyakorlatilag a teljes mederszélességben. Ez arra utal, hogy kisvízes időszakban a meder akár lényegesen nagyobb borítottságú, akár 100%-os is lehet. Ez lehet tápanyagterhelés is vagy feliszapolódás következtében sekélyvé vált meder és/vagy lecsökkent vízsebesség.

2.2. Az Öreg-Túr (Túr – belvíz főcsatorna) komplex rehabilitációja, rendezése

A Szabolcs-Szatmár-Bereg Megyei Önkormányzati Hivatal, a Magyarország-Románia Interreg IIIA/Phare CBC Program keretében, a Felső-Tisza-vidéki Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatósággal, a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatósággal, a Felső-Tisza-vidéki Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőséggel, a Fehérgyarmati Kistérségi Társulással valamint Szatmár Megye Tanácsával ún. Interreg tükörpályázatot készített „A Túr vízrendszer (Öreg- és élő Túr) komplex rehabilitációja, fejlesztése” címmel (LENTI I. 2007).

A projekt egyik fő célkitűzése a Sonkádtól Olcsvaapátiig húzódó Öreg-Túr rendezése, revitalizációja, a településfejlesztési elképzelésekhez igazodó állapotok kialakítása, oly módon, hogy ökológiai értékei se szenvedjenek kárt, inkább tovább gazdagodjanak. A koncepciótanulmány a vízháztartási körülmények javítását háromféle lehetőséggel javasolja biztosítani: Az Öreg-Túr vízszintjeinek emelése mederduzzasztók kialakításával, meglévő műtárgyak átalakításával, átépítésével. A meder helyenkénti rendezésével, nagyon ügyelve az ökológiai állapotok megőrzésére, javítására. A jelenlegi üzemrend felülvizsgálatával, harmonikusabb összhangba hozva a belvízelvezetés, a vízkészlethasznosítás, a turisztikai rekreációs hasznosítás valamint az ökológiai értékek megőrzésének szempontjait.

Vízszintek emelésére javasolt helyek: Kövessy Győző zsilip, Kömörői osztómű, Túr istváni vízimalom duzzasztója, Zombory Kft. duzzasztója, Nábrád térségében, a halastói vízkivétel és az Előpaták becsatlakozása között.

Mederrendezés: A helyszíni bejárások, vízügyi igazgatósági értékelések, igényfelmérő lapokra adott válaszok alapján megvizsgálandók, hogy a vízfolyás mely szakaszain szükséges a túlbujránzott növényzetet, illetve a vízbe dőlt, vízfolyási akadályt képező élettelen fákat

eltávolítani. Mindkét esetben az eltávolítást úgy kell elvégezni, hogy az élő növényzetben, megszokott látványban kárt ne okozzon.

Üzemrend felülvizsgálata: Az üzemrend felülvizsgálata azt jelentené, hogy a tervezett beavatkozások figyelembe-vételével, modellezések után meghatározható lenne a sonkádi zsilipen keresztül kiengedhető víz mennyisége, időintervalluma, gyakorisága stb. Kidolgozhatók lennének az optimális közbülső duzzasztási szintek, a Kövessy Győző zsilip duzzasztásra alkalmassá tételével szabályozható lenne a Tiszába történő vízkivezetés, illetve a részleges belvív-vízvisszatartás lehetősége is megteremtődne az Öreg-Túr alsó szakaszán, jobban lehetne gazdálkodni a Sonkádön kivezetett vizekkel.

Holtmedrek vízpótlása: Az élő és az Öreg-Túr mentén számos kisebb és nagyobb kiterjedésű holtmeder, mélyvonulat található. Ezen természetes vagy mesterséges képződmények egy részének az év nagy részében valamilyen formában és mennyiségben megoldott a vízpótlása, azonban vannak közöttük olyanok, amelyek csak a lokális csapadéktevékenységből kaphatnak vízpótlást, és vannak olyanok is, amelyek nagy részén már mezőgazdasági művelést folytatnak. A koncepciótanulmány készítésekor lefolytatott adatgyűjtés, igényfelmérés során számos javaslat érkezett. Vízpótlásra javasolt túri holtágak: Felső-Öreg-Túr, Alsó-Öreg-Túr, Malomszegi-Túr holtmeder, Ricsei-erdői Holt-Túr, Túr-erdői Holt-Túr, Sonkád-Kölcse térségi holtmeder. A holtágak között több országosan védett, szentély besorolású is van

A természetvédelmi szempontokkal, igényekkel és elvárásokkal kapcsolatban a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság Szatmár-Beregi Tájvédelmi Körzetének munkatársaival történt egyeztetés.

3. A Túr folyó felső szakaszán történő beavatkozások

Árvízvédelmi biztonság növelése: A Túr árvízvédelmi töltései az érvényes előírásoknak megfelelően, sem magasságilag, sem keresztmetszetileg nincsenek kiépítve. A védvonalak, az öblözetekre előírt biztonsági követelményt, a Túr árvizeivel szemben nem teljesítik, ezért a Túr árvízvédelmi rendszerének fejlesztése szükséges. A töltésfejlesztéseken kívül, reális alternatívaként adott a lehetőség az árapasztással történő biztonságnövelésnek is. Természetvédelmi szempontból elfogadható helyszín lehetne a Palád jobb parti, Túr jobb parti töltése és az Alsó-Öreg-Túr által határolt terület. Ezen a területen a meglévő töltés 8,3 km hosszúságban végzett erősítésével, az Alsó-Öreg-Túr mentén 6,5 km hosszúságban kiépített új töltéssel, egy 60–100 m³/s-os maximális kapacitású vízbeeresztő és 20-30 m³/s-os kapacitású vízleeresztő műtárgy, továbbá 2–3 kisebb, zsilipes keresztelő műtárgy építésével 7,7 km² alapterületű tározót lehetne létrehozni.

Ártérrevitalizáció: Az árterek részleges revitalizációjára a Túr mentén a jobb parti töltés felső, Palád töltés feletti szakaszán lenne olyan alkalmas terület, ahol szimulálni lehetne a korábbi – mederátvágások, töltésépítés előtti – vízjárási viszonyokat az úgynevezett szelíd árasztás módszerével, aminek lényege:

- a kis (maximum 60–80 cm-es) átlagos vízszlopmagasság, mely a terület magasabb térszíneit szárazon hagyja;
- a vízkivezetés időbeni ütemezése a szomszédos folyó áradásaihoz és magas vízállásaihoz igazodik;
- a terület legmélyebb részein hosszabb időtartamú (akár hónapokig tartó) vízborítás, mely feltételezi, hogy ezeken a területeken a belvízelvezető rendszer üzemeltetése ezt lehetővé teszi;
- bár a terület méretétől függően árvízvédelmi jelentősége is lehet, alapvető célját tekintve aktív természetvédelmi, esetleg tájgazdálkodási célú beavatkozás.

A szelíd árasztáshoz szükséges kieresztő létesítményt a Túr Hármashatár menti szakaszán, a visszaeresztő műtárgy a Gyertyános zsilip lehetne, az esetlegesen szükséges átalakítások elvégzését követően. A szelíd árasztást össze lehetne kapcsolni a Felső-Öreg-Túr, a leeresztést pedig az Alsó-Öreg-Túr vízpótlásával.

4. Összefoglalás

A folyó gyakorlatilag két víztestre van osztva, a Garbolc – Sonkádi bukógát közötti szakasz természetes víztest, amely egy síkvidéki, nagy vízgyűjtőjű, közepes folyó. Míg a Sonkádi osztómű – Tiszakóród (Tisza torkolati bukógát) között mesterséges medret hoztak létre árvízvédekezési megfontolásokból. Hozzákapcsolódik az Öreg-Túr (Túr-belvíz főcsatorna) és a mederátvágások után maradt holtmedrek.

Az Öreg-Túr és környezete az eredeti állapotában teljesen erdősült lehetett, ahol a térszínek, és így a vízforgalom függvényében keveredtek az alföldi gyertyános-tölgyes mozaikok a keményfás ligeterdőkkel. Ez az állapot az ukrán beregi és szatmári részeken néhol még ma is megfigyelhető, nálunk ezek az erdők csak maradványaikban vannak jelen. Az erdőirtások következtében másodlagosan alakultak ki féltermészetes mocsárrétek, jelentősebb arányban szántók, legelők. Ma már inkább egy vízhiánnyal küszködő alföldi kisfolyó képét mutatja, a levágott kanyarulatok holtágai egy része pedig kiszáradt. A folyó középső szakaszán oxigénhiányos állapot volt tapasztalható júniusban.

A kutatások eredményeként azt a következtetést vonták le a szakemberek, hogy a Túr folyón tervezett beavatkozások nem lesznek ártalmasak a makro-vegetációra, sőt egyes állatcsoportokra (szárazföldi csigák, kétéltűek, hullók) kedvező hatással lesznek (LENTI I. 2008).

Köszönet a segítségért és az adatokért a BioAqua Pro Kft. és a Viziterv Environ Kft. munkatársainak.

Irodalom

- BÁLINT Z. – KONECSNY K. – SZABÓ J. A. (2001) Az erdőborítottság változásának hatása a Felső-Tisza vízjárására. Magyar Hidrológiai Társaság XIX. Országos Vándorgyűlése, Gyula, 1-6. pp.
- BOROVSKY S. (1907) Magyarország Vármegyéi és városai. 16. Szatmár-vármegye. Országos Monográfiai Társaság, Budapest
- IHRIG D. (1973) A magyar vízszabályozás története. OVH-VÍZDOK, Budapest
- LENTI I. (2007) A Túr folyó rehabilitációja. III. Kárpát-medencei Körny. Tud. Konferencia, Kolozsvár, Ábel Kiadó, pp. 328-333.
- LENTI I. (2008) Hová siet a Túr...? Szabolcs-Szatmár-Bereg Megyei Önkormányzati Hivatal megbízásából, Nyíregyháza, pp. 1-199.
- MARCZISÁK V. – KOCSIS G. (2001) Felső-Tisza ártéri kezelési tervvázlat, javaslat a Tisza melletti vizes élőhelyek védelméhez helyreállításához. Magyar Hidrológiai Társaság XIX. Országos Vándorgyűlése, Gyula, 1-7. pp.
- Túr vízrendszer (Öreg- és Élő-Túr) komplex ökológiai állapotfelvétele és vízminőség elemzése. Viziterv-Bioaqua Pro Konzorcium, 2006, A Szabolcs-Szatmár-Bereg Megyei Önkormányzati Hivatal megbízásából, Nyíregyháza

Szigyártó Lídia¹ – Dr. Péterfi Leontin István²

Evaluation of water quality based on diatom communities inhabiting the Someșul Mic river between Florești and Apahida (Cluj County, Romania)

Abstract

The article discusses the comparative investigation of the diatom communities inhabiting the middle sector of the Someșul Mic river. Water quality was evaluated based on chemical analysis of the water, respectively on the species composition of the diatom communities from samples collected in two seasons, July and October–November 2006 from three sampling sites located on the Someșul Mic between Florești and Apahida (Cluj County). The values of the Saprobity Index (SI) and of the Biological Diatom Index (BDI) indicate moderate organic pollution, respectively good or acceptable water quality in all sampling sites.

These preliminary results are considered part of a long term investigation carried out to monitor the changes of water quality of the Someșul Mic river.

1. Introduction

According to the Water Framework Directive 2000/60/EC, the diatoms are considered good indicators of the quality of rivers and streams. Many species require specific physical, chemical and biological conditions, therefore the composition of the diatom communities and the modifications in their structure are in fact reactions to the environmental changes (DIXIT, S.S. et al. 1992; LOWE, R. L. – PAN, Y. 1996). Due to diatom's sensitivity to these changes, the estimation of the general water quality based especially on the Biological Diatom Index (BDI) is carried out in many states of the European Union.

The present study is the summation of preliminary results on the diatom communities and the water quality of the Someșul Mic between Florești and Apahida villages (Cluj County). Diatom communities and the degree of saprobity of the Someșul Mic river have been studied before. The present study contributes with the record of some new diatom taxa from the Someșul Mic, and the evaluation of the water quality based on BDI is also carried out for the first time.

The aims of the investigation were to establish the qualitative and quantitative composition of the benthic diatom communities in three sampling sites and to estimate the water quality based on the presence and abundance of diatom taxa, completed with some data referring to physical and chemical characteristics of the water.

2. Materials and Methods

The benthic diatom samples were collected in July and in October–November 2006 in three stations located on the Someșul Mic river: near Florești (upstream Cluj-Napoca),

¹ Szigyártó Lídia *Sapientia Erdélyi Magyar Tudományegyetem, Környezettudományi Tanszék, Kolozsvár* E-mail: lidia_szigyarto@yahoo.com

² Dr. Péterfi Leontin István *Babeș-Bolyai Tudományegyetem, Biológia-Geológia Kar, Kolozsvár* E-mail: peterfi.igol@from.ro

downstream Someșeni and downstream Apahida. After collecting the samples from underwater surface of stones, sediments and plants in the littoral zone of the river (BIGGS, B. J. F. – KILROY, C. 2000), they were preserved in field by adding to them 96% ethanol. After cleaning the frustules by treatment with HCl and H₂O₂ (ÁCS É. – KISS K. T. 2004), they were mounted in colophony. The identification of diatom taxa was carried out using Krüss MBL2100 microscope with oil-immersion lens, based on the monographs of *Krammer and Lange-Bertalot* (KRAMMER, K. – LANGE-BERTALOT, H. 1986, 1988, 1991, 2000).

After analysis of the composition of diatom communities, species diversity was expressed based on the Shannon-Wiener formula. The saprobity level and the general water quality were also estimated by the Saprobity Index (SI) using the method of *Zelinka and Marvan* (ZELINKA, M. – MARVAN, P. 1961) and the Biological Diatom Index (BDI), which was introduced by the Water Agency and CEMAGREF in France and takes into consideration the relative abundance, the frequency and the indicative importance of each taxa (*Cemagref, 2000*).

Besides measuring some physical and chemical parameters of water in field using a pH/Cond 340i WTW conductometer, water samples were also collected for chemical analysis performed mostly by using spectrophotometric (Jenway 6400 spectrophotometer) and flamephotometric (Jenway PFP 7 flamephotometer) methods.

3. Results and Discussion

The values of the physical and chemical parameters are shown in *Table 1*. It should be noticed that the values of the conductivity and of the Na⁺ and Cl⁻ concentration increase from Florești to Apahida, probably due, among others, to wastewater inflow. Near Apahida the water becomes remarkably salty presumably due to the geological characteristics of the region (ÚJVÁRI, I. 1972).

The concentrations of NO₂⁻, NO₃⁻, NH₄⁺ and PO₄³⁻ are also higher downstream Cluj-Napoca. This might indicate the presence of an organic pollution source.

Table 1. Physical and chemical parameters of water in July and October–November 2006

Parameters	Sampling sites					
	Someșul Mic - Florești		Someșul Mic - Someșeni		Someșul Mic - Apahida	
	July	Oct–Nov	July	Oct–Nov	July	Oct–Nov
t °C	18.3	10.3	17.8	10.5	17.3	10.7
pH	7.83	7.92	8.10	7.95	7.55	7.67
conductivity (μS cm ⁻¹)	109	265	217	518	415	1064
salinity	0	0	0	0	0	0.3
Na ⁺ (mg l ⁻¹)	2.8	19.2	10.1	73.5	100.1	630.3
Cl ⁻ (mg l ⁻¹)	10	-	11.5	-	74	-
NO ₂ ⁻ ·10 ⁻³ (mg l ⁻¹)	2	0.5	6	0	2.3	0
NO ₃ ⁻ (mg l ⁻¹)	6.2	8	13.8	9.1	14.4	35.2
NH ₄ ⁺ (mg l ⁻¹)	0.7	-	2.9	-	1.1	-
PO ₄ ³⁻ (mg l ⁻¹)	0	0	1	0.7	1.67	1.28

There were identified 113 diatom taxa in all three sampling sites, belonging to 20 genera (*Table 2*). Comparing the present list with similar data from studies performed before (RASIGA, A. – MOMEU, L. – PÉTERFI, L. Ș. 1995, 1996, 1999), there were identified several species or varieties new for the diatom flora of the Someșul Mic river: *Cymbella tumidula* var.

subexcisa, *Didymosphaenia geminate*, *Fragilaria tenera*, *Navicula lapidosa*, *Navicula saxophila*, *Nitzschia elegantula* and *Nitzschia reversa*.

Table 2. Floristic composition of diatom communities in Someșul Mic in July and October–November 2006 (SM – Someșul Mic, F – Florești, S – Someșeni, A - Apahida)

Nr.	Taxa	July 2006			Oct–Nov 2006		
		SM F	SM S	SM A	SM F	SM S	SM A
1.	<i>Achnanthes bioretii</i> Germain				+		
2.	<i>A. lanceolata</i> ssp. <i>frequentissima</i> Lange-Bertalot	+	+	+	+		+
3.	<i>A. lanceolata</i> (Brébisson) Grunow ssp. <i>lanceolata</i>						+
4.	<i>A. laterostrata</i> Hustedt	+			+		
5.	<i>A. minutissima</i> var. <i>affinis</i> (Grunow) Lange-Bertalot	+	+	+	+	+	+
6.	<i>A. minutissima</i> Kützing var. <i>minutissima</i>	+	+	+	+	+	+
7.	<i>Amphora libyca</i> Ehrenberg	+					
8.	<i>A. montana</i> Krasske			+			
9.	<i>A. pediculus</i> (Kützing) Grunow		+	+	+	+	+
10.	<i>Asterionella formosa</i> Hassall	+	+	+			+
11.	<i>Cocconeis neodiminuta</i> Krammer				+	+	+
12.	<i>C. pediculus</i> Ehrenberg	+	+	+	+	+	+
13.	<i>C. placentula</i> Ehrenberg	+	+	+	+	+	+
14.	<i>Cyclotella comta</i> (Ehrenberg) Kützing				+	+	
15.	<i>C. meneghiniana</i> Kützing				+		+
16.	<i>Cymbella affinis</i> Kützing	+					
17.	<i>C. caespitosa</i> (Kützing) Brun	+		+			
18.	<i>C. helvetica</i> Kützing	+				+	
19.	<i>C. minuta</i> Hilse	+	+	+	+	+	+
20.	<i>C. naviculiformis</i> (Auerswald) Cleve				+		
21.	<i>C. prostrata</i> (Berkeley) Cleve	+			+	+	
22.	<i>C. silesiaca</i> Bleisch	+	+	+	+	+	+
23.	<i>C. sinuata</i> Gregory	+	+	+	+	+	+
24.	<i>C. tumida</i> (Brébisson) Van Heurck					+	
25.	<i>C. tumidula</i> var. <i>subexcisa</i> (Grunow) Cleve & Möller	+			+		
26.	<i>C. turgidula</i> Grunow				+		
27.	<i>Denticula tenuis</i> Kützing					+	
28.	<i>Diatoma ehrenbergii</i> Kützing				+	+	
29.	<i>D. mesodon</i> (Ehrenberg) Kützing		+				
30.	<i>D. moniliformis</i> Kützing	+			+	+	+
31.	<i>D. vulgaris</i> Bory				+		
32.	<i>D. vulgaris</i> sensu var. <i>linearis</i> Grunow		+		+	+	+
33.	<i>D. vulgaris</i> sensu var. <i>ovalis</i> (Fricke) Hustedt					+	
34.	<i>D. vulgaris</i> sensu var. <i>producta</i> Grunow	+	+	+	+	+	+
35.	<i>Didymosphaenia geminata</i> (Lyngbye) M. Schmidt	+	+	+	+	+	+
36.	<i>Diploneis elliptica</i> (Kützing) Cleve	+			+	+	
37.	<i>Fragilaria arcus</i> (Ehrenberg) Cleve var. <i>arcus</i>	+	+			+	+
38.	<i>F. capucina</i> Desmazières var. <i>capucina</i>	+	+	+	+	+	+
39.	<i>F. capucina</i> var. <i>gracilis</i> (Oestrup) Hustedt	+	+	+	+	+	+
40.	<i>F. capucina</i> var. <i>perminuta</i> (Grunow) Lange-Bertalot				+		
41.	<i>F. capucina</i> var. <i>vauchaeriae</i> (Kützing) Lange-Bertalot	+	+	+	+	+	+
42.	<i>F. crotonensis</i> Kitton		+	+			
43.	<i>F. parasitica</i> (W. Smith) Grunow var. <i>parasitica</i>	+		+	+		
44.	<i>F. pinnata</i> Ehrenberg var. <i>pinnata</i>	+				+	
45.	<i>F. tenera</i> (W. Smith) Lange-Bertalot		+	+			
46.	<i>F. ulna</i> var. <i>acus</i> (Kützing) Lange-Bertalot				+		
47.	<i>F. ulna</i> var. <i>lanceolata</i> (Kützing) Reichardt		+		+		
48.	<i>F. ulna</i> (Nitzsch) Lange-Bertalot var. <i>ulna</i>	+	+	+	+	+	+
49.	<i>Gomphonema angustatum</i> (Kützing) Rabenhorst	+		+	+		+

Nr.	Taxa	July 2006			Oct–Nov 2006		
		SM F	SM S	SM A	SM F	SM S	SM A
50.	<i>G. minutum</i> (C. Agardh) C. Agardh	+	+	+	+	+	+
51.	<i>G. olivaceum</i> (Hornemann) Brébisson	+	+	+	+	+	+
52.	<i>G. parvulum</i> var. <i>exilissimum</i> Grunow			+	+		
53.	<i>G. parvulum</i> Kützing var. <i>parvulum</i> f. <i>parvulum</i>	+	+	+	+	+	+
54.	<i>G. parvulum</i> var. <i>parvulum</i> f. <i>saprophilum</i> Lange-Bertalot & Reichardt	+		+			+
55.	<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst		+		+		
56.	<i>Melosira varians</i> Agardh	+	+		+		
57.	<i>Navicula accomoda</i> Hustedt			+		+	+
58.	<i>N. atomus</i> (Kützing) Grunow	+	+	+			+
59.	<i>N. capitata</i> Ehrenberg var. <i>capitata</i>		+		+	+	
60.	<i>N. capitatoradiata</i> Germain	+	+	+	+	+	+
61.	<i>N. cincta</i> (Ehrenberg) Ralfs	+					
62.	<i>N. cryptocephala</i> Kützing	+	+	+	+	+	
63.	<i>N. cryptotenella</i> Lange-Bertalot	+	+	+	+	+	+
64.	<i>N. cryptotenelloides</i> Lange-Bertalot		+		+	+	+
65.	<i>N. cuspidata</i> (Kützing) Kützing		+				
66.	<i>N. decussis</i> Oestrup				+		
67.	<i>N. erifuga</i> Lange-Bertalot			+			
68.	<i>N. goeppertiana</i> (Bleisch) H. L. Smith var. <i>goeppertiana</i>	+	+	+			+
69.	<i>N. gregaria</i> Donkin	+	+	+	+	+	+
70.	<i>N. lanceolata</i> (Agardh) Ehrenberg	+	+	+	+	+	+
71.	<i>N. lapidosa</i> Krasske				+		
72.	<i>N. molestiformis</i> Hustedt	+	+	+			+
73.	<i>N. mutica</i> var. <i>mutica</i> Kützing		+	+		+	
74.	<i>N. phylleptosoma</i> Lange-Bertalot			+			
75.	<i>N. pupula</i> Kützing var. <i>pupula</i>				+		+
76.	<i>N. pygmaea</i> Kützing		+		+		
77.	<i>N. radiosa</i> Kützing	+			+	+	
78.	<i>N. reichardtiana</i> Lange-Bertalot	+	+	+	+	+	+
79.	<i>N. saprophila</i> Lange-Bertalot	+	+	+		+	+
80.	<i>N. saxophila</i> Bock			+			+
81.	<i>N. tripunctata</i> (O. F. Müller) Bory	+	+	+	+	+	+
82.	<i>N. trivialis</i> Lange-Bertalot	+			+		
83.	<i>N. veneta</i> Kützing	+	+	+			+
84.	<i>N. viridula</i> var. <i>rostellata</i> (Kützing) Cleve		+				
85.	<i>Nitzschia amphibia</i> (Kützing) W. Smith		+	+	+		+
86.	<i>N. brevissima</i> Grunow		+	+			
87.	<i>N. calida</i> Grunow			+			+
88.	<i>N. capitellata</i> Hustedt	+	+	+	+	+	+
89.	<i>N. constricta</i> (Kützing) Ralfs		+		+		
90.	<i>N. dissipata</i> (Kützing) Grunow	+	+	+	+	+	+
91.	<i>N. elegantula</i> Grunow	+	+				
92.	<i>N. fonticola</i> Grunow	+	+	+	+	+	+
93.	<i>N. frustulum</i> (Kützing) Grunow	+	+	+	+		+
94.	<i>N. hungarica</i> Grunow		+				+
95.	<i>N. inconspicua</i> Grunow	+	+	+	+	+	+
96.	<i>N. linearis</i> (Agardh) W. Smith var. <i>linearis</i>					+	+
97.	<i>N. linearis</i> var. <i>subtilis</i> (Grunow) Hustedt	+	+		+		
98.	<i>N. palea</i> (Kützing) W. Smith		+	+	+	+	+
99.	<i>N. paleacea</i> Grunow	+	+			+	
100.	<i>N. recta</i> Hantzsch	+	+		+	+	
101.	<i>N. reversa</i> W. Smith		+				
102.	<i>N. sigmoidea</i> (Nitzsch) W. Smith						+
103.	<i>N. sublinearis</i> Hustedt		+	+			+

Nr.	Taxa	July 2006			Oct–Nov 2006		
		SM F	SM S	SM A	SM F	SM S	SM A
104.	<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow						+
105.	<i>Surirella angusta</i> Kützing	+	+		+		
106.	<i>S. brebissonii</i> var. <i>brebissonii</i> Krammer & Lange-Bertalot	+	+	+	+	+	+
107.	<i>S. brebissonii</i> var. <i>kuetzingii</i> Krammer & Lange-Bertalot	+	+	+	+		+
108.	<i>S. linearis</i> W. Smith						+
109.	<i>S. minuta</i> Brébisson					+	
110.	<i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyngbye) Kützing	+			+		
111.	<i>T. flocculosa</i> (Roth) Kützing				+		

The genera represented by the largest number of taxa (species and varieties) are shown in *Figure 1*. Considering all three sampling sites and both seasons, *Navicula* and *Nitzschia* are the richest genera, followed by *Fragilaria*, *Cymbella*, *Diatoma*, *Gomphonema*, *Achnanthes* and *Surirella*.

Dominant taxa in sampling sites near Florești and downstream Someșeni are *Achnanthes minutissima*, *Cymbella minuta*, *Diatoma vulgare*, *Nitzschia frustulum* and *Navicula lanceolata*, cosmopolitan elements and indicators of β -mesosaprobity. The composition of the diatom communities in the river downstream Apahida changes significantly, *Navicula atomus*, *Navicula gregaria* and *Navicula lanceolata* becoming the most abundant taxa here, species which tolerate higher quantities of organic substances indicating critic saprobity level ($\beta\alpha$ -mesosaprobic conditions). These species are also halophilic elements which prefer higher electrolyte concentrations. Their presence is explained by the high values of salinity and conductivity due to the geological characteristics of the region (salty springs) (ÚJVÁRI, I. 1972) and partly to the inflow of domestic wastes.

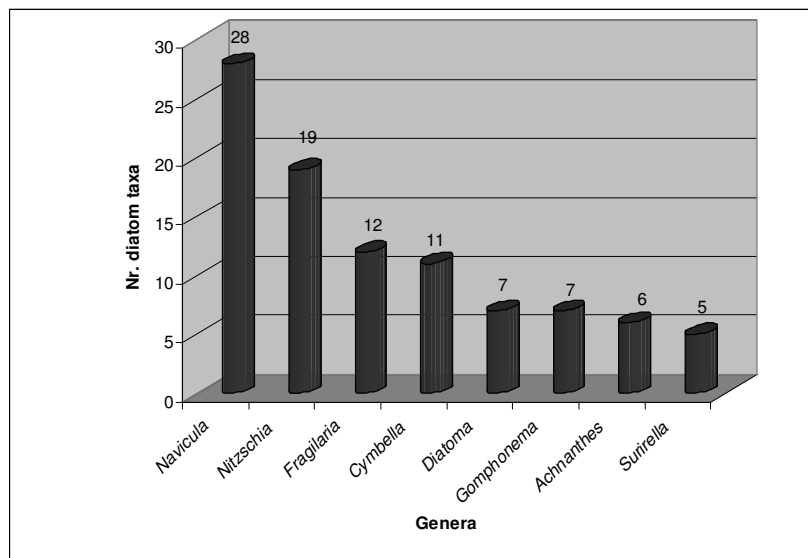


Figure 1. Genera represented by relatively large number of taxa in Someșul Mic in July and October–November 2006

The number of taxa as well as the Shannon-Wiener diversity of the studied communities are lower at Apahida, downstream Cluj-Napoca (*Table 3*), presumably because the environmental parameters (increased salinity and probably increased organic pollution) create unfavourable conditions for many sensitive species which are present in samples upstream Cluj-Napoca.

Table 3. Number of species and diversity of diatom communities in Someșul Mic in July and October–November 2006

Nr.	Sampling sites	Nr. species	Nr. genera	Shannon-Wiener diversity	Equitability	
1.	Someșul Mic-Florești	July 2006	62	15	2.96	0.718
		Oct–Nov 2006	71	16	2.73	0.642
2.	Someșul Mic-Someșeni	July 2006	64	14	3.29	0.791
		Oct–Nov 2006	53	14	2.44	0.614
3.	Someșul Mic-Apahida	July 2006	56	12	2.44	0.607
		Oct–Nov 2006	59	15	1.92	0.472

As concerning the Saprobity Index (SI) the organic pollution is slightly increasing from moderate (β -mesosaprobic) at station Florești to moderate to strong ($\beta\alpha$ -mesosaprobic) downstream Apahida. These results are in concordance with the values of the Biological Diatom Index (BDI), which indicate a slight degradation of the general water quality from good to acceptable from Florești to Apahida. Additionally, both indices show that water quality of the Someșul Mic improves to a certain degree during October–November 2006 comparing to the water quality in July (Table 4).

Table 4. Water quality and saprobity level based on the values of SI and BDI

Nr.	Sampling sites	SI		BDI	
		July 2006	Oct–Nov 2006	July 2006	Oct–Nov 2006
1.	Someșul Mic-Florești	2.01	1.87	16.76	15.75
		II	II	good	good
2.	Someșul Mic-Someșeni	2.17	1.99	13.08	13.20
		II / II-III	II	good/acceptable	good
3.	Someșul Mic-Apahida	2.31	2.19	11.64	14.13
		II-III	II / II-III	acceptable	good

4. Conclusions

According to measured physical and chemical parameters, the high values of conductivity and salinity of water of the Someșul Mic downstream Apahida appear to be in correlation with the significant presence of halophilic diatom species. The higher values of N and P containing ions, as well as the dominance of $\beta\alpha$ -mesosaprobic indicator species downstream Cluj-Napoca might be the result of a higher concentration of decomposing organic material.

Besides the new record of taxa for the diatom flora of the Someșul Mic river, most of the dominant species in all three sampling sites indicate moderate or moderate to strong organic pollution.

The values of the Saprobity Index indicate β -mesosaprobic to critic $\beta\alpha$ -mesosaprobic conditions in the studied sector of the river, conditions confirmed by the Biological Diatom Index, according to which the general water quality of the Someșul Mic varies between good and acceptable depending on sampling location and season.

References

- ÁCS É. – KISS K. T. eds. (2004) *Algológiai praktikum*. ELTE Eötvös Kiadó, Budapest
- BIGGS, B. J. F. – KILROY, C. (2000) *Stream Periphyton Monitoring Manual*. NIWA, Christchurch
- DIXIT, S. S. – SMOL, J. P. – KINGSTON, J. C. – CHARLES, D. F. (1992) Diatoms: powerful indicators of environmental change. *Environ. Sci. Technol.* 26, 1, pp. 23-33.
- KRAMMER, K. – LANGE-BERTALOT, H., (1986, 1988, 1991, 2000) *Bacillariophyceae* – In: Ettl, H. – Gerloff, J. – Heyning, H. – Mollenhauer, D. Hrsg.: *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, 2/1-5, G. Fisher, Stuttgart
- LANGE-BERTALOT, H. (1979) Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. *Nova Hedwigia*, Beiheft, 64, pp. 285-304.
- LOWE, R. L. – PAN, Y. (1996) Benthic algal communities as biological monitors – In: Stevenson, R. J. – Bothwell, M. I. – Lowe, R. L. eds.: *Algal Ecology – Freshwater Benthic Ecosystems*, Academic Press, San Diego
- RASIGA, A. – MOMEU, L. – PÉTERFI, L. Ş. (1995-1996) Compoziția și structura comunităților algale din Someșul Mic, Transilvania, Romania. *Contrib. Bot.*, Cluj-Napoca, pp. 37-45.
- RASIGA, A. – MOMEU, L. – PÉTERFI, L. Ş. (1995-1996) Considerații privind evaluarea saprobității în râul Someșul Cald și Someșul Mic (Transilvania), pe baza compoziției comunităților de diatomee, *Contrib. Bot.*, Cluj-Napoca, pp. 55-60.
- RASIGA, A. MOMEU, L., PÉTERFI, L. Ş. (1999) Composition and structure of algal communities of the river Someș basin – In: Sárkány-Kiss, A. – Hamar, J. eds.: *TISCIA Monograph Series*, Szolnok-Szeged-Târgu-Mureș, pp. 143-177.
- ÚJVÁRI, I. (1972) *Geografia apelor României*, Ed. Științifică, București
- ZELINKA, M. – MARVAN, P. (1961) Zur Praziesierung der biologischen Klassifikation des Reinheit fließender GÄwasser. *Arch. Hydrobiol.*, 57, pp. 389-407.
- Guide Méthodologique pour la mise en oeuvre de l'Indice Biologique Diatomées, 2000, Ed. Cemagref, Bordeaux

*Dr. Milinki Éva*¹ – *Dr. Kiss Attila*² – *Szováti Katalin*³ – *Dr. Murányi Zoltán*⁴ – *Dr. Lakatos Gyula*⁵

A herbicidekhez tartozó simazin és acetoklór fotodegradációja és akut toxikus hatása eltérő érzékenységű halfajokra

Abstract

Zebrafish (*Brachydanio rerio*) and rudd (*Scardinius erythrophthalmus*) were exposed to a mixture of herbicides (simazine and acetochlore) in different concentrations to establish the impact of photodegradation process and acute dosages in 96 hours experiment. The toxicity and the extent of photodegradation were investigated in case of 2 different water samples (fresh water, tap water) by GC-MS technique.

The extent of degradation changed according to the examined herbicide and water types. Degraded amounts of pesticides increased intensively in accordance with the applied herbicide concentrations and after reaching a threshold a significant decrease was observed. The degradation of pesticides was higher in case of tap water than in fresh water samples, which could be explained by the higher adsorption ability in environmental conditions. The pesticide content of water samples stored in light and in dark did not show significant differences, so the cause of the decomposition of the two samples primarily was not the photodegradation process; however a hydrolytic process might be responsible for the previous finding.

The results for LC₅₀ values displayed marked distinctions in comparison of zebrafish with rudd samples. Zebrafish is less sensitive than rudd and synergist effect was pointed out if simazine and acetochlore were used together.

1. Bevezetés

A peszticidek, mint szerves mikroszennyezők mind környezetvédelmi, mind humán-egészségügyi szempontból komoly problémát jelentenek (CID, R. M. et al. 2007). Századunkban a demográfiai robbanást a mezőgazdaság intenzív fejlődése követte. A klórozott szénhidrogének együttese volt az első olyan csoportja a peszticideknek, melyeknél a kedvezőtlen tulajdonságok, mint kumuláció, perzisztencia, biomagnifikáció felhívták a figyelmet a kémiai növényvédelem veszélyeire. A nagy perzisztenciával rendelkező anyagok a környezeti rendszerek adott szubrégióiban feldúsulnak, biológiai hozzáférhetőségük pedig lehetővé teszi, hogy az élőlényekben akkumulálódjanak (FALANDYSZ, J. et al. 2004). Biomagnifikáció révén, a tápláléklánc különböző szintjein koncentrációjuk az élőlények szöveteiben megsokszorozódhat (NENDZA, M. et al. 1997). A hidroszféra, amely a különböző anyagok számára jó oldószer, az antropogén eredetű szennyezőanyagok szállításában igen fontos szerepet játszik. Az általunk vizsgált két peszticid is a mezőgazdasági területekről való bemosódás révén felszíni és felszín alatti vizeinkben már kimutathatóak. A triazinokhoz tartozó simazinnak nemcsak közvetett, hanem közvetlen mérgező hatása is megfigyelhető vízi

¹ **Dr. Milinki Éva** Eszterházy Károly Főiskola, Állattani Tanszék, Eger Email: milinki@ektf.hu

² **Dr. Kiss Attila** EGERFOOD - Regionális Tudásközpont, Eszterházy Károly Főiskola, Eger E-mail: attkiss@gemini.ektf.hu

³ **Szováti Katalin** EGERFOOD - Regionális Tudásközpont, Eszterházy Károly Főiskola, Eger E-mail: szovati.katalin@ektf.hu

⁴ **Dr. Murányi Zoltán** EGERFOOD - Regionális Tudásközpont, Eszterházy Károly Főiskola, Eger E-mail: mzperx@ektf.hu

⁵ **Dr. Lakatos Gyula** Debreceni Egyetem, Alkalmazott Ökológiai Tanszék, Debrecen E-mail: lakgyu@delfin.klte.hu

ökoszisztémákban. Algásodás és az alámerült szubmerz hínárnövényzet túlbujánzásának megakadályozására a simazint közvetlenül is alkalmazták az elmúlt években természetes felszíni vizeinkben. Napjainkban ugyan csökkenő tendencia figyelhető meg a növényvédőszer felhasználásában, de a rendelkezésre álló adatok nem mindig tükrözik a valóságot. A kis családi gazdaságok megszorodásával a környezetbe kijuttatott peszticidek mennyisége nehezen ellenőrizhető. Az utóbbi években egy növényvédőszer használatánál és gyakorlati alkalmazhatóságánál elsődleges szempontként a perzisztenciát, a toxicitást és a bioakkumulációt veszik figyelembe. Ma már általános igény, hogy egy peszticid természetes körülmények között könnyen lebontható legyen, de toxikus hatása ezen rövid idő alatt érvényesüljön.

2. Célkitűzések

Vizsgálatainkhoz két, közepesen perzisztens, de éveken át széleskörűen alkalmazott herbicidet (simazin és acetoklór) választottunk ki. A simazin a triazinok közé tartozó szelektív gyomirtó szer. Vízi ökoszisztémákba való közvetlen kijuttatása hívta fel a figyelmet mérgező hatására. A másik vizsgált peszticid az acetalinidekhez tartozó acetoklór. A talajból bomlástermékei könnyen mobilizálódhatnak és metabolitjai sokszor sokkal toxikusabbak, mint az eredeti szer. Hatását a fehérjesszintézis gátlásán keresztül fejt ki.

Laboratóriumban végzett vizsgálatokkal összehasonlítottuk a két herbicid különböző koncentrációinál a fotodegradáció mértékét, és akut toxikológiai tesztek alkalmazásával megállapítottuk mérgező hatásukat eltérő érzékenységgű halfajoknál, 96 órás expozíció esetén. A fotokémiai bontás tényleges hatékonyságának megállapítására a természetes fényen végzett kísérleteket sötétben is megismételtük.

Az akut toxikológiai tesztekkel megállapítottuk az LC₅₀ értékét. Laboratóriumi, ún. „tiszta” vegyületekkel végzett vizsgálatok mellett az Eger patakából származó környezeti mintákkal is megismételtük a kísérleteket. A környezeti minták alkalmazásával pontosabb információt kaphatunk egy adott toxikus hatású anyag tényleges hatásáról és az eredmények jobban extrapolálhatóak a vízi ökoszisztémákra. Egy anyag toxikus hatását jelentősen módosíthatja az adott közeg pH-értéke, tápanyagtartalma, egyéb szennyezők jelenléte és az ott élő mikrobiális életközösség tevékenysége. Ezen interakciók eredményeként új „formák” és új „állapotok” alakulhatnak ki, melyek hatása a vízi élővilágra igen eltérőek lehetnek (HEGEDŰS J. 1998).

3. Anyag és módszer

3.1. Toxikológiai laboratóriumi tesztek

A laboratóriumi akut toxikológiai tesztek halakkal végeztük, 96 órás expozíciós időtartammal, statikus rendszerben. A halak viselkedését és mortalitását szabályos időközönként (1, 4, 24, 48, 72, 96 óra) megfigyeltük. A kísérlet ideje alatt a megfelelő víz hőmérsékletet (18–23 °C), pH-t (7 körüli érték) és oxigén ellátottságot (80–90%-os telítettségi érték) biztosítottuk. Az elegendő oxigénbevitelről levegőztető alkalmazásával gondoskodtunk. A teszteléshez két, eltérő érzékenységgű halfajt választottunk ki. Az egyik, a víztoxikológiai szabványokban is ajánlott zebra dánió (*Brachydanio rerio*). Akváriumokban könnyen tenyészthető, a mesterséges laboratóriumi körülményekhez jól alkalmazkodik. Oxigénigénye alacsony, lágy, illetve közepesen kemény vizeket kedveli. Optimális víz hőmérséklet számára 20–23 °C. 2 liter vízbe 6 egyedet helyeztünk (3 hím, 3 nőstény) és

96 órás expozíciós időtartamnál megállapítottuk a vizsgált herbicidek eltérő koncentrációinál a mortalitás értékét. Párhuzamos koncentráció sorozattal is elvégeztük a tesztelést. Az LC₅₀ értékét probit analízissel állapítottuk meg. A zebra dánió eredeti hazája Elő-India, így nem tartozik a természetes hazai halfaunához, ezért az LC₅₀ értékek csupán tájékoztató jellegűeknek tekinthetők. A simazin és acetoklór toxikus hatásának pontosabb megállapításához a tesztelést hazai vizeinkben gyakran előforduló érzékenyebb halfajjal is elvégeztük. A vörösszárnyú keszeg (*Scardinius erythrophthalmus*) álló-és folyóvizeinkben nagy egyedszámban található, laboratóriumi teszteléshez a 6–8 cm-es példányai a legalkalmasabbak. A toxikológiai vizsgálatok megkezdése előtt a halakat 1–2 napig akklimatizáltuk a laboratóriumi körülményekhez. A kísérleti idő alatt a halakat nem tápláltuk. A vörösszárnyú keszeg tesztelésénél 2 liter vízbe 2 egyedet helyeztünk.

3.2. Vízminták feldolgozásának módszere

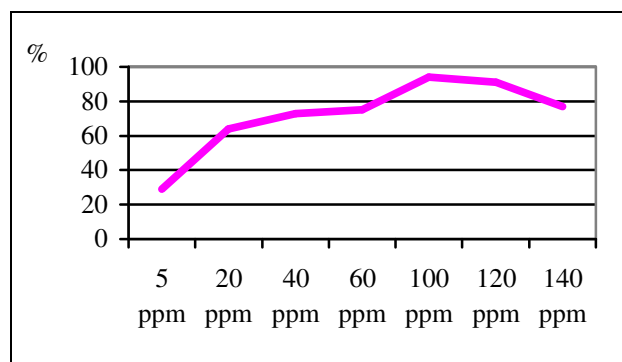
30 ml vízmintát szeparáló tölcserbe helyeztünk, majd 2×15 ml kloroformot adtunk hozzá. Ezt követően a mintákat 3 percig rázótolcsérben extraháltuk, majd rotációs bepárló készülékkel beszáritottuk.

A minták peszticid tartalmának mérése: A leírt módon előkészített mintákban a vizsgált növényvédőszer mennyiségét 2010 Shimadzu GC-MS készülékkel mértük meg.

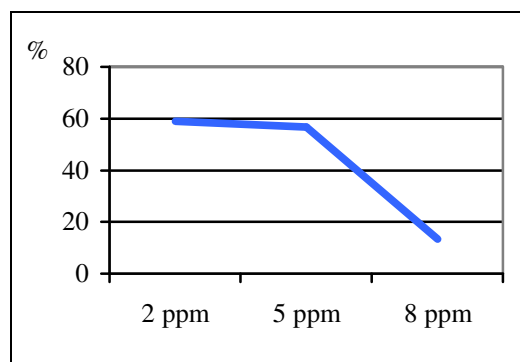
4. Vizsgálati eredmények és értékelésük

4.1. Fotodegradációs vizsgálatok

A simazin és az acetoklór eltérő koncentrációinál 96 órás vizsgálati időtartam alatt a fotodegradáció hatékonyságát vizsgáltuk természetes fényenél. A vizsgált herbicidek fotokémiai bontásának mértéke eltérést mutatott (1. és 2. ábra).



1. ábra. Simazin 96 órás expozíciójánál, a fotodegradáció mértéke százalékban



2. ábra. Acetoklór 96 órás expozíciójánál, a fotodegradáció mértéke százalékban

A simazinnál 100–120 ppm-ig a szer lebontása igen intenzív, mintegy 94%-a elbomlik a kísérlet ideje alatt, 140 ppm értéknél viszont a fotodegradáció hatékonysága lecsökken. Az acetoklór degradációja kisebb mértékű, 5 ppm-ig 60%-a bomlik el, majd innen a simazinnal megegyezően 8 ppm koncentrációig jelentős csökkenés figyelhető meg. 8 ppm-nél a mintában lévő acetoklórnak már csak 13%-a került lebontásra.

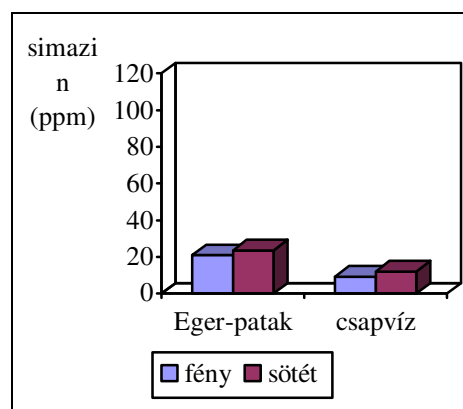
A simazin fényben történő hatékony degradációjára korábbi kutatások is utalnak (NAVARRO, S. et al. 2004). Annak kimutatására, hogy valóban fotokémiai folyamatok

következtében csökkent-e ilyen jelentős mértékben a peszticidtartalom, megismételtük a vizsgálatokat sötétben tartott mintákkal is. Csapvízzel végzett 96 órás kísérletnél, 120 ppm simazin koncentrációnál, természetes fényenél 11,97 mg/l, sötétben elhelyezett vízmintánál 12,33 mg/l simazint mutattunk ki a vizsgálat végén. A fényen és a sötétben tartott minta peszticidtartalma között nincs szignifikáns különbség (az eltérés kisebb 1%-nál). Felmerült annak a lehetősége, hogy a csapvízben található klór roncsoló hatásával magyarázható az eredmény, ezért klórtalanított vízzel is elvégeztük a vizsgálatot (csapvízben természetes fényenél: $13,44 \pm 2,98$, csapvíz sötétben: $14,77 \pm 3,99$, klórtalanított víz fényenél: $16,8 \pm 4,78$, klórtalanított víz sötétben: $18,853 \pm 3,88$). Mind a fényen, mind a sötétben tartott mintáknál a klórtalanítást követően a simazin mennyiségének kisebb hányada került lebontásra, de jelentős különbséget ebben az esetben sem tudtunk kimutatni (kb. 3–4%-os csökkenés tapasztalható). Mindkét vizsgált herbicid bontásának hatékonysága fényenél valamivel nagyobb mértékű, mint sötétben, de az eltérés nem számottevő. Vizsgálataink alapján tehát megállapítható, hogy a kísérleti időtartam alatt a simazin és acetoklór jelentős degradációja nem a fotokémiai bontással, hanem a hidrolízissel magyarázható. A peszticidkoncentráció növekedésével egy küszöb értékig a hidrolízis intenzitása nő, majd csökkenés figyelhető meg.

A csapvízzel kapott eredményeket összehasonlítottuk a simazin esetében az Eger patakából származó, ún. környezeti minták eredményeivel (1. táblázat, 3. ábra). 96 órás expozíciót követően a patakvizes mintákban a simazin koncentrációja több mint kétszerese a csapvizes mintákban mért értékeknek.

1. táblázat. A simazin degradációja természetes fényenél és sötétben (patakvíz, csapvíz) 96 órás expozíciónál

Minták	Természetes fényenél a víz simazin konc. (mg/l) Átlag \pm SD	Sötétben a víz simazin konc. (mg/l) Átlag \pm SD
Eger p. kontroll	$0,17 \pm 0,012$	$0,17 \pm 0,012$
120 ppm simazin	$20,94 \pm 1,04$	$23,55 \pm 1,88$
Csapvíz kontroll	o	o
120 ppm simazin	$9,2 \pm 0,58$	$11,97 \pm 0,97$



3. ábra. A simazin degradációja természetes fényenél és sötétben (patakvíz, csapvíz)

Felszíni vizekből származó környezeti mintáknál a kémiai, biokémiai átalakulások, a létrejövő kölcsönhatások sokkal bonyolultabbá teszik egy adott szennyezőanyag

viselkedésének és hatásának nyomon követését. A természetes vizek lebegőanyag tartalma pl. módosíthatja a fotodegradáció hatékonyságát. A vízben lebegő részecskék optikai szűrőként viselkedve csökkenthetik a fotokémiai bontás intenzitását. Ez magyarázatot is adna arra, hogy a patakvizés mintában miért kisebb mértékű a simazin lebomlása. Azonban nem hagyhatjuk figyelmen kívül azt a tényt, hogy felszíni vizekben a biodegradáció intenzívebb az itt található mikroorganizmusok tevékenysége következtében, illetve az oldott szerves anyagok fokozhatják a peszticidek hidrolízisét (FEAKIN, S. J. et al. 1994, KONTCHOU, C. Y. – GSCHWIND, N. 1999). A patakvízzel végzett vizsgálatok eredményei viszont ennek ellentmondanak. A mikrobiális bontás és az oldott szerves anyagok jelenléte miatt a simazin intenzívebb degradációjára számítottunk a patakvizés mintákban (KODAMA, T. et al. 2001; BOHUSS, I. et al. 2005). Valószínű, hogy a patakvízben lévő szervesanyag-tartalmú lebegő részecskék felületén adszorbeálódnak a peszticidek, ezáltal stabilizálódnak az adott környezeti rendszerben és ezzel magyarázható a minták magasabb simazin koncentrációja.

A simazin és acetoklór toxikus hatásának kimutatására két eltérő érzékenyséű halfaj 96 órás akut toxikológiai tesztelését végeztük el, és megállapítottuk az LC₅₀ értékét probit analízissel (KISS I. 1997). 96 órás expozíció alatt megfigyeltük a halak viselkedését, pl. mozgásukat, úszási képességüket, légzésüket. Eltérő simazin és acetoklór koncentráció-sorozat alkalmazva állapítottuk meg a két halfajnál a közepesen letális koncentráció értékét (2. táblázat).

2. táblázat. 96h LC₅₀ értékei a vizsgált két halfajnál

Teszt-szervezet	96h LC ₅₀ (95%-os konfidencia intervallum)
<i>Brachydanio rerio</i> (simazin)	140 mg/l (126,5–154,5)
<i>Brachydanio rerio</i> (acetoklór)	1,58 mg/l (1,13–2,03)
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (simazin)	95,5 mg/l (84,7–106,3)
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (acetoklór)	0,52 mg/l (0,39–0,65)

Az LC₅₀ értékei alapján megállapítható, hogy az acetoklór már kis koncentrációban is lényegesen toxikusabb, mint a simazin, illetve a kiválasztott két halfaj esetében jelentős eltérés figyelhető meg szenzibilitásuk tekintetében. Mindkét herbicid vonatkozásában a zebra dánió sokkal kevésbé érzékeny faj, mint a vörösszárnyú keszeg, és ez az LC₅₀ értékében is megmutatkozott. A toxikológiai tesztelést is megismételtük az Eger patakból vett vízmintákkal és a kapott LC₅₀ értékek meghaladták a csapvizés mintákét (simazin LC₅₀: 170,0 mg/l, acetoklór: 2,8 mg/l). A vizsgált két herbicid együttes alkalmazásakor szinergista hatás érvényesült, vagyis az acetoklórra és simazinra külön-külön megállapított közepesen letális koncentráció fele elegendő volt, hogy a tesztelt egyedek 50%-os pusztulása bekövetkezzen.

Köszönetnyilvánítás

A kutatások a NKTH által finanszírozott RET/09-2005 számú projekt keretében folytak, az EGERFOOD Regionális Tudásközpont Laboratóriumaiban.

Irodalom

- BOHUSS, I. – RÉKASI, T. – SZIKORA, SZ. – BARKÁCS, K. – ZÁRAY, GY. – ÁCS, É. (2005) Interaction of acetochlor and atrazine with natural freshwater biofilms grown on polycarbonate substrate in lake Velence (Hungary). *Microchemical Journal*, 79, pp. 201-205.
- CID, R. M. – BOCIO, A. – LLOBET, J. M. – DOMINGO, J. L. (2007) Intake of chemical contamination through fish and seafood consumption by children of Catalonia, Spain: Health risks. *Food and Chemical Toxicology*, 45, pp. 1968-1974.
- FALANDYSZ, J. – WYRZYKOWSKA, B. – WARZOCHA, J. – BARSKA, I. – WESOŁOWSKA, A. – SZEFER, P. (2004) Organochlorine pesticides and PCBs in perch *Perca fluviatilis* from Odra/Oder river estuary, Baltic Sea. *Food Chemistry*, 87, pp. 17-23.
- FEAKIN, S. J. – BLACKBURN, E. – BURNS, R. G. (1994) Biodegradation of s-triazine herbicides at low concentrations in surface waters. *Water Research*, 28, pp. 2289-2296.
- HEGEDŰS, J. (1998) *Víztoxikológia. 2. bőv. kiadás, Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest*, 129p.
- KISS I. (1997) *Toxikológia. Veszprémi Egyetemi Kiadó, Veszprém*, pp. 161-220.
- KODAMA, T. – DING, L. – YOSHIDA, M. – YAJIMA, M. (2001) Biodegradation of an s-triazine herbicide, simazine. *Journal of Molecular Catalysis B: Enzymatic*, 11, pp. 1073-1078.
- KONTCHOU, C. Y. – GSCHWIND, N. (1999) Biodegradation of s-triazine compounds by a stable mixed bacterial community. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 43, pp. 47-56.
- NAVARRO, S. – VELA, N. – GIMÉNEZ, M. J. – NAVARRO, G. (2004) Persistence of four s-triazine herbicides in river, sea and groundwater samples exposed to sunlight and darkness under laboratory conditions. *Science of the Total Environment*, 329, pp. 87-97.
- NENDZA, M. – HERBST, T. – KUSSATZ, C. – GIES, A. (1997) Potential for secondary poisoning and biomagnification in marine organisms. *Chemosphere*, 35, pp. 1875-1885.

*Oláh Viktor*¹ – *Kiss Tibor*² – *Tóth György Dániel*³ – *Dr. Lakatos Gyula*⁴ –
*Dr. Mészáros Ilona*⁵

Hazai békalencse-fajok nehézfém-toleranciája

Abstract

Duckweed species are the most frequently used aquatic macrophytes in ecotoxicity tests. Variability of test methods and species lead us to conduct comparative tests to screen the responses of three „popular” duckweed species, *L. gibba* L., *L. minor* L. and *S. polyrrhiza* (L.) Schleiden to the same environmental pollutant and evaluate differences among their sensitivity. Exposing their axenic cultures to non-lethal concentration of chromium(VI) [0,1 mMol Cr(VI)] in static tests we measured their growth characteristics and estimated the changes in physiological state using chlorophyll fluorescence induction method. On the basis of measured parameters the three species exhibited different tolerance to Cr(VI). Cr(VI) resulted in stronger decline of growth compared to chlorophyll fluorescence parameters by the end of tests but all indices showed the same pattern. The order of sensitivity of the three species to chromium(VI) is as follows: *L. minor*>>*S. polyrrhiza*>*L. gibba*.

Absztrakt

A környezetbe kerülő szennyezőanyagok lehetséges hatásainak feltárásában az ellenőrzött, laboratóriumi körülmények között végzett ökotoxikológiai tesztek nagy segítséget nyújtanak. A vízi makrofiták közül leggyakrabban a békalencse-félék különböző fajait alkalmazzák. A tesztek sokfélesége miatt szükségesnek láttuk olyan összehasonlító vizsgálatok elvégzését, melyek során ugyanazon szennyezőanyag jelentésében a teszt-szervezetként gyakran alkalmazott békalencse fajok érzékenységét mértük fel. A vizsgálatok során a *Lemna gibba*, *L. minor* és *Spirodela polyrrhiza* fajok króm(VI)-toleranciáját vizsgáltuk axenikus tenyészetekben. Az összehasonlításokhoz a növekedési és a klorofill-fluoreszcencia indukció paraméterek változásait használtuk fel. Eredményeink alapján az egyes fajok króm(VI)-mal szembeni tűrése, illetve a különféle mért paraméterek érzékenysége eltér egymástól.

1. Bevezetés

Az emberi tevékenységek során a környezetbe egyre nagyobb mennyiségű szennyező anyag kerül ki. Ezeknek egy része végső soron a felszíni vizekbe kerül, ahol a tápláléklánca bejutva súlyosan veszélyezteti az életközösségeket. A lehetséges hatások feltárása, az ellenük való védekezés lehetőségei a környezetvédelmi kutatások kiemelt területét képezik. Az élőlényekre való hatások vizsgálatában nagy segítséget jelentenek a különböző ökotoxikológiai módszerek (FERRAT, L. et al. 2003). Ezek során ellenőrzött körülmények között a kiválasztott teszt-szervezeteknek az adott anyagokra adott válaszait vizsgálják. A

¹ **Oláh Viktor** Debreceni Egyetem, Növényzeti Tanszék, Debrecen E-mail: olahviktor@gmail.com

² **Kiss Tibor** Debreceni Egyetem, Növényzeti Tanszék, Debrecen

³ **Tóth György Dániel** Debreceni Egyetem, Növényzeti Tanszék, Debrecen

⁴ **Dr. Lakatos Gyula** Debreceni Egyetem, Alkalmazott Ökológiai Tanszék, Debrecen E-mail: lakgyu@delfin.klte.hu

⁵ **Dr. Mészáros Ilona** Debreceni Egyetem, Növényzeti Tanszék, Debrecen E-mail: immeszaros@puma.unideb.hu

békalencse-félék számos előnyük – gyors szaporodás, kis méret – miatt gyakran alkalmazott teszt-szervezetek (LAKATOS, GY. et al. 1993). „Közkedveltségük” miatt a békalencse-teszteknek az utóbbi évtizedekben számos típusa alakult ki, amelyek azonban sok vonatkozásban különböznek egymástól (MKANDAWIRE, M. – DUDEL, E. G. 2005). Az eltérő fajok, időtartam, tápközeg, nevelési körülmények és a vizsgált paraméterek nehezen összevethető adatokat eredményeznek. A széleskörű felhasználásuk miatt a békalencse-félékre szabványosított teszt-eljárásokat dolgoztak ki (EPA OPPTS 850.4400 és OPPTS 850.4450, ISO/WD 20079, OECD GUIDELINE 221), az ökofiziológiai kutatások során azonban ez a „sokszínűség” megmaradt.

Vizsgálataink során célunk az volt, hogy három, hazánkban is elterjedt békalencse-faj, a *Lemna gibba* L. (púpos békalencse), a *L. minor* L. (apró békalencse) és a *Spirodela polyrrhiza* (L.) Schleiden. (bojtos békalencse) szennyező anyagokkal szembeni toleranciáját hasonlítsuk össze különböző paraméterek alapján. A három faj közül a *L. gibba*-t és *L. minor*-t teszt-szervezetként a szabvány ökotoxikológiai tesztekben is gyakran alkalmazzák, míg a *S. polyrrhiza*-t főként különféle növényfiziológiai munkákban használják (APPENROTH, K. J. et al. 2000; SUSPLUGAS, S. et al. 2000). A vizsgálatok során a különböző fajok króm(VI)-toleranciáját vizsgáltuk a tenyészetek növekedési és klorofill-fluoreszcencia paraméterei alapján. A króm(VI)-ra egyrészt azért esett a választásunk, mert az ipari fejlődés következtében a nehézfémek közül az egyik legjellemzőbb környezetszennyezővé vált (MOORE, J. W. – RAMAMOORTHY, S. 1984), másrészt azért, mert a Cr(VI) az élőlényekben zajló szinte minden folyamatot károsít. Az utóbbi általános mérgező hatása miatt jól alkalmazható a különböző fajok toleranciájának összehasonlítására (DIRILGEN, N. 1998).

2. Anyag és módszer

2.1. A tenyészetek fenntartása

A vizsgálatokhoz a *Lemna gibba* L., a *L. minor* L. és *Spirodela polyrrhiza* (L.) Schleiden. axenikus tenyészeit használtuk. A növényeket 1/2-es erősségű Hutner-tápoldaton (pH 6,3–6,4) neveltük 16h/8h fotoperiódus mellett (Convicon E7/2 típusú fitotron, 200 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ fényintenzitás, 25/18 °C nappali/éjszakai periódus) a Debreceni Egyetem Növényteni Tanszékén.

2.2. A króm(VI)-kezelések körülményei

A tesztekhez felhasznált tenyészeteket 7 napon keresztül, 1000 cm^3 -es Erlenmeyer-lombikban, 500 cm^3 1/2-es Hutner-tápoldaton, a törzstenyészetek tartási körülményeivel megegyezően neveltük.

A teszt-tenyészetek kiindulási növény száma 3-3 db háromleveles *L. gibba* és *L. minor*, illetve 3-3 db négyleveles *Spirodela polyrrhiza* növény volt. A kezeléseket statikus tesztekben, 100 cm^3 -es Erlenmeyer-lombikokban, 50 cm^3 1/2-es Hutner-tápoldattal végeztük, 3× ismétlésben, 7 napig. Az egyéb körülmények megegyeztek a fentebb leírtakkal.

A korábbi *L. gibba*-tesztnövényekkel végzett vizsgálataink eredményei alapján (OLÁH V. et al. 2004) 0,1 mMol l^{-1} Cr(VI)-koncentrációt alkalmaztunk ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$). Ez a koncentráció még nem eredményezte a növények pusztulását, de a vizsgált paraméterekben jól kimérhető változások jelentkeztek.

2.3. Mérési módszerek

A vizsgálatok során az egyes fajok érzékenységének megítéléséhez a tenyészeteik növekedési jellemzői közül a tenyészetek növényszámát és össz-levélszámát vettük alapul. A tesztek 7. napján a növények fiziológiai állapotát klorofill fluoreszcencia indukció módszerrel jellemeztük (PAM-2000 fluorométer, WALZ GmbH, Németország) (OLÁH V. et al. 2003).

A vizsgálatok során a növények 20 perces sötétadaptációja után a klorofill fluoreszcencia indukció ún. gyors szakaszának paramétereit (Fv/Fm, Fm/Fo, Fv/Fo) mértük. A növények fényakklimált állapotában (aktiváló fény intenzitása: $200 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$) 5 perces megvilágítást követően határoztuk meg az aktuális fotokémiai hatékonyságot ($\Delta F/Fm'$) és a relatív fluoreszcencia csökkenést (RFD).

3. Eredmények

3.1. A három faj tenyészetének növekedése Hutner-tápadaton

A kontroll tenyészetek növekedési paramétereit (1. ábra) alapján elmondható, hogy az 1/2-es erősségű Hutner-tápadat mindhárom békalencse-fajnak megfelelő nevelőközegnek bizonyult. A kísérletek 7. napjára a kontroll növények száma („egyedszám”), illetve össz-levélszáma a *S. polyrrhiza* tenyészeteiben 390 illetve 370%-os növekedést mutatott, a *L. gibba*-nál tenyészeteiben elérte a kiindulási egyedszám és az össz-levélszám 330, illetve 380%-át és 800 illetve 730%-át a *L. minor* (1. ábra) esetében.

Az 1/2-es erősségű Hutner-tápadaton a növényszámok és össz-levélszámok alapján elmondható, hogy a leggyorsabb növekedést a *L. minor* tenyészetei mutatták. A *L. gibba* és *S. polyrrhiza* tenyészetei közül a növényszámok alapján az utóbbi, az össz-levélszámok alapján az előbbi mutatott kissé nagyobb gyarapodást.

3.2. A króm (VI) hatása a 3 faj tenyészeteinek fejlődésére

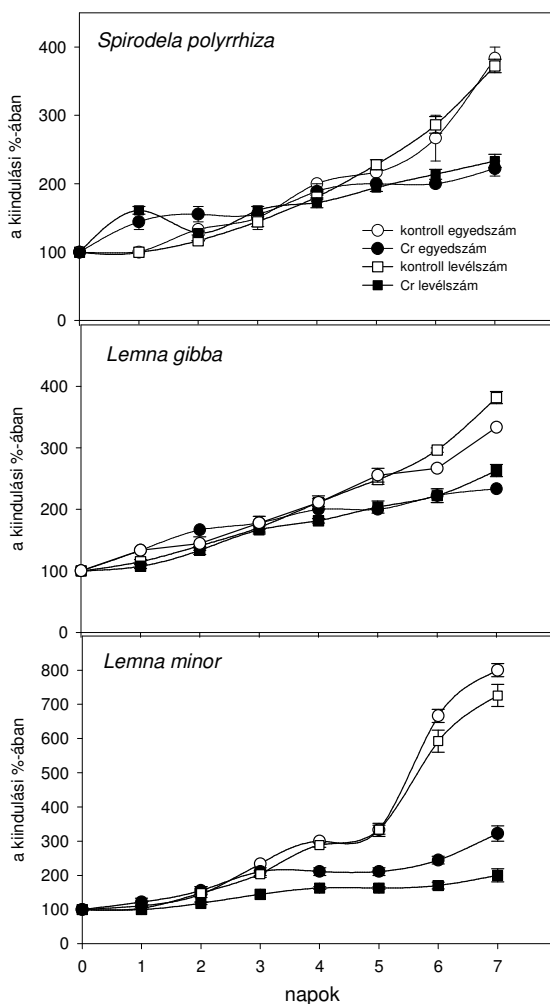
Általánosságban elmondható, hogy a Cr(VI)-kezelés mindegyik faj tenyészeteinek fejlődését befolyásolta (1. ábra). A legkevésbé a *L. gibba* esetében csökkent a krómkezelt tenyészetek növény száma, amely a tesztek 7. napjára a kontroll egyedszámoktól 14%-kal maradt el. A *S. polyrrhiza* és *L. minor* esetében a növény számok krómkezelés hatására 43 illetve 55%-kal alacsonyabbak voltak a kontroll értékeknél. Mindhárom faj esetében megállapítható, hogy a tesztek első három napján a növény szám nem tükrözi a Cr(VI) növekedést gátló hatását. Az oxidatív stresszel együttjáró darabolódás miatt a növény szám kezdeti gyors növekedése csak látszólagos volt, és a kontroll értékeket is meghaladó növekedési ütem nem járt együtt új növények fejlődésével (LI, T. Y. – XIONG, Z. T. 2003).

Az össz-levélszámok esetében mindhárom békalencse-fajnál a kontrollhoz képest alacsonyabb értékeket figyeltünk meg a Cr(VI)-kezelések végére (1. ábra). A legnagyobb visszaesést, a növény számokhoz hasonlóan a *L. minor* esetében tapasztaltuk, amelynél a 7. napra a kezelt tenyészetek össz-levélszáma 69%-kal volt alacsonyabb, mint a kontroll értéke. A *S. polyrrhiza* esetében az össz-levélszám az egyedszámhoz hasonló érzékenységet mutat a Cr(VI)-tal szemben, a kezelések végére a kezelt tenyészetek 37%-kal maradtak el a kontroll értékektől. A legkisebb érzékenységet a *L. gibba* mutatta, amelynél 7 nap alatt 32%-os visszaesést figyeltünk meg.

A növekedési ütem kontrollhoz viszonyított lassulása a *L. minor* esetében már a tesztek 2. napjától megfigyelhető, a *L. gibba* és *S. polyrrhiza* tenyészteteinél ennél később, a tesztek 3–4. napján jelentkeznek.

A tenyésztetek növényenkénti átlagos levélszámát gyakran használják a tesztekben a békalencse-növények stresszállapotának a jellemzésére (LI, T. Y. – XIONG, Z. T. 2003; HORVAT, T. et al. 2007).

Sok mérgező anyag hatására a növények oxidatív stressz miatt bekövetkező feldarabolódása a növényenkénti levélszám csökkenését eredményezi. A többi növekedési paraméterhez hasonlóan azt tükrözte, hogy a *L. minor*-nak a többi fajhoz képest nagyobb a Cr(VI)-tal szembeni érzékenysége. A *L. gibba* esetében a Cr(VI) a növényenkénti levélszámot 20%-kal csökkentette. A *S. polyrrhiza* tenyészteteiben a krómkezelés hatására az utódok sokáig az anyanövényen maradtak, így a növényesség növekedése mellett, az átlagos levélszám emelkedését tapasztaltuk (1. táblázat). Az eredmények arra utalnak, hogy a növényesség és a növényenkénti levélszám a fajok Cr(VI)-toleranciájának az összevetéséhez sokkal bizonytalanabban használható fel, mint az össz-levélszám.



1. ábra. A *Spirodela polyrrhiza*, a *L. gibba* és a *L. minor* axenikus tenyészteteinek fejlődése 1/2-es erősségű Hutner-táptalaton Cr(VI) nélkül (K = kontroll) és Cr(VI) jelenlétében [Cr = 0,1 mM Cr(VI)]. Az ábrán feltüntetett értékek a kiindulási növényesség és levélszám %-ában megadott értékek

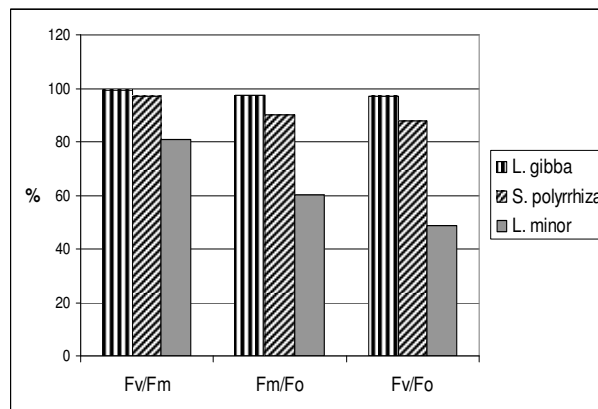
1. táblázat. A három faj növényenkénti átlagos levélszáma a kontroll és kezelt tenyészetekben a tesztek 7. napján

	Kontroll	0,1 mM Cr (VI)	Változás mértéke (%)
<i>L. gibba</i>	3,4	2,7	20
<i>L. minor</i>	2,7	1,9	29
<i>S. polyrrhiza</i>	3,8	4,2	-10

3.3. A króm(VI) hatása a klorofill fluoreszcencia indukció paraméterekre

A sötétadaptált növényeken mérhető, a PSII potenciális fotokémiai hatékonyságát tükröző Fv/Fm paraméter értékei alapján a Cr(VI)-tal szemben legérzékenyebbnek a *L. minor* bizonyult (19%-os csökkenés a kontrollhoz viszonyítva) (2. ábra). A *L. gibba*-nál illetve a *S. polyrrhiza*-nál a 7 napos, 0,1 mM Cr(VI)-kezelés végén gyakorlatilag nem mértünk Fv/Fm csökkenést, az Fv/Fm a kontroll növények értékeinek 99 illetve 97%-a volt.

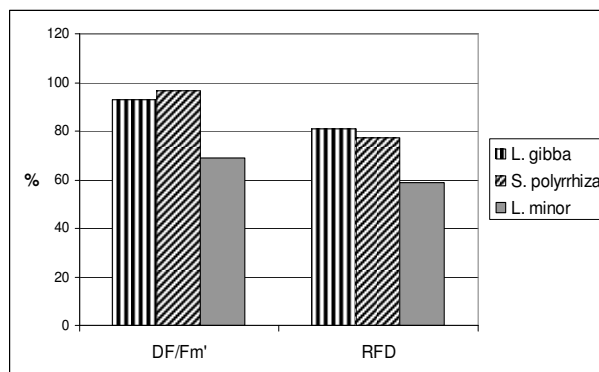
Az Fv/Fm hányadosnál érzékenyebbnek tekintett Fm/Fo illetve Fv/Fo paraméterek alapján a fajok érzékenységeinek sorrendje: *L. minor* (40%-os Fm/Fo és 51%-os Fv/Fo csökkenés), *S. polyrrhiza* (10%-os Fm/Fo és 12%-os Fv/Fo csökkenés), és *L. gibba* (2,5%-os Fm/Fo és 3%-os Fv/Fo csökkenés) (2. ábra).



2. ábra: A három békalencse-faj tenyészeinek gyors klorofill fluoreszcencia indukciós paraméterei a Cr(VI)-kezelések 7. napján a kontroll százalékában (kontroll Fv/Fm: 0,791, 0,795 és 0,793, Fm/Fo: 4,78, 4,88 és 4,84, Fv/Fo: 3,78, 3,88 és 3,84 a *L. gibba*, *S. polyrrhiza* és *L. minor* esetében)

A növények fényaklimált állapotában mért, a PSII aktuális fotokémiai hatékonyságát tükröző $\Delta F/Fm'$ hányados értéke az előző paraméterekhez hasonlóan legnagyobb mértékben a *L. minor* tenyészeteknél csökkent (31%), a *L. gibba* esetében ennél jóval kisebb mértékben (7%) (3. ábra). A *S. polyrrhiza* növényeknél a $\Delta F/Fm'$ értéke alig maradt alatta a kontroll értékeknek (4%-os csökkenés).

A „vitalitási indexként” is ismert RFD (relatív fluoreszcencia csökkenés) kezelése végén mért értéke alapján a legérzékenyebben a *L. minor* reagált a krómkezelésre (41%-os csökkenés). Ezt követte a Cr(VI)-tal szembeni érzékenységekben a *S. polyrrhiza* (33%-os csökkenés), majd a *L. gibba* (19%-os csökkenés) (3. ábra). Az RFD-ről kimutatták, hogy szoros korrelációban változik a CO₂-asszimilációs rátával (LICHTENTHALER, H. K. 2005), ezért érzékeny indikátora lehet a fotoszintézis enzimatikus folyamataiban stressz alatt bekövetkező változásoknak. Az eredményeink alapján az a következtetés vonható le, hogy mindhárom vizsgált fajnál a Cr(VI) 0,1 mM koncentrációban elsősorban a CO₂ asszimilációs folyamatokat gátolja és a PSII fotokémiai hatékonyságát kismértékben csökkenti.



3. ábra. A három békalencse-faj fényaklimált állapotban ($200 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) mért klorofill fluoreszcencia paraméterei a Cr(VI) kezelések 7. napján a kontroll százalékában (kontroll $\Delta F/Fm'$: 0,627, 0,435 és 0,604, RFD: 2,73, 3,28 és 2,55 a *L. gibba*, *S. polyrrhiza* és *L. minor* esetében)

4. Összefoglalás

Vizsgálataink során három, ökotoxikológiai tesztekben gyakran alkalmazott, és hazánkban is elterjedt békalencse-faj króm(VI)-mal szembeni toleranciáját vizsgáltuk axenikus tenyészetekben. A növények reakcióit 7 napos, nem-letális (0,1 mM Cr(VI)) krómkezelések során követtük nyomon. A fajok összehasonlításához és az érzékenység megállapításához a tenyészetek növekedési paramétereit és klorofill fluoreszcencia indukciós paramétereit vettük alapul.

Az általunk vizsgált összes paraméter összehasonlítása alapján elmondható, hogy a Cr(VI) 0,1 mM koncentrációban mindhárom fajnál a legnagyobb csökkenést a tenyészetek növényszámában és össz-levélszámában okozta. A krómkezelés hatására az Fv/Fm, Fm/Fo, Fv/Fo $\Delta F/Fm'$ klorofill fluoreszcencia paraméterek a növekedési paraméterekhez képest kevésbé változtak. Az RFD nagymértékű csökkenése azonban a CO₂ asszimiláció gátlását jelezte, ami összhangban van a növekedés visszaesésével.

A vizsgált teszt-szervezetek króm(VI)-mal szembeni érzékenységében eltéréseket tapasztaltunk. A mért paraméterek alapján a *L. minor* >> *S. polyrrhiza* > *L. gibba* Cr(VI)-tal szembeni tolerancia-sorrend állítható fel.

Irodalom

- APPENROTH, K. J. – BISCHOFF, M. – GABRYS, H. – STOECKEL, J. – SWARTZ, H. M. – WALCZAK, T. – WINNEFELD, K. (2000) Kinetics of chromium(V) formation and reduction in fronds of the duckweed *Spirodela polyrrhiza* – a low frequency EPR study. *Journal of Inorganic Biochemistry*, 78, pp. 235-242.
- DIRILGEN, N. (1998) Effects of pH and chelator EDTA on Cr toxicity and accumulation in *Lemna minor*. *Chemosphere*, 37, pp. 771-783.
- FERRAT, L. – PERGENT-MARTINI, C. – ROMÉO, M. (2003) Assessment of the use of biomarkers in aquatic plants for the evaluation of environmental quality: application to seagrasses. *Aquatic Toxicology*, 65, pp. 187-204.
- HORVAT, T. – VIDAKOVIĆ-CIFREK, Ž. – OREŠCANIN, V. – TKALEC, M. – PEVALEK-KOZLINA, B. (2007) Toxicity assessment of heavy metal mixtures by *Lemna minor* L. *Science of the Total Environment*, 384, pp. 229-238.
- LAKATOS, G. – MÉSZÁROS, I. – BOHÁTKA, S. – SZABÓ, S. – MAKÁDI, M. – CSATLÓS, M. – LANGER, G. (1993) Application of Lemna species in ecotoxicological studies of heavy metals. *The Science of Total Environment*, 44, pp. 773-778.

- LI, T. Y., XIONG, Z. T. (2003) Cadmium-induced colony disintegration of duckweed (*Lemna paucicostata* Hegelm.) and as biomarker of phytotoxicity. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 59, pp. 174-179.
- LICHTENTHALER, H. K. (1996) Vegetation stress: an introduction to the stress concept in plants. *J. Plant Physiol.* 148, pp. 83-116.
- MKANDAWIRE, M. – DUDEL, E. G. (2005) Assignment of *Lemna gibba* L. (duckweed) bioassay for in situ ecotoxicity assessment. *Aquatic Ecology*, 39, pp. 151-165.
- MOORE, J. W. – RAMAMOORTHY, S. (1984) Heavy metals in natural waters: Applied monitoring and impact assessment. Springer Verlag, New York, pp. 58-76.
- OLÁH V. – GÁSPÁR, A. – LÁPOSI R. – CSEKE G. – VERES SZ. – LAKATOS GY. – MÉSZÁROS I. (2003) A klorofill-fluoreszcencia indukció módszer alkalmazása Lemna-tesztekben vízszennyezések ökotoxikológiai hatásainak tanulmányozására. *Hidrológiai Közöny*, XLIV. pp. 110-111.
- OLÁH V. – HÖRCSIK ZS. – CSEKE G. – LÁPOSI R. – VERES, SZ. – GÁSPÁR, A. – LAKATOS, GY. – MÉSZÁROS I. (2004) A Cr(VI) hatása a *Chlorella pyrenoidosa* és a *Lemna gibba* növekedésére és fotoszintézis aktivitására. *Hidrológiai Közöny*, XLV. pp. 112-114
- SUSPLUGAS, S. – SRIVASTAVA, A. – STRASSER, R. J. (2000) Changes in the photosynthetic activities during several stages of vegetative growth of *Spirodela polyrhiza*: Effect of chromate. *J. Plant Physiol.* 157, pp. 503-512.

Czédli Herta¹ – Kópicz Balázs² – Dr. Hancz Csaba³

Réz-expozíció vizsgálata ezüstkárászokban PIXE módszerrel

Abstract

Heavy metal load effects our environment, grows constantly and pollutants of civilisational origin endanger the flora and the fauna.

Measurement of the accumulation of various environmental pollutants including heavy metals in living organisms is increasingly utilized to monitor and detect intoxication. Heavy metals are considered to be the most dangerous inorganic micro-pollutants presently. Since these elements can be accumulated in living organisms and can be transferred by the food-chain, they may be dangerous for humans, too. Silver crucian (*Cerassius auratus*) was used as model species in a series of intoxication experiments performed in the Fish' Laboratory at the University of Kaposvár, Hungary between January 30th and February 27th, 2006. The main question to be answered by the present study was whether it is possible to detect the accumulation of copper in fish by X-ray analytic method.

Feeding experiments were performed in 4 periods of 7, 14, 21 and 28 days, respectively. The amount of copper in the fish food was 500 mg/kg. The sacrificed fish were dried, mashed and then pill samples were prepared. Copper concentration in the fish pills were measured by PIXE (Particle Induced X-ray Emission) method in the ATOMKI (Institute of Nuclear Research of the Hungarian Academy of Sciences, Debrecen, Hungary).

The average amount of copper in fish increases by increasing time of feeding with Cu-containing fish food. The aim of the experiments and the measurement was the detection of copper exposition. On the basis of the results it can be seen that the infiltrated copper concentration in the fish's body can be measured by X-ray analytic techniques. With the help of the utilized methods i.e. feeding experiment and analysis by PIXE it was proven that these fish are suitable indicator organisms for heavy metal pollution.

1. Bevezetés

A nehézfémek környezetünk természetes alkotóelemei. Miután azonban az élőlények metabolizmusa során a nehézfémek nem ürülnek ki a szervezetből (FÖRSTNER, U. – PROSI, F. 1979; MAY, T. – MCKINNEY L. 1981), a környezetünkben jelentős mértékben civilizációs eredetűnek tekinthető nehézfémterhelés állandó növekedése veszélyezteti az élővilágot (NAGY S. et al. 2000, 2002). A vízfolyásokat érő nehézfém-szennyezések következményeinek felmérésére az élőlények a legalkalmasabbak, mivel a megfelelően kiválasztott tesztélőlényekben a fémfelhalmozódás a terhelés mértékével és idejével arányosan változik. Tekintettel arra, hogy az Európai Unió Víz Keretirányelve (DIRECTIVE 2000/60/EC) kimondja, hogy az európai felszíni és felszín alatti vizek ökológiai vízminőségének meghatározása során a munkát egyértelműen a vízi élőlények állapotának vizsgálatára kell alapozni, a nehézfém-szennyeződés kimutatására alkalmas objektumokat szükséges keresni. Az ilyen típusú vizsgálatokra különösen jól használhatók a halfajok, hiszen a nehézfémeket

¹ Czédli Herta Debreceni Egyetem, Hidrobiológiai Tanszék, Debrecen E-mail: hczedli@gmail.com

² Kópicz Balázs Kaposvári Egyetem, Sertés és Kisállattenyésztési Tanszék, Kaposvár

³ Dr. Hancz Csaba Kaposvári Egyetem, Sertés és Kisállattenyésztési Tanszék, Kaposvár E-mail: hancz@ke.hu

különböző – jól elkülönülő – szerveikben halmozzák fel, amelyek elemzéséből a nehézfémek szervezetbe való bekerülésének útjára is lehet következtetni (SALÁNKI J. – VARANKA I. 1978).

2. Irodalmi áttekintés

A halak a vízi táplálékhálózat legmagasabb trofikus szintjén helyezkednek el, ezért magas biokoncentrációs faktorral rendelkeznek, s viszonylag hosszú élettartalmuk miatt az élőhelyüket ért hatások nyomait hosszú időn keresztül megőrzik (MEILI, M. 1991). A szennyeződés bennük csak akkor mutatható ki, ha a táplálékhálózatban haladó nehézfémek eléri trofikus szintjüket. A halak szerveiben mért fémkoncentrációk szintje azonban több tényezőtől is függ (NAGY S. et al. 2005). Jelentős szerepe lehet a felvételi, a tárolási és a leadási folyamatoknak, kölcsönhatásban az elemek jellegzetes felezési idejével (MATSUI, S. 1991), de nem hagyható figyelmen kívül a halak méretétől, illetve korától való függés sem (PHILIPS, D. 1980; BEUMER J. – BACHER G. 1982). Kétségtelen ugyan, hogy a nehézfémek élőlényekre gyakorolt hatásának leglényegesebb sajátossága, hogy az élő szervezetek metabolizmusuk során nem képesek megszabadulni tőlük, s ezért az élőlények testében akkumulálódhatnak, de nem elhanyagolható az a tény sem, hogy a nehézfém-szennyeződések nem bonthatók le többé természetes folyamatok révén, sem a talajban, sem a vizekben (FÖRSTNER, U. 1993). Miután a halak egy része közvetlen emberi táplálék, elfogyasztásuk után a bennük felhalmozódó nehézfémek a biológiai láncon keresztül az emberi szervezetbe kerülhetnek és ott krónikus, vagy akut károsodásokat okozhatnak.

A nehézfémek (1. táblázat) halakra kifejtett közvetlen hatásának a feltétele az, hogy fiziológiailag hozzáférhető formában legyenek jelen a halak előfordulási helyén, a táplálékban vagy az elfogyasztott szubsztrátumban.

1. táblázat. A kémiai elemek csoportosítása oldhatóságuk, valamint a környezetben való gyakoriságuk és mérgező voltuk alapján (FÖRSTNER, U. 1993)

Nem kritikus	Mérgező, de nehezen oldható, vagy ritka	Nagyon mérgező és viszonylag könnyen rendelkezésre áll
Na, K, Mg, Ca, H, O, N, C, P, Fe, S, L, Cl, Br, F, Li, Rb, Sr, Al, Si	Ti, Hf, Zr, W, Nb, Ta, Re, Ga, La, Os, Rh, Ir, Ru, Ba	Be, Co, Ni, Cu , Zn, Sn, As, Se, Te, Pd, Ag, Cd, Cr, Au, Hg, Tl, Pb, Sb, Bi, Pt

3. Anyag és módszer

A Kaposvári Egyetem Állattudományi Karának Hallaboratóriumában egy többlépcsős mérésorozat első lépéseként 2006. január 30-ától 2006. február 27-ig folytattunk etetési kísérleteket. Arra kerestük a választ, hogy a halak testében kísérleti körülmények között – különböző expozíciós idő alatt – hogyan változik a rézkoncentráció. A feldolgozásra került halak réztartalmának mérésére a Magyar Tudományos Akadémia Atommagkutató Intézetében került sor.

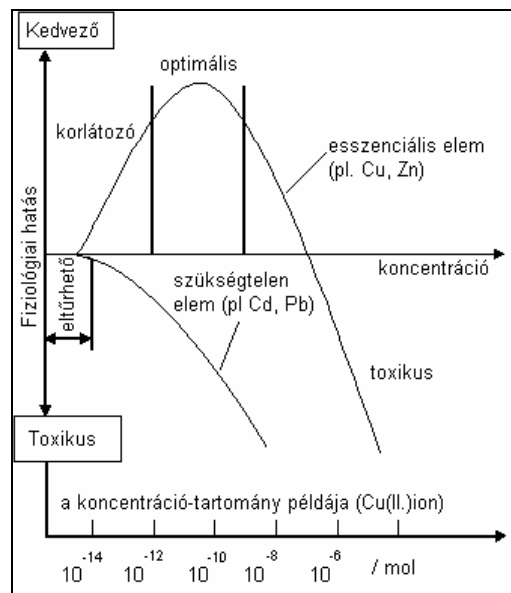
A réz az élő szervezetben általánosan előforduló esszenciális mikroelem, létfontosságú enzimek alkotórésze. Antropogén hatásokra jelentős mennyiségben jut a bioszférába, mint szennyezőanyag. Az élő szervezetbe kerülve és ott felhalmozódva, bizonyos mennyiségen túl toxikus elemként funkcionál. A víz fizikai és kémiai tulajdonságai nagymértékben befolyásolják a réz halakra gyakorolt toxicitását, általában azonban elmondható, hogy valamely környezeti kemikália által okozott károsodás annál hátrányosabb, minél szűkebb a

fém élőlényre vonatkozó „optimális” hatástartománya, és minél erőteljesebb a káros anyag feldúsulása. Így az esszenciális nehézfémek körében mennyiségi viszonyaik értékelése során beszélhetünk hiányukról, optimális szintről, tolerálható szintről és letális koncentrációról (1. ábra).

A vízben oldott réz halélettani szempontból tartósan tűrhető határértéke 0,001–0,01 mg/l között van, a víz fizikai és kémiai paramétereitől és a halfaj érzékenységétől függően. A takarmányban levő több szénhidrát fokozza a Cu beépülést a májba. A Cu-expozíció idejétől függetlenül legmagasabb a felhalmozódás a májban, legkisebb az agyban vagy a vesében. A szervezet réztartalma átlagosan kb. 0,5 mg/kg.

A vonatkozó irodalomban rendkívül kevés takarmányon át felvett rézmergezéssel kapcsolatos kísérletet találunk meleg- és hidegvízi halfajok esetében egyaránt (SHAW, B. 1976).

Kísérleti alanyunk az ezüstkárász (*Carassius auratus* L.) volt, amelynek egyedeit a Dinnyési Szaporító és Ivadéknevelő Tógazdaságból szereztük be. Azért választottuk ezt a fajt, mert tipikusan tág tűrőképességű, így feltételeztük, hogy jobban bírja a nehézfémterhelést. Feltételezésünket igazolta, hogy a kísérlet során egyetlen példány sem pusztult el.



1. ábra. Esszenciális és nem szükséges elemek dózishatás-görbéje: Cu^{2+} algákra gyakorolt kölcsönhatásával szemléltetve a koncentráció-tartományt (FÖRSTNER, U. nyomán, 1993)

Az etetés alapjául pisztrángtápot (ALLER SAFIR) választottunk, a rezet $\text{CuSO}_4 \cdot 5 \text{H}_2\text{O}$ formájában vittük be a tápba, 1 kg táp 500 mg rezet (500 ppm Cu) tartalmazott. A kísérlet során 16 akváriumban helyeztük el a halakat, mindegyikbe egyet-egyed. A halakat naponta egyszer etettük, majd 1 óra múlva, mikor már nem táplálkoztak, eltávolítottuk a maradék tápot az aljzatról, hogy a kioldódás ne befolyásolja mérési eredményeinket. A kísérleti ciklus során mértük a halak induló és záró tömeg- és testhossz értékeit, a tömeggyarapodást, a rézfogyasztást illetve a takarmányfogyasztást. A kísérlet 28 napig tartott, hetente négy egyedemeltünk ki a kísérletből, majd a feldolgozás napjáig fagyasztószekrényben tároltuk.

A feldolgozáshoz az egyedeket szárítottuk, majd a porítást követően a mintákat tablettáztuk, és azok réztartalmát PIXE-módszerrel (SZÍKI, G. Á. 2004) mértük.

4. Eredmények

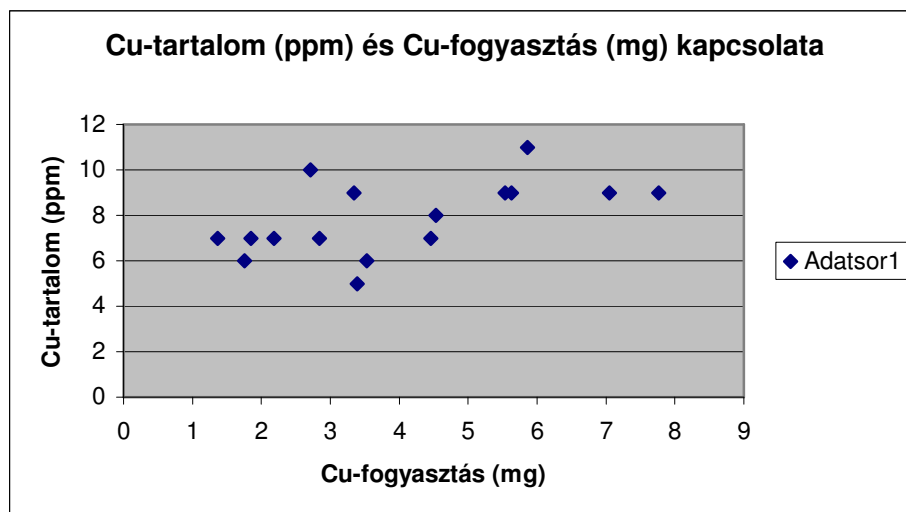
A kísérleti ciklus során az egyedek induló és záró tömeg- és testhossz értékeit, a napi tömeggyarapodás, a rézfogyasztás, ill. a takarmányfogyasztás mennyiségét a 2. táblázatban foglaltuk össze.

Cu-tartalom és Cu-fogyasztás kapcsolatát a 2. ábrán, a tömeggyarapodás és takarmányfogyasztás közötti összefüggéseket pedig a 3. ábrán mutatjuk be.

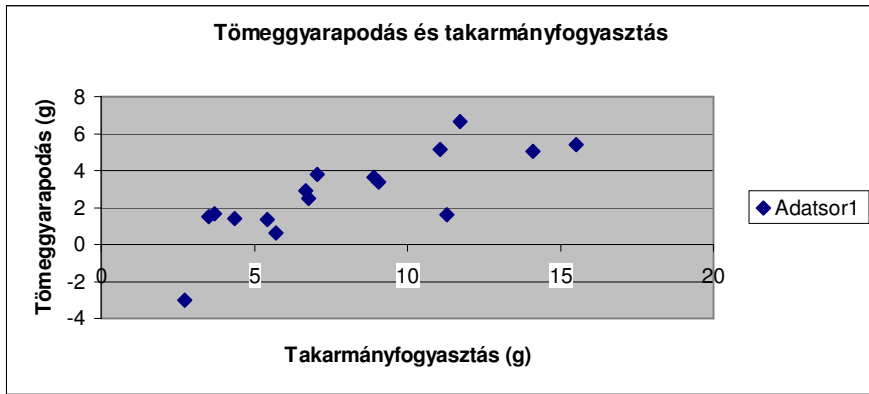
A szárított, porított, majd tablettázott minták PIXE-módszerrel történt feldolgozásának részletes eredményeit a 3. táblázatban foglaltuk össze.

2. táblázat. A kísérleti ciklus során mért tömeg, hossz, tömeggyarapodás, takarmányfogyasztás, Cu-fogyasztás, akkumulálódott Cu-tartalom

Akvárium szám	Kísérleti ciklus (nap)	Tömeg (g)	Hossz (mm)	Tömeggyarapodás (g)	Napi tömeggyarapodás (g/nap)	Takarmányfogyasztás (g)	Cu fogyasztás (mg)	Cu (ppm)
1.	21	36,65	109	5,14	0,245	11,08	5,54	9
2.	21	32,73	101	1,6	0,076	11,29	5,625	9
3.	28	29,4	98	5,06	0,181	14,1	7,05	9
4.	7	25,92	99	1,68	0,24	3,7	1,85	7
5.	14	24,03	92	3,78	0,27	7,05	3,525	6
6.	28	28,3	95	6,64	0,237	11,72	5,86	11
7.	28	24,62	92	5,39	0,193	15,53	7,765	9
8.	7	32,39	104	1,4	0,2	4,36	2,18	7
9.	14	21,13	88	1,33	0,095	5,43	2,715	10
10.	21	27,83	98	3,65	0,174	8,91	4,455	7
11.	7	22,32	93	-2,99	-0,427	2,73	1,365	7
12.	21	17,16	85	0,6	0,029	5,69	2,845	7
13.	7	21,71	90	1,5	0,214	3,52	1,76	6
14.	14	25,36	92	2,51	0,179	6,78	3,39	5
15.	28	34,97	105	3,36	0,12	9,06	4,53	8
16.	14	30,5	102	2,91	0,208	6,68	3,34	9



2. ábra. Cu-tartalom és Cu-fogyasztás kapcsolata



3. ábra. Tömeggyarapodás és takarmányfogyasztás

3. táblázat. A minták elemzése

Akvárium száma	Ciklus (nap)	Tömeggyarapodás (g)	Rézfogyasztás (mg)	Cu (ppm)	Átlag Cu (ppm)
4.	7	1,68	1,85	7	6,75
8.	7	1,4	2,18	7	
11.	7	-2,99	1,365	7	
13.	7	1,5	1,76	6	

Akvárium száma	Ciklus (nap)	Tömeggyarapodás (g)	Rézfogyasztás (mg)	Cu (ppm)	Átlag Cu (ppm)
5.	14	3,78	3,525	6	7,50
9.	14	1,33	2,715	10	
14.	14	2,51	3,39	5	
16.	14	2,91	3,34	9	

Akvárium száma	Ciklus (nap)	Tömeggyarapodás (g)	Rézfogyasztás (mg)	Cu (ppm)	Átlag Cu (ppm)
1.	21	5,14	5,54	9	8,00
2.	21	1,6	5,625	9	
10.	21	3,65	3,65	7	
12.	21	0,6	2,845	7	

Akvárium száma	Ciklus (nap)	Tömeggyarapodás (g)	Rézfogyasztás (mg)	Cu (ppm)	Átlag Cu (ppm)
3.	28	5,06	7,05	9	9,25
6.	28	6,64	5,86	11	
7.	28	5,39	7,765	9	
15.	28	3,36	4,53	8	

5. Eredmények összefoglalása

Az eredmények alapján megállapítható, hogy az egyes ciklusok végén a kísérletből kiemelt halak átlagos Cu-tartalma (ppm) lineáris növekedést mutatott.

Az etetések után az akváriumokból eltávolítottuk a maradék tápot az aljzatról, hogy a kioldódás ne befolyásolja mérési eredményeinket.

Tekintettel a vizsgált egyedek kis méretére, a Cu-tartalmat a mintákból készült tabletták mérésével (PIXE) határoztuk meg.

A legmagasabb Cu-tartalmat a 6.számú mintában mértük → 28 napig etettük réztartalmú táplálékkal az egyedeket → az idő függvényében egyenes arányban emelkedett az akkumulálódott réz mennyisége

A kísérlet és a mérés célja a réz-expozíció hatásának kimutatása volt. Az eredmények alapján megállapítható, hogy az akkumulálódott Cu koncentrációja a halak szervezetében már rövid expozíciós idő alatt is jól kimutatható, mérhető mennyiség.

Az alkalmazott feldolgozási és vizsgálati módszer (PIXE) alkalmas nehézfémek kis mennyiségben történő kimutatására.

Irodalom

- BEUMER, J. P. – BACHER, G. J. (1982) Species of *Anguilla* as indicators of mercury in the coastal rivers and lakes of Victoria, Australia. *J. Fish Biol.* 21, 87-94.
- FÖRSTNER, U. – PROSI, F. (1979) Heavy metal pollution in freshwater ecosystem – In: Ravera, O. ed.: *Biological Aspects of Freshwater Pollution*, Pergamon Press, Oxford and New York, pp. 129-161.
- FÖRSTNER, U. (1993) *Környezetvédelmi technika*, Springer Hungarica Kiadó
- SZÍKI, G. Á. – UZONYI, I. – DOBOS, E. – RAJTA, I. – BIRÓ, K. T. – NAGY, S. – KISS, Á. (2004) A new micro-DIGE set-up for the analysis of light elements – *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B*, 219-220, pp. 508-513.
- MATSUI, S. (1991) Movement of toxic substances through bioaccumulation. *Toxic Substances. Management in Lakes and Reservoirs; Guidelines of Lake Manag. ILEC*, 27-41.
- MAY, T. – MCKINNEY, L. (1981) Cadmium, lead, mercury, arsenic, and selenium concentrations in freshwater fish. *Pesticides Monitoring Journal* 15, pp. 14-37.
- MEILL, M. (1991) Mercury in Boreal Forest Lake Ecosystems. *Acta Universitatis Upsaliensis, Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the faculty of Science*, 336.
- NAGY S. – DÉVAI GY. – CZÉGÉNY I. (2000) Javaslat egy új mutató, a veszélyeztetettségi állapot (perniciozítás) bevezetésére a vízminősítésben és a halászatbiológiában. *Halászatfejlesztés*, 24, pp. 184-191.
- NAGY S. – TAKÁCS P. – CZÉGÉNY I. (2005) A Lónyai-Főcsatorna vízrendszerében előforduló halfajok nehézfém-tartalmának elemzése a veszélyeztetettségi állapot (perniciozítás) szemszögéből, *Hidrológiai Közöny*, 85, 6, pp. 102-105.
- NAGY S. A. – CZÉGÉNY I. – CZÉDLI H. – DÉVAI GY. (2002) Adatok a tiszai halfajok nehézfém-tartalmának felméréséhez. *Halászatfejlesztés*, 27, pp. 55-62.
- PHILIPS, D. (1980) Toxicity and accumulation of cadmium in marine and estuarine biota – In: Nriagu J. ed.: *Cadmium in the environment*, 1, pp. 426-570.
- SALÁNKI J. – VARANKA I. (1978) Réz- és ólomkomponensek aktivitása édesvízi kagylókban. *Anna. Biol. Tihany* 43, pp. 21-27.
- SHAW, B. J. – HANDY, D. (2005) Dietary copper exposure and recovery in Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Aquat. Toxicol.* 76, pp. 111-121.
- ZAROOGIAN, G. E. – CHEER, S. (1976) Accumulation of cadmium by the American oyster, *Crassostrea virg.* *Nature*, 261, pp. 408-410.

*Kosáros Tünde*¹ – *Dr. Gál Dénes*² – *Hegedűs Réka*³ – *Dr. Pekár Ferenc*⁴

Kombinált intenzív-extenzív tavi haltermelő rendszer élőbevonatának vizsgálata

Abstract

In our research, we studied the periphyton appearing on artificial substrates and the quality parameters of the water in a combined intensive-extensive system. By following the quantitative and qualitative changes of the periphyton, we get more detailed knowledge on functioning of system, nutrient cycling and energy flow in the aquatic ecosystem and possibilities of increasing the system efficiency, which can then be applied to the operation and further development.

1. Bevezetés

Az intenzív akvakultúrának a természeti környezetet leginkább veszélyeztető hatása a termelési ciklus során szerves, illetve szervesanyagokkal terhelt elfolyóvíz kibocsátása által jelentkezik. Magyarországon az utóbbi tizenöt évben kezdtek elterjedni az intenzív medencés haltermelő telepek, ahol az elfolyóvíz kezelése jelenleg még nem megoldott. Így a befogadó vizeket terhelik, ami a természetes vizeink további minőségromlásához, elsősorban eutrofizálódásához vezet (GÁL D. 2006).

A kombinált intenzív-extenzív haltermelő rendszer intenzív egységében keletkező anyagcseretermékeket és az itt feleslegessé vált haltakarmányt az extenzív részben az élőbevonat és a népesített halak segítségével nemcsak eltávolíthatjuk, hanem hasznosíthatjuk is. Tehát a tavi haltermelésben az élőbevonatnak legalább kettős funkciója van: csökkenti a szennyezőanyagok mennyiségét, ezáltal javítja a víz minőségét, ugyanakkor természetes haltáplálékként is szolgál.

Munkánk során az extenzív rész hatékonyságának javítása érdekében mesterséges alzat segítségével, megnövelt felületen képződött élőbevonat mennyiségi és minőségi változásait, valamint a vízminőség alakulását követtük nyomon.

2. Anyag és módszer

Az élőbevonat (perifiton) azoknak a szervezeteknek az együttese, amelyek a vízfenéktől eltérő anyagú, attól jól elkülöníthető víz alatti szilárd alzaton találhatóak (BEHNING, A. 1924; DUSSART, B. 1966; LAKATOS, G. 1976).

Az élőbevonat autotróf tagjai szerves anyagot és oxigént termelnek a fényenergia megkötésével és a szervesanyagok felvételével. A megtermelt szerves anyag jelentős táplálékforrás lehet a bevonat zoo-szervezetei és más heterotróf közösségek számára. A heterotrófok (baktérium-, gomba- és zoo-szervezetek) az odasodródó, a megtermelt vagy a

¹ **Kosáros Tünde** Halászati és Öntözési Kutatóintézet, Szarvas; Debreceni Egyetem, Alkalmazott Ökológiai Tanszék, Debrecen E-mail: kosarost@haki.hu

² **Dr. Gál Dénes** Halászati és Öntözési Kutatóintézet, Szarvas E-mail: gald@haki.hu

³ **Hegedűs Réka** Halászati és Öntözési Kutatóintézet, Szarvas; Debreceni Egyetem, Alkalmazott Ökológiai Tanszék, Debrecen E-mail: hegedusr@haki.hu

⁴ **Dr. Pekár Ferenc** Halászati és Öntözési Kutatóintézet, Szarvas E-mail: pekarf@haki.hu

kiülepedő, illetve kiülepített szerves anyagot, törmeléket is hasznosítják életciklusuk során anyagcsere folyamataikban (LAKATOS, G. et al. 1997; LAKATOS, G. 1998).

A perifiton struktúráját a hozzáférhető környezeti források mennyisége és minősége határozza meg (tápanyag, fény, hőmérséklet, alzat stb.), valamint a zavaró tényezők, mint a vízszint változása (szubsztrát stabilitása) és a halak, illetve a vízi gerinctelenek által történő fogyasztása, ami a biomassza mennyiségének csökkenéséhez vezet.

A bevonatlakó élőlényközösségeknek jelentős és gyakran meghatározó szerepe van a vízi ökoszisztémákban a szén megkötésében és a tápanyag-körforgásban (AZIM, M. et al. 2005), ezáltal alkalmasak a halastavak vízminőségének javítására is (LAKATOS, G. et al. 1999). Növelik a tápanyagok felhasználhatóságát és speciális táplálékként is szolgálnak (AZIM, M. et al. 2005). A perifiton termelődésére alkalmas felületek létesítésével (mesterséges alzat segítségével megnövelt felületen képződött bevonat) növelhető a halastavakban képződő természetes táplálék mennyisége (KISS M. et al. 2004). Már évtizedekkel ezelőtt kipróbálták a mesterséges alzaton képződött perifiton produkció tavi haltermelésben való hasznosíthatóságát. WELCOMME, R. L. 1972-ben bemutatta a Nyugat-Afrikában létesített „acadja” rendszert, Bangladesben pedig édesvízi tavakban alacsony költségű élőbevonatra alapozott haltermelési technológiát dolgoztak ki, melynek segítségével a különböző felületekre tapadó természetes haltáplálék mennyiségének növelésével 71–186%-kal magasabb halhozamot értek el (AZIM, M. et al. 2004).

A takarmányozás nélküli extenzív halastavakban a haltermelés a természetes produktivitáson alapul. Haltáplálék a fitoplankton és a detritusz lehet, de azokban a tavakban ahol megfelelő mennyiségű élőbevonat kialakulására van lehetőség, a szerves tápanyagok a perifiton cikluson keresztül is hasznosulnak (AZIM, M. et al. 2001), így ez egy harmadik táplálékforrást jelent. Az élőbevonatot alkotó szervezeteket a halak elfogyasztják, de az elpusztult perifiton a heterotrófok számára egy újabb táplálkozási lehetőség (AZIM, M. et al. 2005). A perifiton ciklus közbeiktatása a tápanyagok felhasználhatóságát jelentősen megnövelheti (VAN DAM, A. et al. 2002), így egy hagyományos halastóhoz képest a perifitonnal „kibővített” tóban a halbiomassza gyarapíthatóságának lehetősége is nő. Az elsődleges produkció és a mesterséges alzatokon rögzült szervezetek elősegítik a bentikus másodlagos termelést, és fenntartanak egy új táplálkozási hálózatot, melynek egy része végül halbiomasszává válik (MILLER, M. – FALACE, A. 2000). Az élőbevonat fogyasztása sokkal eredményesebb, mint a planktonikus környezetből az algák szűrése (DEMPSTER, P. et al. 1993). A szubsztráton növekedett algák fogyasztásának preferálása egy sokkal hatékonyabb elsődleges produkció hasznosítását eredményezi (WESTLAKE, D. et al. 1980). Alzatok elhelyezésével a tóban a tápanyagok felvétele nemcsak a fitoplankton részvételével, hanem a perifiton cikluson keresztül is történik, tehát az egész rendszerben a tápanyagok körforgása hatékonyabbá válik (AZIM, A. et al. 2005).

2.1. A mintavételi hely bemutatása

A kísérletet három tóban végeztük, melyek területe 300 m², átlagos vízmélységük 1 m (1., 2. és 3. kép).

A kombinált intenzív-extenzív rendszer felépítése:

- Intenzív rész: 10 m³-es ketrec, melyben táppal takarmányozva európai harcsa (*Silurus glanis* L.) termelése folyt. Átlagosan 98 kg harcsát telepítettünk ketrecenként.
- Extenzív rész: 290 m³, közvetlenül összeköttetésben állt az intenzív egységgel.

Minden tó extenzív része takarmányozás nélküli polikulturás halnépesítésű volt, egységesen 30 kg ponty (*Cyprinus carpio*) és 30 kg tilápia (*Oreochromis niloticus* L.) került kihelyezésre.

Az első tóba nem tettünk mesterséges alzatot (kontroll tó), a második és harmadik tóba egységesen a tavak területével megegyező felületű fűzfagyökereket helyeztünk, ezáltal növelve a felületet, melyen élőbevonat kialakulására van lehetőség.



1. kép. Az 1. számú tó



2. kép. A 2. számú tó



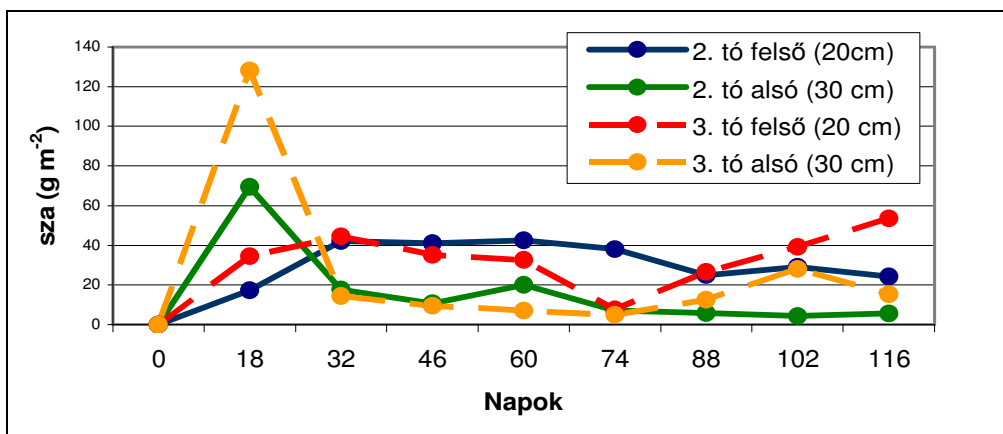
3. kép. A 3. számú tó

A rendszer üzemeltetése alatt (2007. 05. 10. – 2007. 10. 11.) kéthetente gyűjtöttünk perifiton mintát epihalotikus élőhelyekről (a mintavétel megkönnyítése érdekében kihelyezett műanyag csövekről). A bevonatminták vertikális megoszlását is figyelembe vettük, külön vizsgáltuk az alzat felső 20 cm-éről és az alatta lévő 30 cm-ről vett mintákat. Az extenzív részbe egy elkülönített, halak által hozzá nem férhető helyre is helyeztünk ki mesterséges alzatokat, melyeket minden esetben mintavétel után teljesen letisztítottunk és vizsgáltuk a következő mintavételig képződött bevonat mennyiségét.

Az élőbevonat minták vizsgálata során meghatároztuk a nedves anyag, szárazanyag-, hamu- és a hamumentes szárazanyag (szerves anyag), klorofill-a, összes nitrogén és összes foszfor mennyiségét.

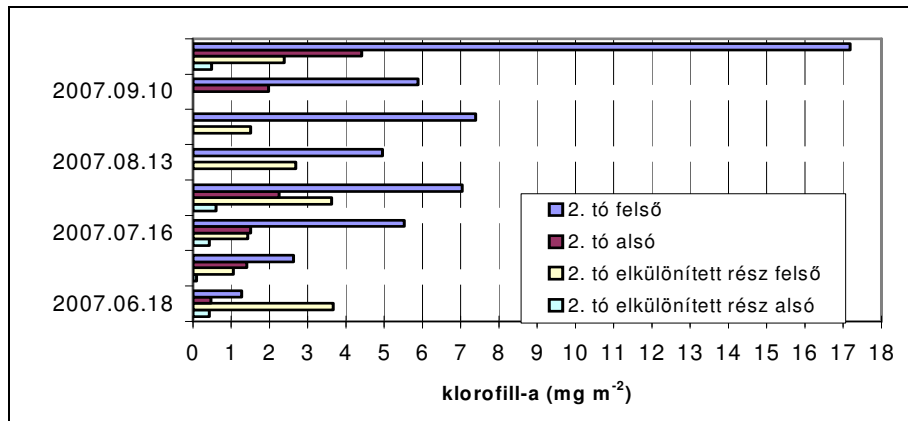
3. Eredmények és következtetések

A 1. ábrán a két vizsgált tóból származó bevonatminták szárazanyag mennyiségei láthatóak. Az alzatok behelyezése utáni első kolonizációs periódus kivételével, minden esetben a felső 20 cm-ről vett minták szárazanyag mennyisége nagyobb, mint az alsó 30 cm-ről származó mintáké.

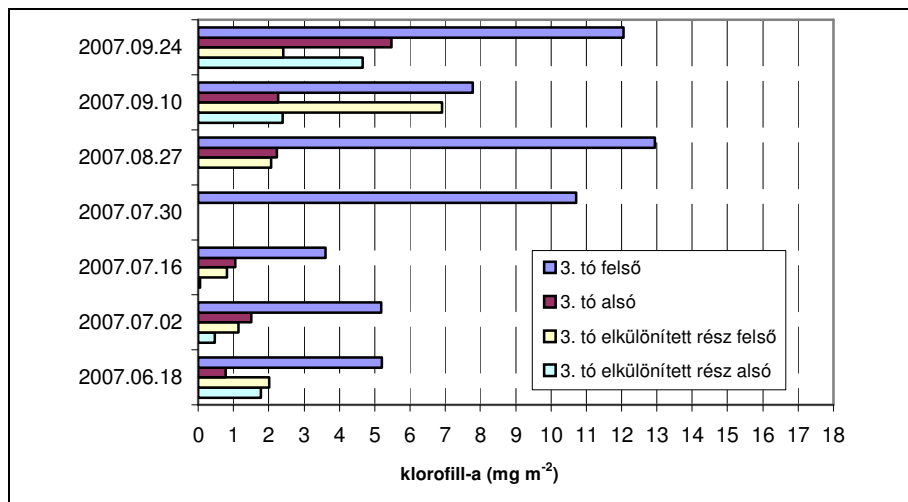


4. ábra. A bevonatminták szárazanyag mennyisége $g\ m^{-2}$ -ben kifejezve

A klorofill-a értékének vizsgálata során egyértelműen megkülönböztethetőek az alzatok felső részéről származó minták magasabb értékei a tóban és az elkülönített részen képződött bevonat esetében is (2. és 3. ábra).



2. ábra. A 2. számú tó bevonatmintáiban mért klorofill-a mennyisége



3. ábra. A 3. számú tó bevonatmintáiban mért klorofill-a mennyisége

Az alzatok felső részéről vett bevonatok egységnyi területre vonatkoztatott szárazanyag és klorofill-a mennyiségére magasabb értékeket kaptunk, mint a fényszegényebb alsó részről származó minták esetében.

Az élőbevonat összes nitrogén és összes foszfor tartalma periodikus változást mutat. A kezdeti magasabb értékek után csökkenés tapasztalható, majd újra egy növekedési tendencia figyelhető meg. A legmagasabb értékek a szeptemberi mintáknál fordulnak elő (1. táblázat).

A víz átlagos foszfor tartalma az egész éves időszakot figyelembe véve minden tóban hasonló (1. tó: 0,48 mg L⁻¹; 2. tó: 0,42 mg L⁻¹; 3. tó: 0,44 mg L⁻¹). A harmadik tóban a bevonatminták átlagos összes foszfor tartalma háromszor nagyobb, mint a második tó esetében (2. tó: 0,59%; 3. tó: 1,5%). A vízben mért összes nitrogén átlagos mennyisége a kísérleti idő alatt az 1. tóban: 4,3 mg L⁻¹, a 2. tóban 4,3 mg L⁻¹ és a 3. tóban 3,9 mg L⁻¹. A bevonatmintákban átlagosan 1,35 és 1,63%-os összes nitrogén tartalmat mértünk.

Becsültük a tavakban képződött összes perifiton mennyiségét és a mintavételek közötti idő alatt újonnan képződött élőbevonat mennyiségével összevetve megállapítottuk a 2. táblázatban hiánynak nevezett mennyiséget, mely a halak és a különböző vízi gerinctelenek bevonat fogyasztását és a levált, illetve a pusztulásból adódó mennyiséget jelenti. Mindkét tóban átlagosan megegyező mennyiségű bevonat képződött. A harmadik tóban szinte kétszeres mennyiségű hiányt számoltunk, mely összefüggésben áll a lehalászáskor mért tilápiák súlyával. A 3. táblázatban látható, hogy 21%-kal nagyobb hozamot értünk el a harmadik tóban a tilápiák esetében. Tehát a nagyobb mértékű perifiton hiány összefüggésben

áll a magasabb halhozammal. A tavakba helyezett alzatok felülete a kísérlet végére jelentősen lecsökkent, így kisebb mennyiségű élőbevonat képződött.

1. táblázat. Az üledék, víz és bevonatminták összes nitrogén (TN) és összes foszfor (TP) tartalma

Dátum	1. tó				2. tó					3. tó					
	üledék		víz		üledék		víz		bevonat	üledék		víz		bevonat	
	TN	TP	TN	TP	TN	TP	TN	TP	TN	TP	TN	TP	TN	TP	
	g kg ⁻¹		mg L ⁻¹		g kg ⁻¹		mg L ⁻¹		%	g kg ⁻¹		mg L ⁻¹		%	
2007.05.30.	0,95	1,4			0,98	0,99				1,73	1,5				
2007.06.18.			2,9	0,19			1,9	0,18	1,5	0,51		2,4	0,15	1,4	1,5
2007.07.02.			2,7	0,48			2,4	0,34	1,4	1,1		2,2	0,27	1,4	1,4
2007.07.16.			2,4	0,38			3,1	0,31	1,1	0,44		5,1	1,03	0,86	0,32
2007.07.30.			3,3	0,43			4,9	0,49	1,2	0,32		4,5	0,48	1,1	0,35
2007.08.13.			3,8	0,29			5,9	0,49	1,2	0,30		4,7	0,39	-	-
2007.08.27.			9,2	0,73			6,4	0,62	1,6	0,68		4,6	0,57	1,9	1,5
2007.09.10.			5,6	0,89			5,2	0,49	1,5	0,84		3,5	0,31	2,3	1,6
2007.09.24.			4,3	0,45			4,5	0,45	4,9	-		4,2	0,33	2,5	2,7
2007.10.12.	2,2	1,2			6,2	1,8					4,8	2,5			

2. táblázat. A tavak élőbevonatának mennyiségi változásai

Dátum	Mesterséges alzat teljes felülete (m ²)	2. tó		3. tó	
		Élőbevonat (kg)	Hiány (kg)	Élőbevonat (kg)	Hiány (kg)
2007.06.18.	366	6,4	13	13	34
2007.07.02.	325	14	nincs	14	1,5
2007.07.16.	282	12	3,3	9,9	5,3
2007.07.30.	240	10,2	4,5	7,8	2,3
2007.08.13.	200	7,6	2,3	1,5	6,0
2007.08.27.	157	3,9	3,0	4,2	nincs
2007.09.10.	115	3,4	0,01	4,5	1,8
2007.09.24.	75	1,8	0,8	3,9	0,06
Összesítve		58,5	26,52	58,8	51,2

3. táblázat. Halhozamok a különböző egységekben

	Európai harcsa (<i>Silurus glanis</i> L.)		Ponty (<i>Cyprinus carpio</i>)		Tilápia (<i>Oreochromis niloticus</i> L.)	
	kihelyezés	lehalászás és elhullás	kihelyezés	lehalászás	kihelyezés	lehalászás
	(kg)	(kg)	(kg)	(kg)	(kg)	(kg)
1. tó	96,7	195,7	30	70,5	30	102,4
2. tó	98,4	277,7	30	69	30	83,5
3. tó	97,8	165,8	30	71	30	124,3

4. Összefoglalás

Egy kombinált intenzív-extenzív tavi haltermelő rendszer működésének hatékonyságát vizsgáltuk megnövelt felületen képződött élőbevonat segítségével. Az úgynevezett tó a tóban technológia (az intenzív haltermelő rész közvetlen összeköttetésben áll az extenzív résszel) alkalmazásával csökkenthető az intenzív haltermelés környezetterhelése és még többlet halprodukció is előállítható. Kísérletünket 2008-ban is folytatjuk, de a tavakba olyan alzatokat

helyezünk, melyekkel biztosítható a megnövelt felület. Az élőbevonat mennyiségi és minőségi változásainak nyomonkövetésével a rendszer működéséről, a vízi ökoszisztéma anyagforgalmáról és a hatékonyság növelhetőségéről kapunk pontosabb ismereteket, melyek jól hasznosíthatóak az üzemeltetés és továbbfejlesztés során.

Köszönetnyilvánítás

2007-ben a kutatómunkát a SustainAqua EU-projekt támogatta (COLL-CT-2006-030384). Köszönjük Dr. Lakatos Gyula témavezető szakmai tanácsait.

Irodalom

- AZIM, M. E. – WAHAB, M. A. – VAN DAM, A. A. – BEVERIDGE, M. C. M. – HUISMAN, E. A. – VERDEGEM, M. C. J. (2001) The potential of periphyton-based culture of two Indian major carps, rohu *Labeo rohita* (Hamilton) and gonia *Labeo gonius* (Linnaeus). *Aquaculture Research*, 32, pp. 209-216.
- AZIM, M. E. – RAHAMAN, M. M. – WAHAB, M. A. – ASAEDA, T. – LITTLE, D. C. – VERDEGEM, M. C. J. (2004) Periphyton-based pond polyculture system: a bioeconomic comparison of on-farm and on-station trials. *Aquaculture*, 242, pp. 381-396.
- AZIM, M. E. – VERDEGEM, M. C. J. – VAN DAM, A. A. – BEVERIDGE, M. C. M. (2005) Periphyton and Aquatic Production. – In: Azim, M. E. – Beveridge, M. C. M. – Van Dam, A. A. – Verdegem, M. C. J. eds.: *Periphyton ecology, exploitation and management*, CABI Publishing, London, UK, pp. 1-14, 91-95.
- BEHNING, A. L. (1924) Zur Erforschung der am Flussboden der Wolga lebenden Organismen. *Monogr. volz. Biol. Stanc. Saratow*, 1, pp. 1-398.
- DEMPSTER, P. W. – BEVERIDGE, M. C. M. – BAIRD, D. J. (1993) Herbivory in tilapia *Oreochromis niloticus* (L.): a comparison of feeding rates on periphyton and phytoplankton. *Journal of Fish Biology*, 43, pp. 385-392.
- DUSSART, B. H. (1966) *Limonologie L'étude des eaux continentales*. Ed. Gauthier-Villars, Paris, pp. 1-667.
- GÁL D. (2006) Környezetbarát, kombinált tavi haltermelő rendszerek fejlesztése. PhD disszertáció, Debreceni Egyetem, Debrecen, pp. 5-9.
- KISS K. M. – DEÁK CS. – BORICS G. – LAKATOS GY. (2004) A vízi növényzet és élőbevonat a halastó-wetland rendszerben – In: Kerepeczki É. Szerk.: *Intenzív haltermelő telepek elfolyóvizének kezelése halastavak és létesített vizes élőhelyek alkalmazásával*, Konferencia kiadvány, HAKI, Szarvas, pp. 33-41.
- LAKATOS, G. (1976) A terminological system of the biotecton (periphyton). *Acta Biol. Debrecina*, 13, pp. 193-198.
- LAKATOS, G. (1998) Constructed wetlands for wastewater treatment in Hungary – In: Vymazal, J. – Brix, H. – Cooper, P. F. – Green, M. B. – Haberl, R. eds.: *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 191-206.
- LAKATOS, G. – KISS, K. M. – KISS, M. – JUHÁSZ, P. (1997) Application of constructed wetlands for wastewater treatment in Hungary. *Water Science Technology*, 33, pp. 331-336.
- LAKATOS, G. – KISS, M. – MÉSZÁROS, I. (1999) Heavy metal content of common reed (*Phragmites australis* /Cav./ Trin. ex Steudel) and its periphyton in Hungarian shallow standing waters. *Hydrobiologia*, 415, pp. 47-53.
- MILLER, M. W. – FALACE, A. (2000) Evaluation methods for trophic resource factors – nutrients, primary production, and associated assemblages – In: Seaman, W. Jr. ed.: *Artificial Reef Evaluation with Application to Natural Marine Habitats*, CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 95-126.
- VAN DAM, A. A. – BEVERIDGE, M. C. M. – AZIM, M. E. – VERDEGEM, M. C. J. (2002) The potential of fish production based on periphyton. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 12, pp. 1-31.
- WELCOMME, R. L. (1972) An evaluation of the acadjas method of fishing as practised in the coastal lagoons of Dahomey (West Africa). *J. Fish. Biol.* 4, pp. 39-55.
- WESTLAKE, D. F. – ADAMS, M. S. – BINDLOSS, M. E. – GANF, G. G. – GERLOFF, G. C. – HAMMER, U. T. – JAVARNICKY, P. – KOONCE, J. F. – MARKER, A. F. H. – MCCracken, M. D. – MOSS, B. – NAUWERCK, A. – PYRINA, I. L. – STEEL, J. A. P. – TILZER, M. – WALTERS, C. J. (1980) Primary production – In: LeCren, E. D. – Lowe-McConnell, R. H. eds.: *The Functioning of Freshwater Ecosystems (International Biological Programme 22)*. Cambridge University Press, Cambridge, Massachusetts

Erdélyi Zsolt¹ – Dr. Urák István²

***A Pardosa agrestis* (WESTRING, 1861) és *P. monticola* (CLERCK, 1757) fajok (Arachnida: Araneae) vizsgálata biometriai módszerekkel**

Abstract

Generally we can say that the species of the genus *Pardosa*, in the *monticola* group are easily distinguished from the others, but it is difficult to distinguish the different species within the group. *P. agrestis* and *P. monticola* are two different species, but we can find intermediate forms between them. Identification and the difference of these species is often uncertain, because their genitalia shows a great variability. This is a problem when we found each species in the same place, like in Transylvania.

The investigations furnish an answer about the efficiency of the use of the extant methods to make differences between the species, and show a new method, like a completion for the existing methods.

1. Bevezetés

A *Pardosa* C. L. KOCH, 1847 nemre általánosan jellemző, hogy feltűnő, gyorsmozgású, széles elterjedésű agrobiont fajokat foglal magába (BUDDLE, C. M. 2000). Összesen 352 faj tartozik ide, legtöbbször holarktikus, illetve ázsiai és észak-amerikai elterjedésű (FUHN, I. E. – NICULESCU-BURLACU, F. 1985). A szaporítószervek hasonlósága alapján a palearktikus faunában 22 csoportot különítenek el, melyek közül a *monticola* csoportba tartoznak a következő fajok: *P. monticola*, *P. agrestis*, *P. palustris*, *P. agricola*, *P. pontica*, *P. neglecta*, *P. incerta* és *P. olympica* (ZYUZIN, A. A. 1979).

A *monticola* csoportba tartozó fajokat viszonylag könnyen meg tudjuk különböztetni más csoportba tartozó fajoktól, ám a csoporton belüli faji hovatartozás megállapítása korántsem olyan egyszerű. Főleg a nőstények azonosítása nehézkes, mivel nagyon hasonlóak, és az esetleges különbségek túlságosan széles skálán mozognak, míg a hímek esetében vannak olyan különbségek, melyek megkönnyítik a szétválasztást (TONGIORGI, P. 1966).

A *P. agrestis* (WESTRING, 1861) és *P. monticola* (CLERCK, 1757) esetében a fajon belül is az egyedek között nagy a variabilitás. Habár külön fajnak tekintik őket már rég, még mindig vannak viták azt illetően, hogy az átmeneti csoportok hova is tartoznak. Egyes szerzők alcsoportokat is említenek a *P. agrestis* fajon belül, a szaporító szervek méret és alakbeli különbségei miatt. Más szerzők törekvései, hogy a két fajt elkülönítsék, új fajok és alfajok leírásához vezettek a csoporton belül (ROBERTS, M. I. 1985).

A fajok elkülönítése a szaporítószervek vizsgálata alapján történik. A szaporítószerveket nézve csoportok alkothatók, melyek egy fajon belül is elkülönülnek. Gyakran vannak átfedések is a határozókulcsokat illetően. Ez főleg abban az esetben jelent problémát, ha olyan helyről származnak az egyedek, ahol mindkét faj előfordulása lehetséges. Erdélyben elég gyakran találkozhatunk mindkét fajjal, sokszor akár ugyanazon az élőhelyen is előfordulhatnak. Éppen ezért fontosnak tartottuk, hogy ellenőrizzük az eddigi

¹ Erdélyi Zsolt *Sapientia Erdélyi Magyar Tudományegyetem, Környezettudományi Tanszék, Kolozsvár* E-mail: joshua2408@yahoo.com

² Dr. Urák István *Sapientia Erdélyi Magyar Tudományegyetem, Környezettudományi Tanszék, Kolozsvár* E-mail: istvan.urak@milvus.ro

határozókulcsokat és új, biometriai vizsgálatokon alapuló eredményeket szolgáltatassunk a két faj elkülönítésére, és a *P. agrestis* fajon belüli fenotípusok közötti határok tisztázására.

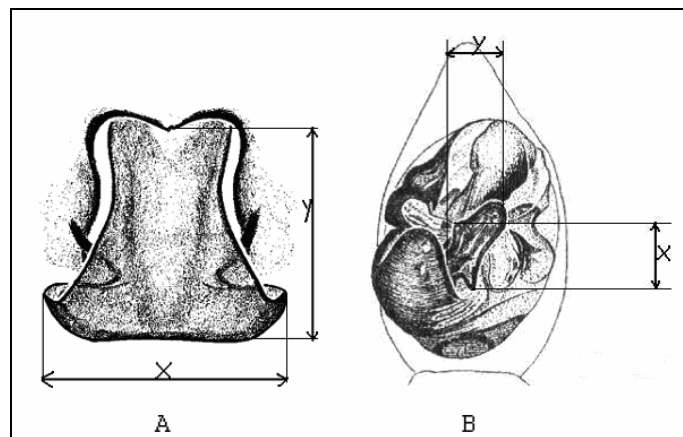
2. Anyag és módszerek

A *P. monticola* egyedek a Kolozsvári Szénafüvek Botanikai Rezervátum területén voltak begyűjtve 1996-ban, tömény sóoldatos talajcsapdákkal. A befogott példányok között csak 12 nőstény egyed volt, a többi hím, ami az alkalmazott gyűjtési módszerrel magyarázható. Ezért 12 nőstényen és taláalomra kiválasztott 30 hím példányon végeztük el a méréseket.

A *P. agrestis* egyedek gyűjtése Szilágypér mellett történt, 2006. július 27. és augusztus 1. között, mezőgazdasági területen, egy kukoricatáblában. A mintavételezés élvefogó csapdákkal történt, illetve egyeléssel (SAMU, F. – SZINETÁR, Cs. 2002). A gyűjtés során befogott egyedek meghatározása egy Olympus SZ51 típusú binokuláris sztereomikroszkóppal történt, változatos határozókulcsok használatával (FUHN, I. E. – NICULESCU-BURLACU, F. 1985; LOKSA I. 1972; ROBERTS, M. I. 1985).

A vizsgálatok binokuláris sztereomikroszkóppal történtek. Lemértük a hímek bal szaporítószervén a középnyúlvány hosszát és szélességét, valamint a nőstények ivarlemezének a hosszát és szélességét (1. ábra) és ebből arányokat számoltunk (ROBERTS, M. I. 1985). Irodalmi adatok alapján a *P. agrestis* hímek egyik jellemző határozóbélyege, hogy apofízisük szélesebb, mint amilyen hosszú. Ugyanakkor a *P. monticola* esetében ez fordítva van, a középnyúlvány hosszabb, mint amilyen széles. A nőstények ivarszervét illetően az jelenik meg a szakirodalomban, hogy a *P. agrestis* ivarlemezének a szélessége 0,48–0,8 mm között változik, míg *P. monticola* ivarlemeze mindig keskenyebb, mint 0,48 mm (ROBERTS, M. I. 1985). Az adatok könnyebb kezelhetősége érdekében, az arányokat módosítottuk, úgy hogy megszoroztuk 100-al, így a végső eredményeinket a következő képlet alapján számoltuk ki:

$$\text{Arány} = (X/Y) \times 100 \quad \text{ahol: } X - \text{szélesség, } Y - \text{hosszúság.}$$



1. ábra. A *P. agrestis* nőstény ivarlemeze (A) és a hím középnyúlványa (B) (X-szélesség, Y-hosszúság) (több szerző után, módosítva)

1. táblázat. A *P. agrestis* ivarszervek biometriai adatai

Egyedek	Xa (µm)	Ya (µm)	Xa/Ya×100	Egyedek	Alfajok	Xi (µm)	Yi (µm)	Xi/Yi×100
Ah1	200	191,6	104,38	An1	3	500	383,3	130,44
Ah2	225	233,3	96,44	An2	1	400	366,6	109,11
Ah3	191,6	166,6	115	An3	3	350	433,3	80,77
Ah4	200	183,3	109,11	An4	3	475	450	105,55
Ah5	183,3	200	91,65	An5	3	533,3	466,6	114,29
Ah6	191,6	183,3	104,52	An6	1	433,3	416,6	104
Ah7	200	175	114,28	An7	1	450	366,6	122,74
Ah8	200	183,3	109,11	An8	3	516,6	450	114,8
Ah9	183,3	200	91,65	An9	3	500	433,3	115,39
Ah10	191,6	200	95,8	An10	1	400	375	106,66
Ah11	191,6	183,3	104,52	An11	3	450	408,3	110,21
Ah12	183,3	158,3	115,79	An12	1	516,6	433,3	119,22
Ah13	216,6	200	108,3	An13	3	450	400	112,5
Ah14	191,6	166,6	115	An14	1	483,3	441,6	109,44
Ah15	191,6	208,3	91,98	An15	1	433,3	383,3	113,04

Jelmagyarázat: (Ah – hím egyed, An – nőtény egyed, Xa – középnyúlvány szélessége, Ya – középnyúlvány hossza, Xi – ivarleméz szélessége, Yi – ivarleméz hossza, 1 – *P. Agrestis agrestis*, 3 – *P. Agrestis pseudomonticola*)

2. táblázat. A *P. monticola* ivarszervek biometriai adatai

Egyedek	Xi (µm)	Yi (µm)	Xi/Yi×100	Egyedek	Xa (µm)	Ya (µm)	Xa/Ya×100
Mn1	458,15	500	91,63	Mh1	191,6	266,6	71,64
Mn2	500	533,3	93,75	Mh2	200	249,9	80,03
Mn3	475	416,6	114,01	Mh3	200	274,9	72,75
Mn4	441,6	466,6	94,64	Mh4	200	258,2	77,45
Mn5	450	466,6	96,44	Mh5	216,6	283,2	76,48
Mn6	433,3	466,6	92,86	Mh6	183,3	283,2	64,72
Mn7	516,6	450	114,8	Mh7	183,3	266,6	68,75
Mn8	450	466,6	96,44	Mh8	216,6	299,9	72,22
Mn9	416,6	416,6	100	Mh9	183,3	299,9	61,12
Mn10	466,6	450	103,68	Mh10	166,6	258,2	64,52
Mn11	500	433,3	115,39	Mh11	183,3	258,2	70,95
Mn12	500	483,3	103,45	Mh12	183,3	283,2	64,72
-	-	-	-	Mh13	183,3	283,2	64,72
Egyedek	Xa (µm)	Ya (µm)	Xa/Ya×100	Mh14	166,6	266,6	62,49
Mh23	191,6	274,9	69,69	Mh15	200	266,6	75,01
Mh24	175	249,9	70,02	Mh16	191,6	266,6	71,86
Mh25	200	283,2	70,62	Mh17	183,3	299,9	61,12
Mh26	191,6	291,55	65,71	Mh18	225	266,6	84,39
Mh27	183,3	299,9	61,12	Mh19	183,3	283,2	64,72
Mh28	183,3	316,5	57,91	Mh20	183,3	249,9	73,34
Mh29	149,9	266,6	56,22	Mh21	200	283,2	70,62
Mh30	166,6	283,2	58,82	Mh22	149,9	291,55	51,41

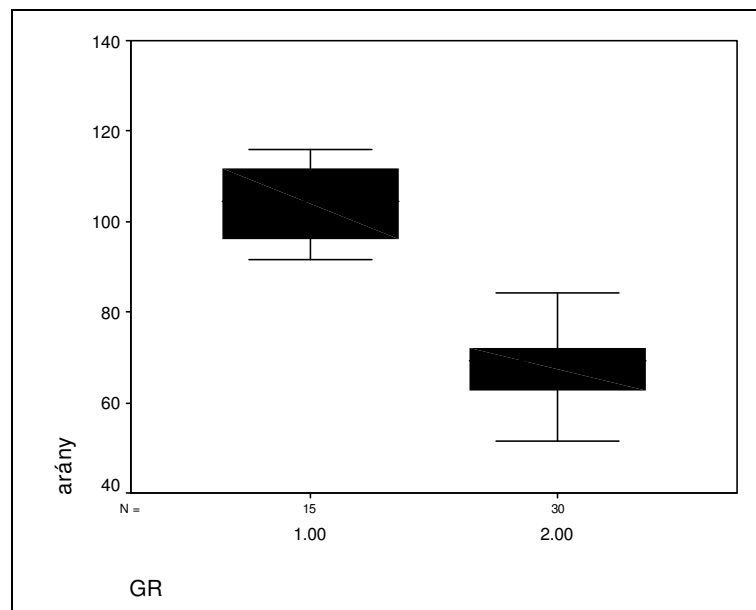
Jelmagyarázat: (Mn – nőtény egyed, Mh – hím egyed, Xa – középnyúlvány szélessége, Ya – középnyúlvány hossza, Xi – ivarleméz szélessége, Yi – ivarleméz hossza)

A mért változókat táblázatba vezettük, és fajok (*P. agrestis* és *P. monticola*), illetve csoportok (*P. agrestis agrestis*, *P. agrestis pseudomonticola*) szerint rendszereztük (1. és 2. táblázat). A statisztikai vizsgálathoz kétmintás T-tesztet alkalmaztunk, mivel adataink normál

eloszlásúak voltak, és a szórások sem különböztek szignifikánsan. A normalitás vizsgálatához Kolgomorov-Smirnov tesztet alkalmaztunk, a szignifikancia szint minden esetben jóval magasabb volt a kritikus értéknél, a szórások különbözőségének vizsgálatára pedig F-tesztet használtunk. A statisztikai elemzésekhez SPSS programcsomagot használtunk, az ábrák elkészítéséhez az SPSS és Statistica 6 nevű programokat.

3. Eredmények

Irodalmi adatok szerint a két faj hímjei az ivarszervek középnyúlványának szélesség/hosszúság aránya alapján különíthetők el. Angliából származó (ROBERTS, M. I. 1985) hím *P. agrestis* egyedek esetében a mért arány 1,12–1,46 között mozog, míg a *P. monticola* esetében 0,64–0,84 között (ROBERTS M. I. 1985). Hasonló a méréseket végezve az Erdélyben gyűjtött egyedeken és kiszámolva a hosszúság/szélesség arányokat, a *P. agrestis* esetében ez az arány 0,91–1,15 között mozgott, a *P. monticola* esetében pedig 0,51–0,84 között. Látható, hogy nincs átfedés a számított arányok között, habár a különbség sokkal kisebb, mint az irodalmi adatok esetében. De mivel az irodalmi adatoktól kissé eltérő eredményeket kaptunk, ezért csoportosítottuk az arányokat és kétmintást T-teszt elemzésnek is alávetettük. A teszt eredményei alapján szignifikáns különbséget találtunk a két faj hímjei között a szaporítószervek középnyúlványának szélesség/hosszúság arányát illetően (df=43, $P << 0,00$). A fajok jól elkülönülnek, még a szórások sem fedik egymást (2.ábra). A választóhatár 0,9 körül van (90 az ábrán). Az ez alatti érték *P. monticola*-t jellemez, míg a 0,9-es arány fölötti érték *P. agrestis*-t.

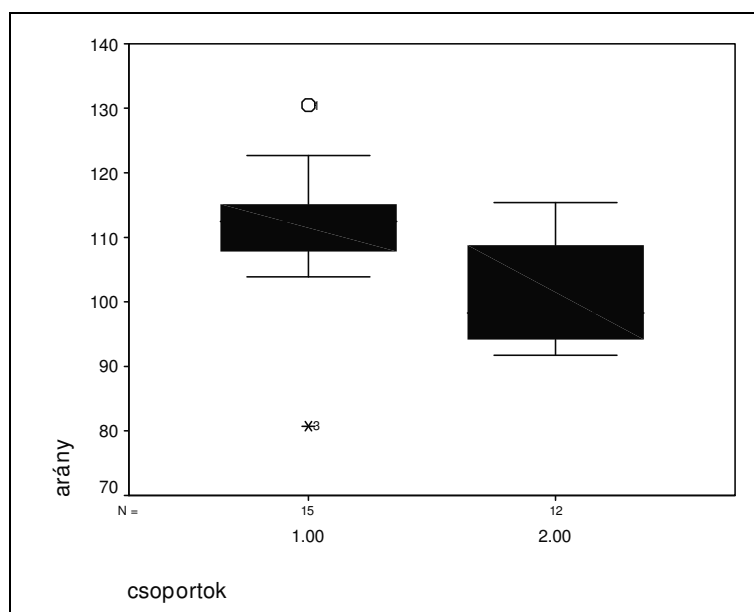


2. ábra. Hím *P. agrestis* és *P. monticola* egyedek szaporítószervének középnyúlványán mért hosszúság/szélesség arányok (1.00 – *P. agrestis*, 2.00 – *P. monticola*)

Az irodalomban nem találtunk utalást ugyanolyan elkülönülésre a nőstények esetében, mint a hímeknél. A szakirodalom csak a szaporítószervek ivarlemelésének szélessége alapján különíti el a két fajt. ROBERTS M. I. (1985) szerint, angliai példányokon végzett mérések alapján, a *P. agrestis* nőstények ivarlemeze szélesebb mint 0,48 mm, és 0,48–0,8 mm között mozog, míg a *P. monticola* nőstények ivarlemezésének a szélessége mindig kisebb ennél az értéknél, és 0,34–0,48 mm között mozog. Amint látható, a nőstények esetében már nincs

olyan nagy különbség a két faj között, még az irodalmi adatoknál sem. A 0,48 mm-es ivarlemez-szélesség esetén feltehető a kérdés, hogy az egyed melyik fajhoz is tartozik? Ilyen esetben mindenképp szükség van még valamilyen másik határozóbélyegre is, hogy az egyedet megfelelő biztonsággal tudjuk egyik vagy másik fajba besorolni. Kíváncsiak voltunk, hogy ennek mi lehet az oka, ezért ugyanezzel a módszerrel összehasonlítottuk a nőstény egyedeket is.

Megmérve az Erdélyből származó nőstény példányok ivarlemezének szélességét nem találtunk szignifikáns különbséget a két faj között az ivarlemez szélességét illetően ($df = 25$, $P = 0,64$). Ez azt jelenti, hogyha csak az ivarlemez szélességét vesszük alapul, nem tudjuk elkülöníteni a két fajt, legalábbis az általunk vizsgált (Erdélyben előforduló?) populációk esetében. A fajok pontos meghatározásához más adatokra van szükség, melyek alapján szignifikáns különbségek mutathatók ki a két faj között. Ezért úgy döntöttünk, hogy alkalmazzuk a nőstények vizsgálatakor is a hímeknél bevált módszert, miszerint hosszúság/szélesség arányokat mérünk, és ezeket elemezzük. A kétmintás T-teszt elvégzése után azt tapasztaltuk, hogy a két csoport között szignifikáns különbség van ($df = 25$, $P = 0,01$), és ahogyan az látható a 3. ábrán is, az adatok elkülönülnek, bár vannak átfedések a két csoport között.



3. ábra. Nőstény *P. agrestis* és *P. monticola* összehasonlítása az ivarlemezek hosszúság/szélesség aránya alapján (1.00 – *P. agrestis*, 2.00 – *P. monticola*)

A kapott eredmények alapján elmondhatjuk, hogy vizsgálat sikeresebb volt, amikor az ivarlemez arányait hasonlítottuk össze, szemben azzal, amikor csak a szélességet vettük figyelembe, ahogyan azt a szakirodalom említette.

A továbbiakban megvizsgáltuk, hogy a *P. agrestis* fajon, az előtest mintázata alapján elkülönített *P. agrestis agrestis* és *P. agrestis pseudomonticola* nőstény egyedek az ivarszervek alapján is külön csoportba sorolhatók-e. Az ivarszerveken mért adatokat statisztikailag értékeltük: előzetes F-teszt és normalitás vizsgálat után kétmintás T-teszttel elemeztük. Mivel az előtest alapján az egyedek különböztek, elvártuk volna, hogy az ivarszervek szintjén is lényeges különbségek legyenek. Ezzel ellentétben nem találtunk szignifikáns különbséget ($df = 13$, $P = 0,796$) a két csoport nőstényeinek ivarlemezén mért hosszúság/szélesség arányok között. Ezután összehasonlítottuk az ivarlemez szélességeit, és

azt tapasztaltuk, hogy az ivarszervek szélességei között viszont már vannak eltérések, bár ezek ebben az esetben sem szignifikánsak ($df = 13, P = 0,33$).

4. Következtetések

A vizsgálat alapján elmondható, hogy a szakirodalomban megadott módszer alkalmas a két faj hímjeinek elkülönítésére.

A nőtények esetében a szakirodalomban megadott módszernél sokkal jobban elkülöníthetők a fajok az ivarlemez hosszúság/szélesség aránya alapján.

A *P. agrestis agrestis* és *P. agrestis pseudomonticola* nőtényi ivarszervek alapján nem különböznek szignifikánsan.

A téma további kutatást érdemel, hiszen adataink kis mennyisége miatt az eredmények nem elégségesek arra, hogy biztos következtetéseket vonhassunk le.

Irodalom

- BUDDLE, C. M. (2000) Life history of *Pardosa moesta* and *Pardosa mackenziana* (Araneae, Lycosidae) in Central Alberta, Canada. *The Journal of Arachnology*, 28, pp. 319-328.
- FUHN, I. E. – NICULESCU-BURLACU F. (1971) Fam. Lycosidae. Fauna RSR. Editura Academiei, București
- LOKSA I. (1972) Pókok – Araneae II. Fauna Hungariae. Akadémia Kiadó, Budapest
- ROBERTS, M. I. (1985) The spiders of Great Britain and Ireland. Volume 1. Harper Collins, London
- SAMU, F. – SZINETÁR, Cs. (2002) On the nature of agrobiont spiders. *The Journal of Arachnology*, 30, pp. 389-402
- TONGIORGI, P. (1966) Wolf Spiders of the *Pardosa monticola* Group (Araneae, Lycosidae), Harvard University, Cambridge, Massachusetts, U.S.A. Vol. 134, Number 9.
- ZYUZIN A. A. (1979) A taxonomic study of palearctic spiders of the genus *Pardosa*. *Entomological review*, 58, pp. 431-447.

Dr. Fodorpataki László¹ – Nagy Krisztina² – Bartha László³ – Bartha Csaba⁴

Comparison of halotolerance of lettuce varieties adapted to low and high temperature, based on ecophysiological characteristics

Abstract

A cold-adapted (White Butterhead) and a high temperature resistant (Marasme) cultivar of lettuce were exposed to salt stress represented by 100 mM and 200 mM NaCl. In the presence of 100 mM NaCl germination of seeds of both cultivars was delayed, but the germination percentage was affected only in the heat-resistant cultivar. In the leaves of 4 weeks old plantlets grown in an environmental test chamber, the cold-adapted lettuce variety exhibited a higher reduced to oxidized ascorbic acid ratio and a more enhanced ascorbate peroxidase activity under salt stress. There were no significant differences in the total ascorbate amount and in the catalase activity of the two cultivars exposed to the same salt stress conditions. Peroxidation of membrane lipid fatty acids was lower in the cold-tolerant White Butterhead variety. The potential and effective quantum use efficiency of photosynthesis, reflected by the Fv/Fm and Φ_{PSII} parameters of the induced chlorophyll fluorescence, showed a more pronounced decrease in the heat-resistant cultivar exposed to high salinity. The better salt tolerance of the cold-tolerant lettuce cultivar may be related to similar protective mechanisms against cold and salt stress, based on the fact that low temperature and high salt concentration both induce a water deficit perceived by plants as osmotic stress.

1. Introduction

High salt concentrations and extreme temperatures are major environmental stress factors that determine distribution and biomass yield of plants. Irrigation of cultivated soils and climate change lead more and more often to the co-action of salt and temperature stress on the metabolism of crop plants that develop different tolerance or avoidance mechanisms in order to cope with the constraints imposed by the modified physical-chemical parameters of their habitat, in strong relation with human impacts. Tolerance to salinity and to temperature stress varies greatly among species and intraspecific plant varieties adapted to different local habitat conditions, and sensitivity of several physiological processes may also differ according to developmental stages. This is why, in order to identify the more tolerant varieties, it is important to establish ecophysiological markers of hardiness that reflect metabolic plasticity during acclimation of the individuals to the main limiting factors of their environment, enabling them to survive, reproduce and maintain a high biomass production (SAIRAM, R. K. et al. 2006; SCHONHOF, I. et al. 2007).

In many cases, the molecular effects of different environmental stress factors (such as salinity, high irradiance, temperature and drought stress) are very similar and are reflected by an enhanced generation of reactive oxygen species, by damage of unsaturated fatty acids in membrane lipids (YAZICI, I. et al. 2007), by depletion of photosynthetic performance (SUDHIR,

¹ **Dr. Fodorpataki László** *Babes-Bolyai Tudományegyetem, Biológia-Földtan Kar, Kolozsvár* E-mail: fodorp@bioge.ubbcluj.ro

² **Nagy Krisztina** *Sapientia Erdélyi Magyar Tudományegyetem, Környezettudományi Tanszék, Kolozsvár*

³ **Bartha László** *Babes-Bolyai Tudományegyetem, Biológia-Geológia Kar, Kolozsvár*

⁴ **Bartha Csaba** *Babes-Bolyai Tudományegyetem, Biológia-Geológia Kar, Kolozsvár*

P. – MURTHY, S. D. S. 2004; LOPEZ-CLIMENT, M. F. et al. 2008), by gas exchange disturbance, growth inhibition, delayed germination and impaired flower formation (PARIDA, A. K. – DAS, A. B. 2005; MA, S. et al. 2006). Many of these disturbances are counterbalanced by increased production of antioxidants, stress proteins and growth regulators, as components of an integrated antistress response of plants (IBA, K. 2002; WAHID, A. et al. 2007). Recent evidence sustains implication of elevated levels of polyamines, brassinosteroids, salicylic acid, nitrogen oxide, ethylene and abscisic acid in co-tolerance of simultaneously occurring stress factors in the environment of plants (ZAPATA, P. J. et al. 2003; JENKS, M. A. et al. 2007).

The antioxidative protective system of plants, which plays a crucial role in survival under stressful conditions, has both non-enzymatic components, such as ascorbic acid, glutathione, α -tocopherol, different carotenoids and flavonoids, and enzymatic components, such as catalase, ascorbate peroxidase, superoxide dismutase, peroxiredoxins, glutathione reductase. All these components are highly regulated during the response of plants with the contribution of a complex signaling network that induces genetic and metabolic changes involved in coordinated stress reactions (ARBONA, V. et al. 2007; ERASLAN, F. et al. 2007; YAZICI, I. et al. 2007).

The aim of the present study is to identify physiological markers of a differential salt stress tolerance of cold-adapted and heat-resistant lettuce cultivars, and to reveal possible interdependence between adaptation to low or high temperature and accommodation to high salinity. The basic hypotheses are that co-adaptation to different environmental stress factors exists in the physiological processes, and that cold-hardiness predisposes plants to a better salt stress tolerance than adaptation to high temperatures, because low temperature and high salt concentration both have an osmotic stress component reflected in the so-called physiological drought that may exist even in very humid areas (MAHAJAN, S. – TUTEJA, N. 2005; FODORPATAKI, L. – BARTHA, L. 2008).

2. Material and methods

Experiments were performed with two cultivars of lettuce (*Lactuca sativa* L.): White Butterhead, which is a cold-tolerant variety, and Marasme, a high temperature resistant variety. Lettuce seeds were sterilized with 5% sodium hypochlorite for 5 min. and washed thoroughly with distilled water. The seeds were germinated in Petri dishes, on two sheets of filter paper moistened with water (control), 100 mM NaCl or 200 mM NaCl solutions (salt stress conditions). Germination took place at 22 °C in darkness, and when cotyledons fully emerged the dishes were transferred to a growth chamber programmed for 20/15 °C during a 14/10 h light/dark cycle, relative humidity 60% and photon flux density 330 $\mu\text{M m}^{-2}\text{s}^{-1}$. Each Petri dish contained 25 seeds and each treatment was replicated four times. One week old plantlets were transferred individually into small pots with sterilized sand, grown under the above mentioned conditions and watered with the same amounts of ¼ Hoagland nutrient solution. Saline conditions were created by adding 100 mM and 200 mM NaCl in the nutrient solution. The last fully developed leaves of four weeks old plants were used for determination of physiological and biochemical parameters.

Chlorophyll fluorescence parameters were recorded *in situ* (FODORPATAKI, L. – BARTHA, L. 2008), while biochemical analyses were performed with fresh or frozen leaf extracts (0.5–1 g) homogenized in different buffer solutions (according to the different determinations) and centrifuged at 15 000 g for 15 min., the supernatant being used as plant extract. Lipid peroxidation was estimated spectrophotometrically as thiobarbituric reactive substances in fresh leaf samples, according to SAIRAM, R. K. et al. 2005. Antioxidative substances were determined in frozen leaf material ground to a fine powder in a prechilled mortar. Extraction

and determination of ascorbate and dehydroascorbate were performed according to KAMPFENKEL, K. et al. 1995, based on the reduction of ferric ion and spectrophotometric detection of iron(2+) complexed with 2,2'-dipyridyl. Determination of catalase activity was performed titrimetrically by the permanganate method (MADHAVA RAO, K. V. – SRESTY, T. V. S. 2000), while the ascorbate peroxidase activity was assayed spectrophotometrically by recording the decrease in absorbance at 290 nm due to a depletion in ascorbic acid content upon addition of hydrogen peroxide to the leaf extracts suspended in phosphate buffer with pH 7.0 (YASAR, F. et al. 2006). All data were statistically analysed by ANOVA and the Mann-Whitney test was performed for each variety to assess if differences were significant at the level of $P < 0.05$ (ZAR, J. H. 2000).

3. Results and discussion

Germination, indicated by emergence of the radicle, began in the control of both cultivars from 24 hours after sowing. 100 mM NaCl caused a delay in germination, which was more pronounced in the case of the heat-resistant Marasme cultivar (*Figure 1*). 200 mM NaCl completely inhibited the germination of seeds of both lettuce varieties. The final germination percentage was significantly reduced (with $18 \pm 2\%$) by 100 mM NaCl in the case of the high temperature resistant lettuce, but it was not modified for the cold-tolerant White Butterhead cultivar. (In the control, 100% germination occurred for both cultivars.)

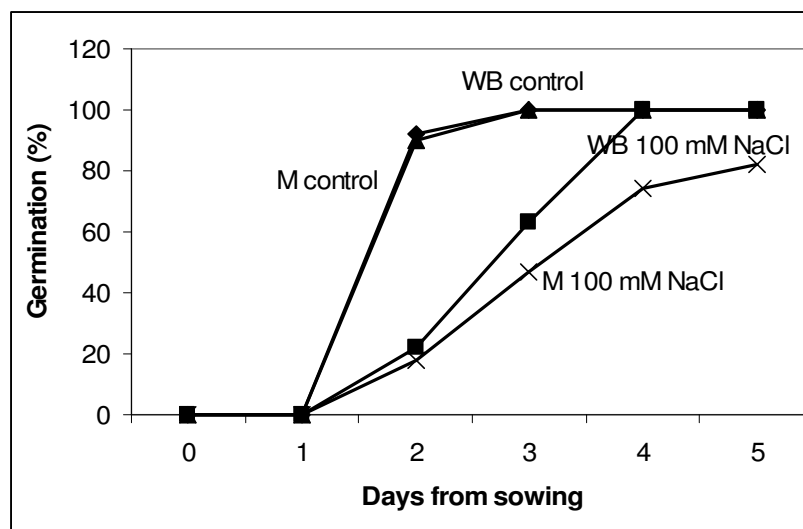


Figure 1. Influence of salt stress (100 mM NaCl) on the germination of seeds of a cold-tolerant (WB) and a high temperature resistant (M) cultivar of lettuce. Data are the means of four samples of 25 seedlings each one

Many environmental stress factors cause membrane damage in plant cells, mainly because of generation of toxic amounts of reactive oxygen species which induce peroxidation of unsaturated fatty acids in membrane lipids, leading to an impaired selectivity of membrane transport. The occurrence of malondialdehyde, a secondary product of the oxidation and degradation of polyunsaturated fatty acids, is considered a useful index of general membrane damage by lipid peroxidation (YAZICI, I. et al. 2007). A common method for measuring malondialdehyde accumulation, referred to as the thiobarbituric acid reactive substances (TBARS) assay, can be easily performed with lettuce leaf extracts, because in these plants anthocyanins do not interfere with the absorbance of TBARS at 532 nm. In the case of the two

investigated lettuce cultivars, a significant difference appeared in the amount of lipid peroxidation products generated by salt stress. The cold-tolerant White Butterhead lettuce exhibited a much smaller amount of TBARS than the heat-resistant Marasme cultivar in the presence of both salt concentrations applied to create different degrees of salinity stress (Figure 2). This indicates that the cold-tolerant cultivar has a more efficient protective mechanism against membrane lipid peroxidation initiated by oxidative stress conditions.

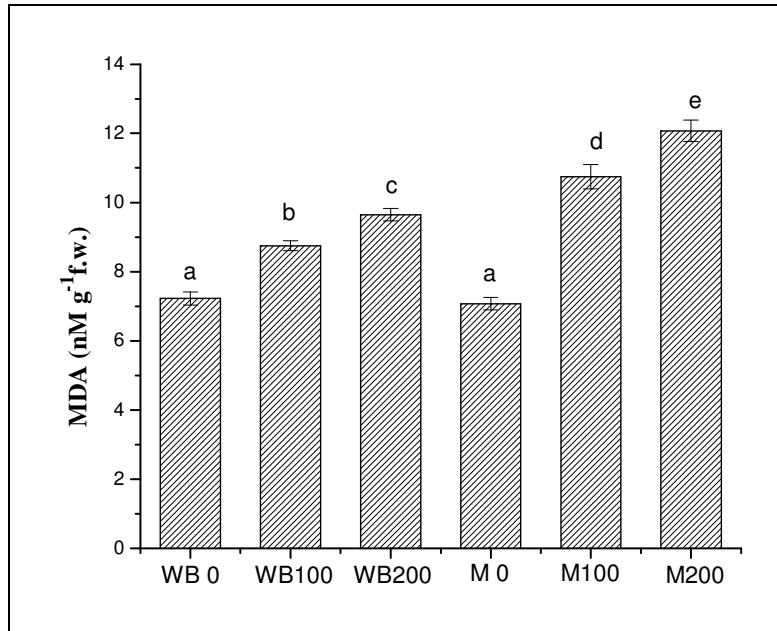


Figure 2. Lipid peroxidation levels expressed by the malondialdehyde (MDA) content (nM g^{-1} fresh weight) in leaves of two cultivars (WB – White Butterhead, M – Marasme) of lettuce in response to different salt concentrations (0 – control, 100 – 100 mM NaCl, 200 – 200 mM NaCl). Bars represent standard deviation of means of four replicates. Columns with different letters are significantly different at $P < 0.05$ according to the Mann-Whitney test

The total ascorbic acid content of the leaves did not differ significantly in the different experimental varieties of the two lettuce cultivars, remaining around the level of $40 \mu\text{M g}^{-1}$ dry weight. But the molar ratio between the reduced and the oxidized form of ascorbic acid decreased upon salt stress, and its value became much lower in the case of high temperature resistant lettuce cultivar as compared to the cold-tolerant one. The ascorbate/dehydroascorbate ratio was around 9.5 in the control plants of both lettuce varieties, in the presence of 100 mM NaCl it dropped to 8.6 in the White Butterhead cultivar and to 6.1 in the Marasme cultivar, while under the influence of 200 mM NaCl this ratio had even smaller values in both varieties (6.6 and 4.9, respectively). This indicates that the same salt concentration is experienced as a more pronounced stress factor in the cultivar which is not adapted to cope with low temperatures (SCHONHOF, I. et al. 2007).

Ascorbate peroxidase (APX) has several isoforms in different compartments of plant cells, where it scavenges the hydrogen peroxide generated during oxidative stress. It has a high affinity for hydrogen peroxide, being involved in the fine regulation of this substance which acts as an important signal molecule for stress reactions. The enzyme uses ascorbic acid to reduce hydrogen peroxide, and its synthesis is induced by generation of high amounts of reactive oxygen species under different environmental stress conditions. In both of the investigated lettuce cultivars the ascorbate peroxidase activity was enhanced by salt stress, and the increment in its catalytic activity was more pronounced in the leaves of the cold-tolerant White Butterhead cultivar, indicating its higher capacity of antioxidative protection

when extra amounts of hydrogen peroxide are generated under salt stress (*Figure 3*). In opposition with ascorbate peroxidase, the activity of the other hydrogen peroxide scavenging enzyme, represented by catalase, did not show any significant change in the case of the two lettuce cultivars exposed to 100 mM and 200 mM NaCl (data not shown). This suggests that in the present case catalase activity is not suited to identify differences in the salt stress reaction of the two lettuce cultivars characterized by different tolerance of low and high temperatures.

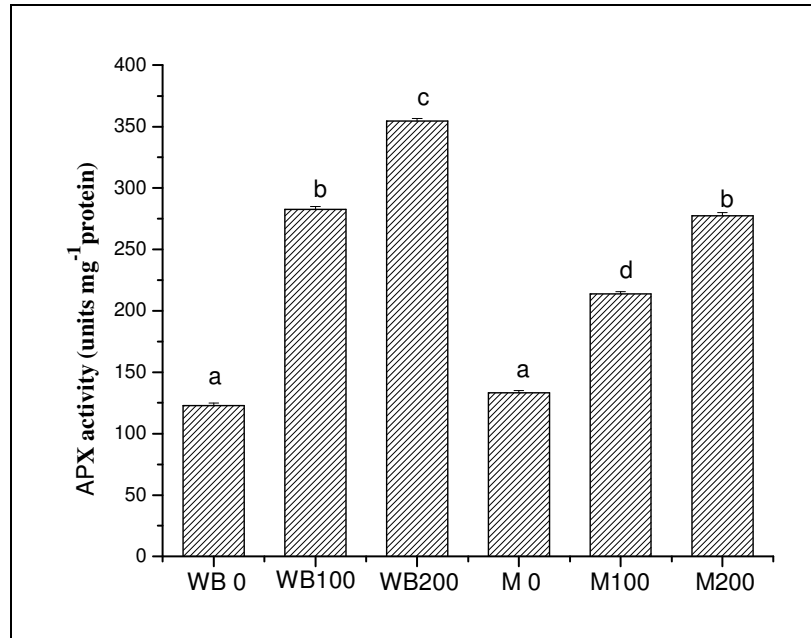


Figure 3. Ascorbate peroxidase (APX) activity in leaves of two lettuce cultivars (WB – White Butterhead, M – Marasme) exposed to salt stress (0 – control, 100 – 100 mM NaCl, 200 – 200 mM NaCl). Bars represent standard deviation of means of four replicates. Columns with different letters are significantly different at $P < 0.05$ according to the Mann-Whitney test

Photosynthetic light use efficiency is an important prerequisite for a sustained biomass production of plants exposed to different environmental constraints. This is why monitoring of quantum use efficiency in intact leaves offers an insight in the adaptive mechanisms occurring in the thylakoids of chloroplasts when different stress factors impair the primary photochemical processes or the energy use of carbon assimilation (SUDHIR, P. – MURTHY, S. D. S. 2004). Potential or maximal light use efficiency reflected by the ratio between the variable and the maximal chlorophyll fluorescence (F_v/F_m) in dark-adapted leaves, as well as effective quantum use efficiency in illuminated leaves (expressed by the Φ_{PSII} parameter of the modulated chlorophyll fluorescence) are very sensitive physiological indicators of stress conditions in the photosynthetic apparatus. They both decrease with salt stress, and this reduction is much more pronounced in the high temperature resistant Marasme cultivar than in the case of the cold-tolerant White Butterhead cultivar (*Figure 4*). This shows once again that the cold-adapted lettuce has an enhanced capacity to cope with salt stress.

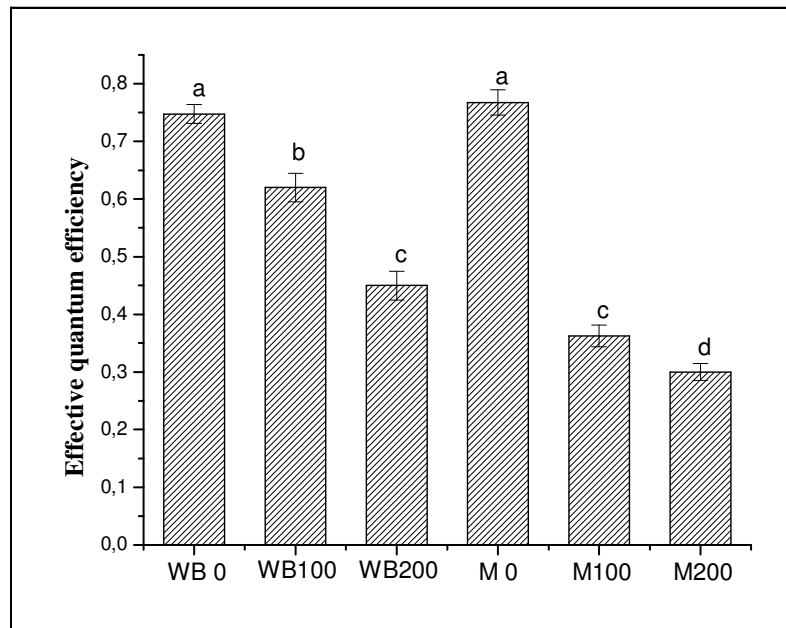


Figure 4. Effective quantum use efficiency of photochemical energy conversion in photosystem II (Φ_{PSII}) of leaves of two lettuce cultivars (WB – White Butterhead, M – Marasme) exposed to salt stress (0 – control, 100 – 100 mM NaCl, 200 – 200 mM NaCl). Bars represent standard deviation of means of four replicates. Columns with different letters are significantly different at $P < 0.05$ according to the Mann-Whitney test

4. Conclusions

Photosynthetic quantum use efficiency, the molar ratio between reduced and oxidized ascorbic acid, ascorbate peroxidase activity, the amount of lipid peroxidation products known as thiobarbituric acid reactive substances, and germination percentage are good physiological and biochemical markers for detection of a differential salt stress tolerance of the cold-adapted White Butterhead and the high temperature resistant Marasme cultivars of lettuce. Catalase activity and total ascorbate amounts are not suitable indicators in this respect. In comparison with high temperature resistance, cold-hardiness favors salt stress tolerance in the investigated lettuce cultivars.

References

- ARBONA, V. – JACAS, J. – GOMEZ-CADENAS, A. (2007) Response of the antioxidant machinery of two citrus rootstock (Cleopatra mandarin and Carrizo citrange) to salt stress. *Proc. Int. Soc. Citricult.* 2, pp. 644-648.
- ERASLAN, F. – INAL, A. – SAVASTURK, O. – GUNES, A. (2007) Changes in antioxidative system and membrane damage of lettuce in response to salinity and boron toxicity. *Sci. Horticult.* DOI: 10.1016/j.scienta.2007.05.002.
- FODORPATAKI, L. – BARTHA, L. (2008) Differential sensitivity of the photosynthetic apparatus of a freshwater green alga and of duckweed exposed to salinity and heavy metal stress – In: Allen, J. F. – Gantt, E. – Golbeck, J. H. – Osmond, B. eds.: *Photosynthesis: energy from the Sun*, Springer, pp. 1453-1456.
- IBA, K. (2002) Acclimative response to temperature stress in higher plants: approaches of gene engineering for temperature tolerance. *Annu. Rev. Plant Biol.* 53, pp. 225-245.
- JENKS, M. A. – HASEGAWA, P. M. – JAIN, S. M. (2007) *Advances in molecular breeding toward drought and salt tolerant crops*. Springer
- KAMPFENKEL, K. – VAN MONTAGU, M. – INZE, D. (1995) Extraction and determination of ascorbate and dehydroascorbate from plant tissue. *Anal. Biochem.* 225, pp. 165-167.

- LOPEZ-CLIMENT, M. F. – ARBONA, V. – PEREZ-CLEMENTE, R. M. – GOMEZ-CADENAS, A. (2008) Relationship between salt tolerance and photosynthetic machinery performance in citrus. *Environ. Experim. Bot.* 62, pp. 176-184.
- MA, S. – GONG, Q. – BOHNERT, H. J. (2006) Dissecting salt stress pathways. *J. Experim. Bot.* 57(5) pp. 1097-1107.
- MADHAVARAO, K. V. – SREESTY, T. V. S. (2000) Antioxidative parameters in the seedlings of pigeonpea (*Cajanus cajan* L. Millspaugh) in response to Zn and Ni stress. *Plant Sci.* 157, pp. 113-128.
- MAHAJAN, S. – TUTEJA, N. (2005) Cold, salinity and drought stress: an overview. *Arch. Biochem. Biophys.* 444, pp. 139-158.
- PARIDA, A. K. – DAS, A. B. (2005) Salt tolerance and salinity effects on plants: a review. *Ecotox. Environ. Safety* 60, pp. 324-349.
- SAIRAM, R. K. – SRIVASTAVA, G. C. – AGARWAL, S. – MEENA, R. C. (2005) Differences in antioxidant activity in response to salinity stress in tolerant and susceptible wheat genotypes. *Biol. Plant.* 49(1) pp. 85-91.
- SAIRAM, R. K. – TYAGI, A. – CHINNUSAMY, V. (2006) Salinity tolerance: cellular mechanism and gene regulation – In: Huang, B. ed.: *Plant-environment interactions*, Taylor & Francis, pp. 121-177.
- SCHONHOF, I. – KLARING, H.-P. – KRUMBEIN, A. – CLAUSEN, W. – SCHREINER, M. (2007) Effect of temperature increase under low radiation conditions on phytochemicals and ascorbic acid in greenhouse grown broccoli. *Agric. Ecosyst. Environ.* 119, pp. 103-111.
- SUDHIR, P. – MURTHY, S. D. S. (2004) Effect of salt stress on basic processes of photosynthesis. *Photosynthetica*, 42, pp. 481-486.
- WAHID, A. – PERVEEN, M. – GELANI, S. – BASRA, S. M. A. (2007) Pretreatment of seed with H₂O₂ improves salt tolerance of wheat seedlings by alleviation of oxidative damage and expression of stress proteins. *J. Plant Physiol.* 164, pp. 283-294.
- ZAPATA, P. J. – SERRANO, M. – PRETEL, M. T. – AMOROS, A. – BOTELLA, M. A. (2003) Changes in ethylene evolution and polyamine profiles of seedlings of nine cultivars of *Lactuca sativa* L. in response to salt stress during germination. *Plant Sci.* 164, pp. 557-563.
- ZAR, J. H. (2000) *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, pp. 178-214.
- YASAR, F. – KUSVURAN, S. – ELLIALTIUGLU, S. (2006) Determination of antioxidant activities in some melon (*Cucumis melo* L.) varieties and cultivars under salt stress. *J. Horticult. Sci. Biotechnol.* 81, pp. 627-630.
- YAZICI, I. – TÜRKAN, I. – SEKMEN, A. H. – DEMIRAL, T. (2007) Salinity tolerance of purslane (*Portulaca oleracea* L.) is achieved by enhanced antioxidative system, lower level of lipid peroxidation and proline accumulation. *Environ. Experim. Bot.* DOI: 10.1016/j.envexpbot. 2007.02.010.

Dr. Lenti István¹ – Kondor Attila²

Az „energiafűz” (*Salix viminalis* L.) gombái

Abstract

Intensifying the usage of agricultural biomass – including energy willow plantation – would be a good solution, already in the short-run, for considerably increasing the rate of renewable resources used within energy plantation. The “energy willow” (*Salix viminalis* L.) hybrid grown in Japan adjusts to one of the plant characteristics capable for providing alternative energy, that is, it grows very fast. According to the information available, this clone may grow 3–5 cm per day, while its specific yield may amount to 20–40 t/ha/year.

In 2005 the Szalka-Pig Ltd planted “energy willow” on 17 ha in Mátészalka. Our surveys were conducted on this plantation. Our objective is to explore the plant protection related problems of the “energy willow”, as well to work out an effective methodology of prevention. Clarifying the reasons of diseases can support the development and realization of an effective production technology. The fungi were surveyed through field trips on the whole plantation every second week, without having designated sample areas. All the data have been recorded in a minutes.

We established that the fungi are present in the plantation, and we managed to find such big species in the three-year old stock, as the *Galerina salicicola* P.D. Orton, the *Coprinus truncorum* (Schaeff.) Fr., the *Cytidia salicina* (Fr.) Burt., and the *Hebeloma pusillum* Lge. The fungi of the willow, due to the *Inocybe flocculosa* (Berk.) Sacc. having appeared, were also represented.

Out of the parasite fungi, we bonited the following species: *Colletotrichum gloeosporioides* (Penz.) Penz. & Sacc., *Monostrichella salicis* (Westend.) Arx, *Melampsora salicina* Lév., *Nectria galligena* Bres., *Stereum rugosum* (Pers.: Fr.) Fr. Regarding the saprophytes, the following species appeared: *Marasmius capillipes* Sacc., *Cytidia salicina* (Fr.: Fr.) Burt., *Trametes suaveolens* (Fr.) Fr., *Trametes versicolor* (L.: Fr.) Quél., *Lentinus suavissimus* Fr., *Exidia resica* (Ditmar ex S.F. Gray) Fr. Out of the causative agents of the “energy willow”, from a plant protection point of view, the most significant is the mildew fungus (*Melampsora salicina* Lév.) according the technical literature. This was also discovered in the 2 and 3-year old domestic stocks, though adverse – but not considerable – impacts attachable to it were only occasionally observed

1. Bevezetés

A Nyírség hajdanában, eredetileg erdős táj volt, talaja enyhén savanyú, mészmentes. Az egykori hatalmas lápvilág emlékét több maradványterület őrzi, s bennük olyan növényfajok tenyésznek, amelyek ritkák hazánk területén, ezért szigorú oltalom alatt állnak: a zergeboglár (*Trollius europaeus*), a tőzegeper (*Comarum palustre*), a réti angyalgyökér (*Angelica palustris*), de ide tartozik a tőzegmohás babérfűzes nyírláp (*Saliceto pentandrae-Betuletum pubescentis*), valamint a (*Betulo pubescenti-Sphagnetum*).

¹ Dr. Lenti István Nyíregyházi Főiskola, Műszaki és Mezőgazdasági Főiskolai Kar, Nyíregyháza E-mail: istvanlenti@mailbox.hu

² Kondor Attila Mezőgazdasági és Vidékfejlesztési Hivatal Szabolcs-Szatmár-Bereg Megyei Kirendeltsége, Nyíregyháza E-mail: kondor.attila@mvh.gov.hu

A fűz- és nyírlápok (*Salicon cinereae*), a babérfüzes nyírlápok (*Salici pentandrae-Betuletum pubescentis*), a rekettyés fűzlápok (*Calamagrosti-Salicetum cinereae*), a tőzegmohás nyírlápok (*Betulo pubescenti-Sphagnetum recurvi*), valamint a tőzegmohás fűzlápok (*Salici cinereae-Sphagnetum recurvi*) szomszédságaiba telepítette – Mátészalka város határába – „energiafűz” (*Salix viminalis* L.) ültetvényét a SzalkaPig Kft., abból a meg gondolásból, hogy közel természetes élőhelyet biztosítanak ennek az energiatermelésre kinemesített növénykultúrának. Alig több mint száz esztendeje, még a híres-hírhdet lápi világ, az Ecsedi-láp uralta e tájat.

Új típusú természetési móddal, „szántóföldi” növényi kultúra lett a kosárfonó fűzből, bár „származását” képtelen megtagadni! Évente, két évente speciális kombájn takarítja be, szecskázza a fűzet, melynek anyagával a várost „fűtik”, ill. terményszárítók hőenergiáját biztosítják.

Kialakított természetstechnológiája újszerű, de nem szokatlan a kosárfonással foglalatostkodóknak, igaz több tíz hektárnyi területen sohasem természetették, s gépi betakarítása nem volt szokványos. Új technológiához új feltételeket kell teremteni, mindezeket komoly vizsgálatok előzték meg, s követik! E felvételezési munkánk is egyik szegmense a tájba illeszhető és fenntartható művelésmódnak. Ugyanis a természetvédő szakemberek több kétséget megfogalmaztak ez irányú természetését illetően.

Célkitűzésünk annak a ténynek a megállapítása, hogy miként, milyen ütemben telepednek be az „energiafűz” táblákba a gombafajok. A paraziták, fakultatív paraziták feltárása a hatékony növényvédelmet segítheti, a mikorrhizák megjelenése elengedhetetlen, s kívánatos! Vajon mely fajok ők? A szaprofiták pedig gazdag táptalajra lelnek a visszamaradó növényi maradványokon. Ez irányú ismereteink hiányosak, viszonylagosak, viszont munkánk alapul szolgálhat egy kiterjesztett kutatás forrásának.

2. Irodalmi áttekintés

A fűzek (*Salix* spp.) gombavilága ismert, többé-kevésbé feltárt, erről nemzetközi és honi szakirodalmak gazdagon tanúskodnak. A telepített, emberi természetbe vont fűzfajok gombatársulásait azonban tovább kell elemezni, mert a természetes környezettől eltérő élettérben más-más gombafajok dominanciája lehet a jellemző.

Különböző erdőtípusok, köztük a ligeterdők gombafajait vizsgálta GROSSE – BRAUCHMANN (1983) és WINTERHOFF (1983) cit. BLASCHKE (2005). Megállapították, hogy a fűzekben gazdagon tenyésző életterek gombavilága szegényes, de érdekes fajösszetételű a mikorrhizák jelenléte. Egy sor szaprofita gombafaj társaságában viszonylag nagy számban vannak jelen a paraziták is.

A Duna-menti ártéri erdők vizsgálata során a füzes társulásokban hasonló megállapítást tett HELFER (1996) cit. BLASCHKE (2005) is. LUSCHKA (1993) cit. BLASCHKE (2005) a nyír-fűz által alkotott ártéri ligeterdőben megtalálta, s igazolta, hogy a *Leccinum duricusculum* (Kalchbr. et Schul.) Fr. mindkét fafaj társult gombája. BLASCHKE (2005) a füzes ligeterdők gombavizsgálata során részletes, fajokban gazdag eredményről számolt be. A fűzfához kapcsolódó mikorrhizás fajokból 10 fajt, fűz és más fafajok vonatkozásában pedig 18-at, a parazitákból 5 fajt, még a szaprofitákból 47 fajt ismertetett.

A honi szakirodalom bő tárházát (66 faj) nyújtja a fűzfához kapcsolható mikroszkópikus gombáknak (BÁNHEGYI J. et al. 1985). LENTI I. (1996) és RIMÓCZI I. (2002) bátorligeti kutatásai is bőséges fajlistát nyújtanak a fűzekhez kapcsolódó gombavilágról.

3. Anyag és módszer

Mikológiai felvételezésünket a mátészalkai SzalkaPig Kft. tulajdonát képező 50 hektáros fűzben (*Salix viminalis*) végeztük, a 2005–2007-es években. A területen – kísérleti jelleggel – jelen volt az egy-, két- és hároméves fűzállomány is. Az ültetvényt technológiába vont művelésmóddal nevelték, a megtermett fűz vesszőt, -ágakat télvíz idején (januárban) takarították be. A betakarítást nagyteljesítményű erő- és munkagéppel végezték. A fűz tápanyagutánpótlást a gomba felvételezésének éveiben nem kapott. A művelő utakat tárcsával, talajmaróval gyomtalanították. Növényvédelemre csak a levéltetvek irtásakor (egy-két alkalommal évente) került sor, célirányos peszticidek használatával.

Gomba felvételezéseinket az évek mindegyik aspektusában elvégeztük. Nem jelöltünk ki felvételezési négyzeteket, a „véletlen bejárás” módszerét választottuk. Évente, aspektusonként 2-2 felvételezést hajtottunk végre a teljes területen; a talajon, az idősebb ágakon, a két- és egyéves növényi részekben, valamint a leveleken.

A fajok meghatározását a helyszínen, illetve a Nyíregyházi Főiskola növényvédelmi laborjában végeztük. A gombákat GERHARDT, E. (1995) műveinek, valamint LAMAISSON, J.-L. (1998) határozójának segítségével pontosítottuk.

Ezek a felvételezések tájékoztató jellegűek voltak, s lehetőséget adtak egy, a következő években megvalósításra kerülő szisztematikus gomba felvételezés kialakításához. Kapott eredményeinket rendszereztük, s a gombafajokat listázás után életforma alapján számba vettük.

4. Eredmények

A felvételezett gombafajokat táblázatban szemléltetjük (1. táblázat).

A felvételezések során – 3 év adatainak ismeretében – 33 gombafajt identifikáltunk az „energiafűz” ültetvényben.

A gombák többsége (13 faj = 39,39%) a talajról került fel listánkra. Közülük egy faj (*-al jelölve) oltalomra ajánlott!

A talajon lévő, erősen korhadó aljzatról 5 fajt (15,15%) gyűjtöttünk be.

Négy (12,12%) szimbiota életmódot folytató mikorrhizás gombafajt sikerült meghatározni. Az *Inocybe flocculosa* faj védettségre szorul!

Az idősebb növényi részekről (1–3 évesek, megfásodtak) 9 gombafajt identifikáltunk (27,27%). A 3 parazita faj jelenléte jelzi, hogy a fűz vessző betakarítása utáni sebek fertőzések forrásai lehetnek egyes epixyl, farontó gombafajoknak.

A hajtásokon, leveleken mindössze két (6,06%) gombafaj jelent meg, de mindkettő parazita.

A 24 szaprofita faj (72,73%) korai jelenléte természetes folyamatnak tekinthető, ugyanis az őszi időszakban lehullott levéltömeg elbontása a természet részéről nem tűr halasztást. A betakarításkor visszamaradt fás részek is aljzatul szolgálnak ezen életmódot folytató gombáknak.

A mikorrhizás fajok száma várhatóan növekedni fog, hasonlóan mint a parazita életmódot folytató gombafajoké (15,15%). A fertőzőképes fajok számának bővülése előrevetíti az esetleges növényvédelmi technológia kimunkálását, pontosítását.

1. táblázat. Felvételezett gombafajok a SzalkaPig Kft. „energiafűz” ültetvényében, 2005–2007. években

Megnevezés	Gombafaj neve	A gombafaj életmódja
Talajról felvételezettek	<i>Coprinus atramentarius</i>	Szaprofita
	<i>Coprinus comatus</i>	Szaprofita
	<i>Coprinus lagopus</i>	Szaprofita
	<i>Coprinus domesticus</i>	Szaprofita
	<i>Agrocybe praecox</i>	Szaprofita
	<i>Macrolepiota procera</i>	Szaprofita
	<i>Laccaria laccata</i>	Szaprofita
	<i>Clitocybe dealbata</i> var. <i>corda</i>	Szaprofita
	<i>Marasmius oreades</i>	Szaprofita
	<i>Inocybe geophylla</i> var. <i>lilacina</i>	Szaprofita
	<i>Mycena leptophylla</i> *	Szaprofita
	<i>Panaeolus papilionaceus</i>	Szaprofita
	<i>Bovista polymorpha</i>	Szaprofita
Talajon lévő faanyagon	<i>Lyophyllum decastes</i>	Szaprofita
	<i>Coprinus micaceus</i>	Szaprofita
	<i>Psathyrella candolleana</i>	Szaprofita
	<i>Psathyrella corrugis</i>	Szaprofita
	<i>Lycogala epidendrum</i>	Szaprofita
Mikorrhíza fajok	<i>Laccaria tortilis</i>	Szimbióta
	<i>Cortinarius</i> / <i>Myx.</i> / <i>delibutus</i>	Szimbióta
	<i>Lactarius aspideus</i>	Szimbióta
	<i>Inocybe flocculosa</i> *	Szimbióta
1-3 éves farészek	<i>Nectria galligena</i>	Parazita
	<i>Stereum rugosum</i>	Parazita
	<i>Glomerella miyabeana</i> (anam.:	
	<i>Colletotrichum gloeosporioides)</i>	Parazita
	<i>Exidia recisa</i>	Szaprofita
	<i>Fomes fomentarius</i>	Szaprofita
	<i>Phellinus conchatus</i>	Szaprofita
	<i>Flammulina velutipes</i>	Szaprofita
	<i>Schizophyllum commune</i>	Szaprofita
	<i>Laetiporus sulphureus</i>	Szaprofita
Leveleken, hajtáson	<i>Uncinula adunca</i>	Parazita
	<i>Melampsora salicina</i>	Parazita

5. Összefoglalás

A mátészalkai SzalkaPig Kft. „energiafűz” (*Salix viminalis*) ültetvényében végzett mikológiai vizsgálataink (3 év viszonylatában) egyértelműen bizonyítják, hogy a gombavilág képviselői azonnal elfoglalják helyüket egy átalakított élettérben is. A szaprofita életmódú fajokkal egy időben „betelepednek” a mikorrhízás és parazita fajok. Utóbbiak óvatosságra intik a természetóket, jelezvén, hogy ez a növényfaj sem természetesen eredményesen hatékony növényvédelem nélkül.

A viszonylag gazdag fajsám felhívja figyelmünket, hogy a gomba felvételezési munkákat, a mikoszociológiai vizsgálatoknak kell követniük. E kutatások eredményeként már konkrétbb válaszokat fogalmazhatunk meg a természetet oltalmazó szakemberek felvetéseire is.

Irodalom

- BÁNHEGYI J. – TÓTH S. – UBRIZSY G. – VÖRÖS J. (1985) Magyarország mikroszkópikus gombáinak határozókönyve I–III. Akadémiai Kiadó, Budapest
- BLASCHKE, M. (2005) Pilze an Weiden. Beiträge zur Silberweide – LWF-Bericht Nr. 24 – Kapitel 8.
- GERHARDT, E. (1995) PILZE. BLV Handbuch. BLV Verlagsgesellschaft mbH, München, Wien, Zürich
- LAMAISSON, J-L. (1998) Les Champignons de France. Éditions du Lierre, France
- LENTI I. (1996) A Bátorligeti-ósláp mikológiai vizsgálata. Kutatási jelentés a HNPI felé, GATE Nyíregyházi Főiskolai Kara, Nyíregyháza, pp. 1-94.
- RIMÓCZI I. (2002) A Bátorligeti ósláp nagygombáinak rendszertani és társulástani jellemzése – In: Lenti I. – Aradi Cs. szerk.: Bátorliget élővilága – ma, Bátorligeti Önkormányzat, Bátorliget, pp. 109-139.

Kövér László¹ – Dr. Juhász Lajos² – Dr. Gyüre Péter³

A dolmányos varjú (*Corvus cornix* L.) élőhelyváltozása Debrecenben

„A dolmányos varjú okos, mondhatni eszes madár, mely rendkívüli módon alkalmazkodik a körülményekhez, és igen ügyesen, számítással használ ki minden alkalmat.”

(Herman Ottó: A madarak hasznáról és káráról)

Abstract

The urbanisation of birds is coeval with the development of civilisations. The nearness of man provided new possibilities that appeared mainly in feeding and nesting. The Hooded crow (*Corvus cornix* L.) is among those species that realized the potentials of cities, and due among others to their high intelligence, they exploited these possibilities soon. As a nesting species we could talk about its appearance in Debrecen since 1959, however since the 1970s it is qualified as a permanent brooding species and its continuous population increase could be observed.

We enlarged our research on this species to the whole city, however we made our programmed examinations in the Northern part of Debrecen, where according to the habitat circumstances a greater number of individuals of the urban population of the species found itself a home. Due to our examinations we found in 2006 11, while in 2007 12 occupied nests. The nests were built in 8 different tree species at 13–14 metres high, in all cases hidden at the top of the tree. In 2007 we managed to reach 5 nests with a crane basket, from which in 2 nests we marked 8 nestlings before flying away with colour rings for future information gathering. We concluded that the urbanised individuals of the species prefer the characteristics of the tree instead of the tree species during nesting and in most cases they build a new nest each year. Counting with 4–5 individuals per occupied nests the Hooded crow population of the Northern district is significant. This number of individuals causes enormous harms to the bird fauna of the city as they became preys of nest-robbing of crows during hatching and feeding nestlings. Besides, the noise and the increasingly aggressive behaviour of crows also give a room for uneasiness. Their rarefying is the challenge of the future. Being aware of all the mentioned we consider the further research on the urbanisation process of the species and according to our results the occasional intervention an important task.

1. Bevezetés

A madarak közeledése az emberi környezethez a civilizáció fejlődésével egyidejű. Az ember közelsége számos előnnyel is járt – táplálék, fészkelőhely, ragadozók elleni védelem – amely előnyök akár a faj számára jobban szolgálták a szaporodást, mint az emberi

¹ Kövér László Debreceni Egyetem Mezőgazdaságtudományi Kar, Debrecen E-mail: stoneblood@freemail.hu

² Dr. Juhász Lajos Debreceni Egyetem, Természetvédelmi, Állattani és Vadgazdálkodási Tanszék, Debrecen E-mail: juhaszl@agr.unideb.hu

³ Dr. Gyüre Péter Debreceni Egyetem, Természetvédelmi, Állattani és Vadgazdálkodási Tanszék, Debrecen E-mail: gyurep@agr.unideb.hu

közelségből adódó hátrányok – zavarás, az ember környezetében élő ragadozók. A kultúrákövető fajok az elmúlt évszázadokban általánossá váltak, néhány faj számára pedig egyenesen az urbánus környezet jelenti a megfelelő ökológiai környezetet (pl. *Streptopelia decaocto*, *Passer domesticus*, *Galerida cristata*, *Apus apus*). Más fajok adaptációs képességük révén mind antropogén, mind természetes környezetben megjelennek. Egyes fajok az ember által kialakított területeket csak időszakosan keresik fel (pl. téli időszak), kihasználva a kedvezőbb mikroklimatikus és táplálkozási lehetőségeket (pl. *Erithacus rubecula*, *Turdus merula*, *Turdus pilaris*, *Bombycilla garrulus*). A madarak urbanizációja hosszú folyamat eredménye. Napjainkban is számos olyan fajt ismerünk, amelyik életterét egyre inkább kiterjeszti a lakott területek felé. Földrajzilag is eltér néhány faj populációinak habitat áttörése. Nyugat-Európában számos faj (pl. *Columba palumbus*, *Sturnus vulgaris*) legalább olyan gyakran jelenik meg városok környezetében, mint hazánkban a házi veréb. A dolmányos varjú (*Corvus cornix* L.) is ebbe a kategóriába sorolható. Egyes régiókban (pl. Kelet-Európa számos települése) már évtizedek óta a lakott területek jellegzetes faja, Debrecenben azonban a tényleges városiasodása csak az utóbbi évtizedben tapasztalható, igaz a folyamat egyre szembetűnőbb.

2. A kutatás előzményei

Debrecen környékének madártani kutatásai régmúlt időkig visszanyúlnak. Az ornitológusoknak kimeríthetetlen forrást jelentenek a Hortobágy vizei, szikesei, erdőfoltjai. Ezek mellett fontos kutatási területet képez a debreceni Nagyerdő is, amelynek rendkívül fontos szerepe van a városi madárfauna természetes utánpótlásában. Elmondható, hogy az utóbbi pár évtizedet leszámítva csak a város környezetében folytak kutatási munkálatok.

A debreceni madárvilágra vonatkozó szakirodalom elsősorban a városban megfigyelt egy-egy fajra terjed ki. Erre példa a balkáni gerle betelepülése Debrecenbe (UDVARDY M. 1939; SÓVÁRGÓ M. 1943/b), a vörös vércse mesterséges fészekben történő költése (SÁTORI J. 1941/b), a fűrj belvárosi megjelenése (BOZSKO SZ. 1967), a fekete harkály megjelenése (FINTHA I. 1975), a csóka fészekfosztogató tevékenysége (BOZSKO SZ. 1976), a hajnalmadár előfordulása (SÓVÁRGÓ M. 1943/a; ZILAHÍ-SEBESS G. 1957), a házi rozsdafarkú terjeszkedése (BÁRSONY GY. 1934; SÁTORI J. 1941/a), a szécinege különös fészkelése (JUHÁSZ L. 1981), a csonttollú madarak inváziója (FINTHA I. 1958), a vörösfejű gébics utolsó debreceni előfordulása (NAGY J. 1952), a csicsörke terjeszkedése (NAGY J. 1934) avagy a keresztcsőrűek debreceni megjelenése (KOVÁCS B. 1965).

Új alapokra helyezte a város madárvilágának kutatását BOZSKO SZ. (1968), amikor megkezdte a Debreceni Egyetem Botanikus Kertjének madárcönológiai feldolgozását, majd megismételte azt (BOZSKO SZ. – PAPP L. 1980). Ebbe a programba kapcsolódtunk be JUHÁSZ L. (1980) a város madárvilágának kvalitatív vizsgálatával.

Jelen tanulmányunkhoz viszonyítási alapot jelentettek az előzetes BOZSKO SZ. – JUHÁSZ L. (1983) és JUHÁSZ L. (1983) eredmények, amelyek Debrecen város egész területére és az összes madárfajra kiterjedtek. A dolmányos varjúról ebben az időszakban főleg kóborló vagy téli vendég státuszú, valószínűsítve azt, hogy a közeljövőben rendszeres, állandó fészkelőként lehet tagja a városi madárközösségnek.

A dolmányos varjú kezdetben csak telelni húzódott be a településekre, amelyek fejlődésük, tagoltságuk révén egyre szélesebb táplálékbázist jelentettek. Később az el nem vonuló példányok párba álltak és fészkelésbe is kezdtek, amelyek utódai már teljes mértékben azonosulni tudtak a városi körülményekhez, lehetőségekhez. Az utóbbi évtizedekben a dolmányos varjú nagyobb városainkban (Budapest, Debrecen, Szeged, Dombóvár stb.) már állandó költőfajnak minősül (TAPFER D. 1978, 1985; FINTHA I. 1994).

A faj debreceni megjelenéséről 1959-től beszélhetünk, amikor a Nagyerdőben rendszeresen költő párokon kívül a Botanikus kertben is fészkeltek egy pár. Ezután majd 20 évre eltűnt a városból a faj, s majd csak 1972-ben (FINTHA I. 1994), és 1979-ben (JUHÁSZ L. 1983) történt újabb fészkelése. Ezután fokozatos előrenyomulásukat figyelhettük meg, amelyre példa, hogy a Köztemetőben is megjelent (JUHÁSZ L. 1999). JUHÁSZ L. (1983) dolgozatában leírt megfigyeléseivel előrevetíti a faj előbb-utóbb bekövetkező városiasodását. Manapság a dolmányos varjú Debrecen egész területén általánosan előforduló, állandóan jelenlévő költőfajjává vált úgy, mint egyéb nagyvárosunkban, mint például Budapesten, Szegeden, Dombóváron (TAPFER D. 1978, 1985; FINTHA I. 1994).

Az egyre növekvő létszámú populációjuk a városi ornitofaunára is komoly hatással van. Költési időben főleg a pár nélkül maradt egyedek, de azt követően már a szülőket követő fiatalok is rendszeresen kirabolják a környék madarainak fészkeleit (FINTHA I. 1994; REICHHOLF I. 1999), de jellemző rájuk egymás fészkeinek fosztogatása is. Elmondható, hogy a faj egyre nagyobb számban van jelen lakott területeken, amely a későbbiekben komolyabb természetvédelmi problémákhoz is vezethet.

3. Anyag és módszer

Kutatásunkat a fajjal kapcsolatban az egész városra kiterjesztettük, de programszerűen elsősorban Debrecen északi városrészében végeztük (2005-től), ahol az élőhelyi adottságoknak köszönhetően nagyobb számban koncentrálódik a faj városi populációjának számos egyede. Az állandó megfigyelések során (heti 1–2 alkalom) hamarosan elhatároltuk azokat a városrészeket és élőhelytípusokat, amelyekben fészkelőként is jellemzőek ezek a madarak. Ezek a biotópok Debrecen északi részén a Debreceni Egyetem Botanikus kert (1), Debreceni Egyetem, Orvos- és Egészségtudományi Centrum (DEOEC) (2), Nagyerdei park (3), Nagyerdei Kultúrpark (4), Debreceni Köztemető (5) és az azt körülvevő erdőségek (6).

E területek egységesen elegendő táplálékkínálatot és megfelelő fészkelési, pihenési lehetőségeket biztosítanak a dolmányos varjak számára. Minden élőhelyegyüttesen belül költési időszakban élesen elhatárolódó territóriumot tartanak a madarak. Kiemelendő, hogy ezeken a területeken vízforrás (ivási, fürdési lehetőség) is adott, amely akár táplálékot (pl. vízínövények, rovarok, békák, halak stb.) is biztosíthat. Ilyenek az egyetemi Botanikus Kert dísztava, az Orvos- és Egészségtudományi Centrum szökőkútjai, a Nagyerdei park „Békástava”, a Köztemető „Tükörtava”, és az állatkert különböző vízforrásai (pl. kacsás-tó).

A 2006-os és a 2007-es év tavaszi aspektusában fészkefelmérést is végeztünk, amelynek eredményeként képet kaphattunk a faj fészkeválasztási szokásairól és a költési sikerességéről is. Az ekkor lokalizált fészkeket térképen jelöltük és mindegyikről egy fészkek adatlapot is kiállítottunk, amely a fészkek fontosabb adatait tartalmazta (hely, fafaj, magasság, környezet stb.). A fészkek helyét GPS készülékkel is jegyeztük.

2007-ben kosaras daru segítségével 5 fészkekhez sikerült feljutnunk a fiókok egyedi, színes gyűrűvel való megjelölése céljából.

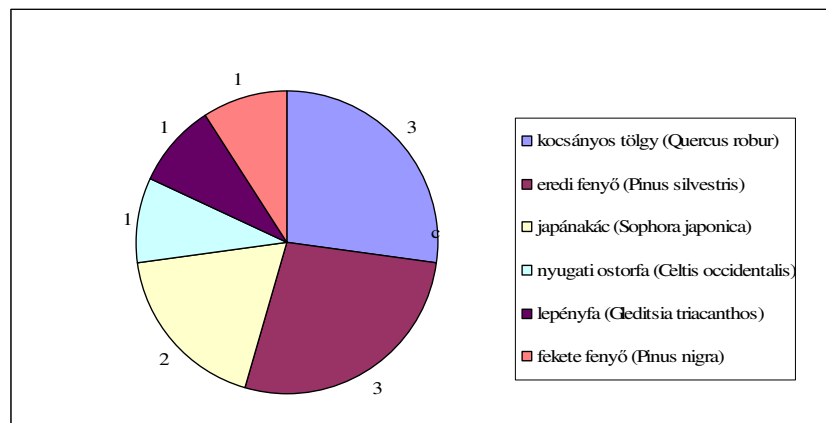
4. Eredmények

A megfigyelések alkalmával a város szinte minden pontján észleltük a fajt. A külvárosi kertektől kezdve egészen a belvárosig (pl. Kossuth utca). Jegyeztünk egyedeket például a Nagyállomás környékén, a MÁV Járműjavító területén, az Agrártudományi Centrumnál, az Árpád térnél, a Segner térnél, a Kossuth laktanyánál és az északi és keleti városrészben is sokfelé, ami a kiterjedt megfigyelési munkának köszönhető.

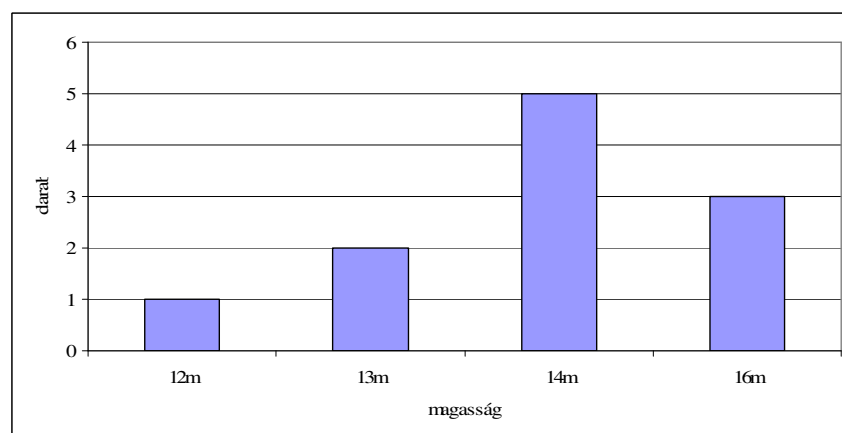
4.1. A fészekfelmérés eredményei 2006-ban

2006-ban, a városban 11 lakott fészket sikerült azonosítanunk (1. ábra). Ezek közül 7 a város északi részén lévő élőhelyeken, 4 pedig ettől délebbre, a fokozottabb beépítettségű városrészekből vált ismertté. A Nagyerdei Kultúrpark területén 3 pár is költött, az Állatkert jó dolmányos varjú „eltartóképeségét” is jelenti. Ezek mellett a Debreceni Köztemetőben és a Nagyerdei Parkban 2-2 fészket azonosítottunk. Nem találtunk fészket a DEOEC területén, az ezt övező erdősült területeken és a Debreceni Egyetem Botanikus Kertjében sem. Egyes fészkek azonban forgalomtól és emberi jelenléttől erősen zavart, beépített zónában épültek. Forgalmos utaktól néhány tízméternyire (Kórház utcai-Bercsényi Miklós utcai fészkek, vagy egy általános iskola udvarán (Ibolya utcai Általános Iskola, Kenézy Gy. Kórház belső területe).

A 11 lakott fészket 6 fafajon (*Quercus robur*, *Pinus sylvestris*, *Sophora japonica*, *Celtis occidentalis*, *Gleditsia triacanthos*, *Pinus nigra*) találtuk (2. ábra). A legalacsonyabb fészkek 12, a legmagasabb 16 méter magasan épült. A legtöbb esetben 13–14m-es magasságba építették a madarak (4. ábra). A fészkek minden esetben a fa csúcsán rejtve helyezkedtek el. A fiókszám pontos meghatározása rálátási nehézségekbe ütközött, de általánosságban megállapítható, hogy a költés végeztével 2–3 fióka hagyta el a fészkeket.



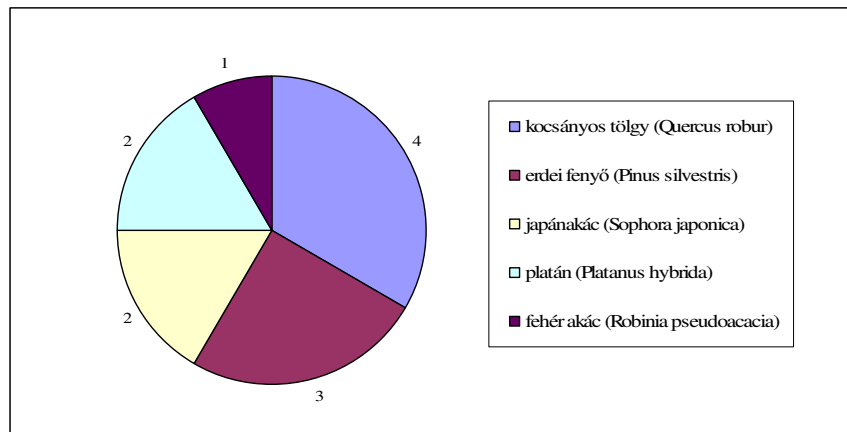
1. ábra. A dolmányos varjak fafaj választása a 2006-ban



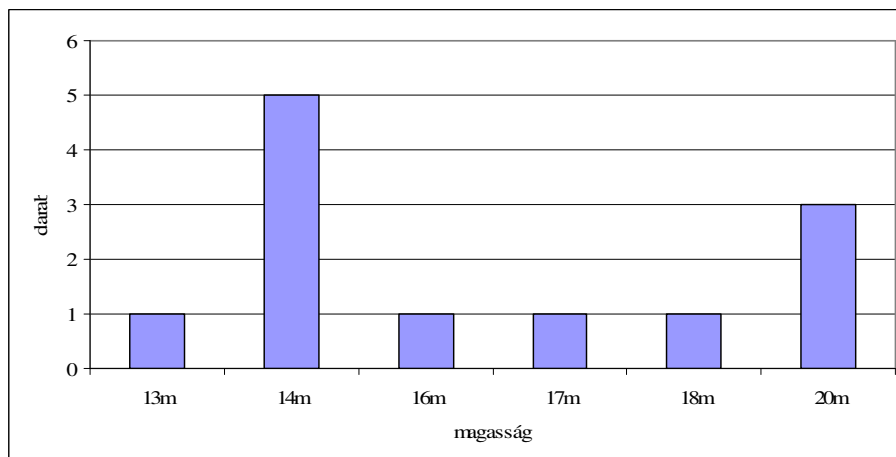
2. ábra. A 2006-os idényben megtalált fészkek magassága

4.2. A fészkefelmérések eredményei 2007-ben

2007-ben 12 lakott fészket sikerült felderítenünk (3. ábra), amelyek közül 8 az északi városrészben, 4 pedig attól délebbre épült. A Nagyerdei Kultúrparkban ismételtén 3 fészket találtunk, de fontos megjegyezni, hogy nem ugyanazon fákon, mint az előző szezonban. Ezek mellett a környező parkerdőben 2, a Debreceni Köztemetőben és a Nagyerdei parkban 1-1, míg a Debreceni Egyetem Botanikus kertjében is 1 darab fészket lokalizáltunk. Ez évben sem történt költés a DEOEC területén. További párok a Kenézy Gy. Kórház területén, a Méliusz Juhász Péter Megyei Könyvtár épülete mögötti területen, az Ifjúság utcán és a Gvadányi utcán fészkeltek. A 12 fészke 5 fafajon (*Quercus robur*, *Pinus sylvestris*, *Sophora japonica*, *Platanus hybrida*, *Robinia pseudoacacia*) épült. (4. ábra). A legalacsonyabb fészkek körülbelül 13, a legmagasabb 20 méter magasan volt. Átlagosan 14 méteres magasságban helyezkedtek el (7. ábra). A fészkek minden esetben a fa csúcsára épültek. A fiókaszám pontos meghatározása 2 esetben történt meg, amikor is kosaras daru segítségével sikerült a fészkekhez feljutnunk. Ekkor az egyik fészkekben 3, míg a másikban 5 fiókat találtunk.



3. ábra. A dolmányos varjak fafaj választása a 2007-ben



4. ábra. A 2007-es idényben megtalált fészkek magassága

4.3. Fiókajelölés 2007-ben

2007. május 7-én a 12 megtalált aktív fészek közül öthöz kosaras daru segítségével sikerült feljutnunk, mivel a többi fészek vagy megközelíthetetlen helyen, vagy olyan magasságban épült, amelyet nem tudtunk elérni. Az elért fészkek közül kettőből már kirepültek a fiókák, egyhez pedig biztonsági okok miatt nem tudtunk feljutni. A fennmaradt két fészekben összesen 8 fiókát találtunk. Nem mindennapi látvány volt az egyik fészekben megbújó 5 fióka látványa, amelyek tömege 500 g körül mozgott és kitűnő kondíciónak örvendtek. A madarakat hagyományos alumíniumgyűrűvel és színes gyűrűvel is jelöltük úgy, hogy a későbbi távcsöves megfigyelés során egyedileg megkülönböztethetőek legyenek. A jövőben így választ kaphatunk arra, hogy az egyedek milyen távolságra távolodnak el fészkeiktől és esetlegesen fészkelőként is tagjai lesznek a populációnak, vagy az esetlegesen elpusztult, vagy a várost elhagyó egyedekről is információt kaphatunk.

5. Az eredmények értékelése

A dolmányos varjú urbanizációját több okkal magyarázhatjuk. Talán az egyik legfontosabb az utóbbi években megfigyelhető „dúvadirtás” intenzitásának csökkenése, mivel ennek hatására a városon kívüli populációk megerősödésével út nyílhatott a faj városokban való megtelepedéséhez. Ezt reprezentatívan mutatja az Országos Vadgazdálkodási Adattár ezen fajra vonatkozó adatsorai, ahol mind országos, mind pedig Hajdú-Bihar megyére nézve csökkenés tapasztalható az elejtett egyedeket illetően (CSÁNYI S. et al. 2006). Másik fontos tényező a városban rejlő táplálkozási illetve fészkelési lehetőségek. A varjak számára kitűnő lehetőségeket kínál a városi kommunális hulladék és számos vízforrás. Fészkelésüknek idillikus helyet jelentenek a Nagyerdő idős tölgyfái, fenyői, illetve a csendes utcák magasabb fasorai (*Sophora japonica*, *Celtis occidentalis*). Ezek mellett megemlítendő a varjúfélékre jellemző rendkívül magas fokú intelligencia és alkalmazkodóképesség, amelynek köszönhetően könnyedén tudtak érvényesülni a város falain belül is.

5.1. A dolmányos varjú városi fészkelési szokásai

A 23 lokalizált lakott fészket 8 fafajon találtuk (*Quercus robur*, *Pinus sylvestris*, *Sophora japonica*, *Celtis occidentalis*, *Gleditsia triacanthos*, *Pinus nigra*, *Platanus hybrida*, *Robinia pseudoacacia*). Különböző szerzők más fafajról is leírták fészkelésüket, így vadgesztenyén (TAPFER D. 1985), füzen, égeren, kőrisen, vadkörten, mezei juharon, gyertyánon és eperfán is történt már költésük (FARAGÓ S. 2002). Ebből arra következtethetünk, hogy a dolmányos varjú nem válogatós a fafajjal szemben, számára inkább a fa tulajdonságai, elhelyezkedése a döntő a fészkelőhely kiválasztásában. Városon belül általában minden évben új fészket épít 14–16 méteres magasságban. Debrecenben a párok jóformán az egész várost felosztották egymás között, esetlegesen a városszéli peremterületek és a belváros néhány pontja az, amelyek még fészkelési lehetőségeket kínálnak.

5.2. A dolmányos varjú állományviszonyai Debrecen néhány városrészében

2006-ban 11, míg 2007-ben 12 darab fészket lokalizáltunk. Feltételezve, hogy fészkenként 2–3 fióka hagyja el a fészket (FARAGÓ S. 2002) kiegészítve ezt a költőpárokkal, a két költési szezonban közel 50 egyed alkothatta a populációt. Ezt növelheti a fel nem derített költőpárok,

fiókaik és a költés végeztével immigrálódó egyedeknek a száma. A továbbiakban a pontosabb értékek megállapítása érdekében az egész város területére kiterjesztjük a fészekfelmérést.

5.3. A dolmányos varjú debreceni állománynövekedésének várható következményei

Összességében megállapítható, hogy a dolmányos varjú urbanizációját kedvezőtlen hatásként értékelhetjük. Indokolhatjuk ezt elsősorban a városi madárfaunára gyakorolt intenzív predációval. Költési időben és azon túl is számos madárfaj fészekaljának a kirablása történik. Szisztematikusan átkutatják a cserjeszintet a lombkoronaszintig, amikor is a legtöbb esetben fekete rigó (*Turdus merula*), és a lapos tetejű épületek sarkaiban költő búbos pacsirta (*Galerida cristata*) fészekaljai válnak áldozattá. További, általunk ismert préda-fajok: balkáni gerle (*Streptopelia decaocto*), parlagi galamb (*Columba livia domestica*), tengelic (*Carduelis carduelis*). A Debreceni Kultúrpark állatkertjében a szabadon költő vízimadarak (récefélék, ludak) fiókaikat is rendszeresen tizedelik az ott táplálkozó madarak. Debrecen madárvilága igen gazdag, a 99 kimutatott faj közül 60 fészkelő is (JUHÁSZ L. 1983), amelyek védelme fontos feladatot jelent.

A városiasodott varjak magas létszáma, más egyéb problémákat is eredményez. Jelenlétükkel, zajongásukkal zavaró tényezőként hatnak. Magas fokú habituációs képességüknek köszönhetően hamar hozzászoktak az emberi jelenléthez, sőt manapság már agressziós viselkedésükről is beszélhetünk. Költési időszakban a fészkek vagy a fiókák védelmében nem egy esetben támadtak emberre is (SZEMADÁM GY 2006).

Ezek tudatában úgy gondoljuk, hogy a jövőben gyérítésükre lesz szükség, amelynek megoldása a jövő feladatai közé tartozik.

6. Összefoglalás

A madarak városiasodása a civilizációk fejlődésével egyidejű. Az ember közelsége egyes fajoknak új lehetőségeket kínált, amely főként a táplálékszerzésben és a fészkelési lehetőségekben mutatkozott meg. A dolmányos varjú (*Corvus cornix* L.) is azokhoz a fajokhoz tartozik, amelyek hamar felismerték a városokban rejlő lehetőségeket és többek között magas intelligenciájuknak köszönhetően, hamar ki is aknázták azokat. Debreceni megjelenéséről, mint fészkelő faj 1959-től beszélhetünk, az 1970-es évektől számítva már állandó költőfajnak minősül és fokozatos állományerősödését figyelhetjük meg.

Kutatásunkat a fajjal kapcsolatban az egész városra kiterjesztettük, de programszerűen elsősorban Debrecen északi városrészében végeztük, ahol az élőhelyi adottságoknak köszönhetően nagyobb számban lelt otthonra a faj városi populációjának számos egyede. Vizsgálatainknak köszönhetően 2006-ban 11, míg 2007-ben 12 lakott fészket derítettünk fel. A fészkek 8 különböző fafajon, legtöbb esetben 13–14 méteres magasságban, minden esetben a fa csúcsán, rejtve voltak megtalálhatóak. 2007-ben kosaras daru segítségével 5 fészekhez sikerült feljutnunk, amelyből 2 fészekalj esetében 8 kirepülés előtt álló fiókát sikerült színes gyűrűvel, egyedileg megjelölnünk további információszerzés végett. Megállapítást nyert, hogy a faj városiasodott egyedei nem a fafajt, hanem a fa tulajdonságait részesítik előnyben fészkelésükkor, és a legtöbb esetben évente új fészket építenek. Lakott fészkenként 4–5 egyeddel számolva az északi városrész varjúállománya jelentős. Ez a létszám hatalmas károkat okoz a városi madárfaunának, mivel a költési és fiókanevelési időszakban a varjak fészekrablásának esnek áldozatául. Ezek mellett a varjak zajongása, és az egyre gyakrabban megfigyelhető agresszív magatartásuk is aggodalomra ad okot. Gyérítésük megoldása a jövő feladatai közé tartozik. Mindezek tudatában fontos feladatnak tartjuk a faj urbanizációs

folyamatának további kutatását és azok eredményeinek függvényében az esetleges beavatkozást.

Irodalom

- BÁRSONY GY. (1934) Házi rozsdafarkú fészkelése az alföldi városokban. *Aquila*, 38/41: 357.
- BOZSKO SZ. (1967) Fűrj Debrecen belvárosában. *Aquila*, 73/74: 171.
- BOZSKO SZ. (1968) Madártani vizsgálatok a debreceni Kossuth Lajos Tudományegyetem Botanikus Kertjében. *Acta Biol.* 1967. 6, pp. 5-22.
- BOZSKO SZ. (1976) A csóka fészekfosztogató tevékenysége Debrecenben. *Aquila*, 83. évf. pp. 289-290.
- BOZSKO SZ. – PAPP L. (1980) A debreceni Botanikus Kert ornithofaunájának változása 1967-től 1980-ig. *Acta Biol.* 1980. 17, pp. 205-214.
- BOZSKO SZ. – JUHÁSZ L. (1983) Debrecen város madárvilága és annak változásai évszázadunkban. *Debreceni Déri Múzeum Évkönyve*, 1983-84, pp. 17-51.
- CSÁNYI S. – LEHOCZKI R. – SONKOLY K. (2006) Vadgazdálkodási Adattár – 2005/2006. vadászati év. Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő, 64p.
- FARAGÓ S. (2002) Vadászati állattan. Mezőgazda kiadó, Budapest. 496 p.
- FINTHA I. (1958) Debrecenbe is érkeznek csonttollú madarak. *Magyar Vadász*, 2/5: 17.
- FINTHA I. (1975) Fekete harkály Debrecen környékén. *Aquila*, 82: 235.
- FINTHA I. (1994) A dolmányos varjú (*Corvus cornix*) életformájának átalakulása az utóbbi években. *Madártani tájékoztató*, 1994. júl-dec. pp. 23-24.
- HERMAN O. (1901) A madarak hasznáról és káráról. A Magyar Királyi Földmívelésügyi Minisztérium, Budapest. 279p.
- JUHÁSZ L. (1980) Debrecen madárvilága. Szakdolgozat, KLTE, Debrecen
- JUHÁSZ L. (1981) A széncinegéről. *Élet és Tudomány*, 36/34: 1058.
- JUHÁSZ L. (1983) Debrecen város ornithofaunájának faunisztikai és synökológiai vizsgálata. Egyetemi doktori értekezés, KLTE, Debrecen
- JUHÁSZ L. (1999) A Debreceni Köztetető természeti értékei. *Debreceni Déri Múzeum Évkönyve*, 1999. pp. 7-29.
- KOVÁCS B. (1965) Adatok Hajdú-Bihar megye madárvilágához. *Debreceni Déri Múzeum Évkönyve*, 1965. pp. 363-381.
- NAGY J. (1952) A vörösfejű gébics legutolsó előfordulása Debrecenben. *Aquila*, 59/62, pp. 395-396.
- REICHHOLF J. (1999) Települések ökológiája. Magyar könyvklub, Budapest, 223p.
- SÁTORI J. (1941/a) A házi rozsdafarkú folytatólagos terjeszkedése Debrecenben. *Aquila*, 46/49. pp. 455-456.
- SÁTORI J. (1941/b) Vörösvércse költése mesterséges fészkekben. *Debreceni Szemle*, 1941. 5. pp. 110-116.
- SÓVÁRGÓ M. (1943/a) Hajnalmadár Debrecenben. *Aquila*, 50. évf. p. 406.
- SÓVÁRGÓ M. (1943/b) Újabb adatok a balkáni kacagógerle debreceni előfordulásához. *Aquila*, 50. évf. p. 405.
- SZEMADÁM GY. (2006) „Hithcock madarai” Budapesten. *Madártávlat*, 13/3, p. 25.
- TAPFER D. (1978) A dolmányos varjú (*Corvus cornix*) további és rendszeres fészkelése Budapest VIII. kerületében. *Madártani tájékoztató*, 1978. nov.-dec. pp. 39-41.
- TAPFER D. (1985) A dolmányos varjak (*Corvus cornix*) fészkelése Budapest belső kerületeiben. *Madártani tájékoztató*, 1985. ápr.-júni. Pp. 55-56.
- UDVARDY M. (1939) Balkáni kacagógerle Debrecenben. *Aquila*, 42/45, pp. 671-72.
- ZILÁHI-SEBESS G. (1957): Hajnalmadár Debrecenben. *Aquila*, 63/64, p. 303.

Nagy Ildikó¹ – Dr. Urák István²

A Nagy Balika-vára barlang (Tordai-hasadék) denevérfaunájának (Chiroptera) vizsgálata

Abstract

The Tordai mountain-gorge is situated in the Ore Mountains in Romania in Kolozs County, at 18 km from Torda. In this gorge we can find over 30 caves and the most famous of all are the Small and Big Balika caves, which were named after II Rákóczi Ferenc's trusted highwayman. From 2006 the Big Balika cave had been closed with an Iron Gate because the tourists were disturbing the bat colonies. Our research purpose is an ecological examination of this cave bats. For this purpose we summed up the situation every month. We counted and determined the bats from the cave and we measured the temperature too.

1. Bevezetés

A denevérek rendje (Chiroptera), a rágcsálók után a második legnépesebb rend az emlősök között, több mint 900 fajjal. Ez a rend két alrendből áll: a nagydenevérek (Megachiroptera), és a kisdenevérek (Microchiroptera). A nagydenevérek alrendje egy családból áll és ez 175 fajból, a kisdenevéreké 17 családból és kb. 790 fajból. Táplálkozásuknak köszönhetően szinte mindenhol előfordulnak, csak a nagyon szélsőséges helyeken (sivatagok, sarkok és néhány szigeten) nem honosak. Ami a denevérek származását illeti konkrét bizonyítékunk nincs, mert kevés a fosszilis lelet, ezért inkább elméletek alapján lehet az eredetükről beszélni. Jelenlegi életmódjukból biztosak lehetünk abban, hogy a denevérek őse rovarokkal táplálkozó, jól mászó, fán lakó, egyszerűbb magas frekvenciájú hangok kiadására képes, éjszakai életmódot folytató kisméretű emlős lehetett, de mindezekről nincsenek konkrét adataink. Kialakulásuknak időpontja kb. 100–65 millió évvel ezelőtt lehetett a kora paleocén és késő kréta között. A denevérek változatos táplálkozási móddal rendelkező rendet alkotnak. Táplálkoznak gyümölcsökkel, virággal, virággal, nektárral, rovarokkal vagy egyéb ízeltlábúakkal, kisebb testméretű emlősökkel, madarakkal, hüllőkkel, kétélűekkel és halakkal, sőt egyes fajok a dögöt sem vetik meg. Annak ellenére, hogy jó látással rendelkeznek, mégis ultrahangok segítségével tájékozódnak, vadásznak. Ami a szaporodást illeti, a denevérek ősszel párzanak, de megtermékenyítés csak tavasszal történik, és ekkor születnek meg a kis denevérek is vakon, szőrzet nélkül. A kicsiket 6 hetes korukig az anya gondozza, „denevéróvodába” is bekerülnek a kicsik, mikor egy anya vigyázz rájuk. Az átlag életkoruk 20 év, de egyes denevérek akár 30 évet is elérhetnek. Téli álmat alszanak, és ilyenkor testhőmérsékletük megközelíti a levegő hőmérsékletét, légzésük és szívverésük nagyon lelassul (MÉHELY L. 1900; BIHARI Z. 1996; SZATYOR M. 2000).

¹ Nagy Ildikó *Sapientia Erdélyi Magyar Tudományegyetem, Környezettudományi Tanszék, Kolozsvár* E-mail: ilcn2@yahoo.com

² Dr. Urák István *Sapientia Erdélyi Magyar Tudományegyetem, Környezettudományi Tanszék, Kolozsvár* E-mail: istvan.urak@milvus.ro

2. Anyag és módszerek

A Tordai-hasadékot 1983-ban természeti rezervátummá nyilvánították, mivel flórája és faunája olyan egyedi fajokat és társulásokat őriz, amelyek Európában ritkán vagy egyáltalán nem fordulnak elő. Ugyanakkor megragadó látványt nyújtanak a hasadék mészkösziklái és a hasadékban található két Nagy Balika-vára barlang, melyek a hasadékot átszelő Hesdát folyó két oldalán, egymással szemben helyezkednek el. Kutatásaink célja a hasadék jobb oldalán található Nagy Balika-vára barlangot látogató denevérek (Chiroptera) faunisztikai és ökológiai vizsgálata volt, mivel eddig kevés dolgozat jelent meg ebben a témában (DADAY J. E. 1885a, 1885b, 1887; BARTI L. 2002). Hogy jobban követhető legyen a denevérkolóniák helyzete a barlangon belül, a barlangot a következő részekre osztottuk fel: bejárat, jobb járat, bal alsó járat és bal felső járat. Jelen dolgozatban az első kilenc hónap (2007. május – 2008. január) adatai kerülnek bemutatásra. Havonta végeztünk felméréseket: minden hónapban, nagyjából ugyanabban az időpontban (a hónap utolsó hetében), meghatároztuk és megszámláltuk a barlangban tartózkodó denevéreket és megmértük a hőmérsékletet. A barlang bejáratának és bal felső járatának boltozata nagyon magas, ezért az itt található denevérek meghatározásához és a nagyobb kolóniákat alkotó egyedek számának a becsléséhez digitális fényképeket és a GIS számítógépes programot használtunk.

3. Eredmények

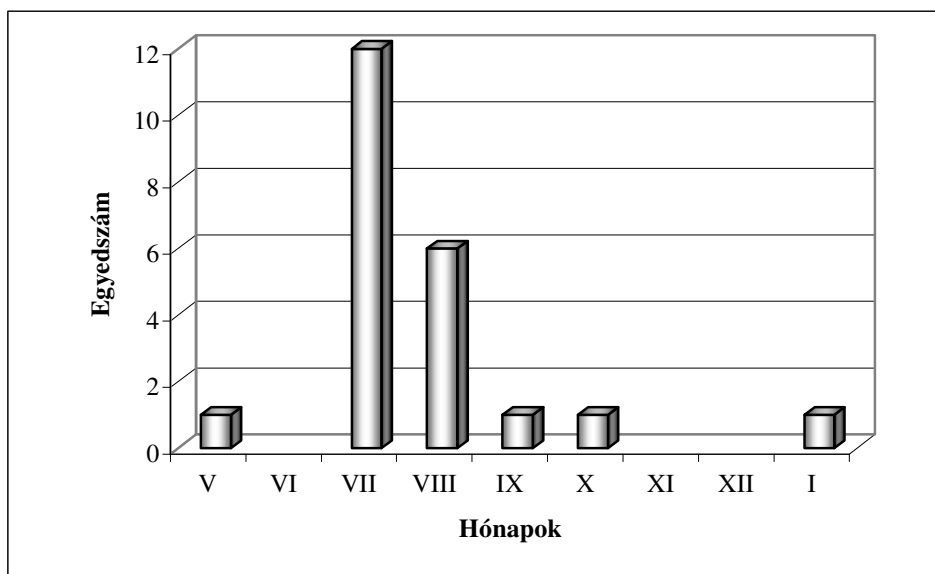
A vizsgálati periódus alatt összesen 4 denevérfajt azonosítottunk a Nagy Balika-vára barlangban. Ezek a fajok a következők: nagy patkósdenevér (*Rhinolophus ferrumequinum*), közönséges denevér (*Myotis myotis*), hegyesorrú denevér (*Myotis oxygnathus*) és hosszúszárnyú denevér (*Miniopterus schreibersii*).

A nagy patkósdenevér (*Rhinolophus ferrumequinum*) a legnagyobb európai patkósdenevér faj. Orrfüggeléke alapján könnyen elkülöníthető a simaorrú denevérektől. Orrszervének három fő része a patkó, a nyereg és a lándzsa, melyek alapján meg tudjuk különböztetni a patkós denevéreket egymástól. A bundájuk a háti részen világosbarna, hasi részen pedig egy kicsivel világosabb. Testhossza 56–67 mm, alkarja 54–67 mm, testtömege 17–34 g. Szülőkolóniáit templomok padlásában, épületek réseiben, elhagyott bányákban és barlangokban találhatjuk meg. Szabadon függeszkedik ezeken a helyeken, és általában a legmelegebb részekben alszik testét teljesen beborítva szárnyaival (1. kép). Téli és nyári szállása között 40–60 km távolság van, nem vonul nagy távolságokra. Állománya az utóbbi időben nagyon megfogyatkozott, ezért veszélyeztetett fajnak számít.

A Nagy Balika-vára barlangban a vizsgált periódus ideje alatt (9 hónap) hat hónapban azonosítottuk a nagy patkósdenevért, a barlang különböző járataiban (1. táblázat). A legtöbb egyedet júliusban (12 egyed) és augusztusban (6 egyed) azonosítottuk, míg a többi négy hónapban (május, szeptember, október és január) csak egy-egy egyed által volt képviselve a faj (1. ábra).



1. kép. Nagy patkósdenevér (*Rhinolophus ferrumequinum*)

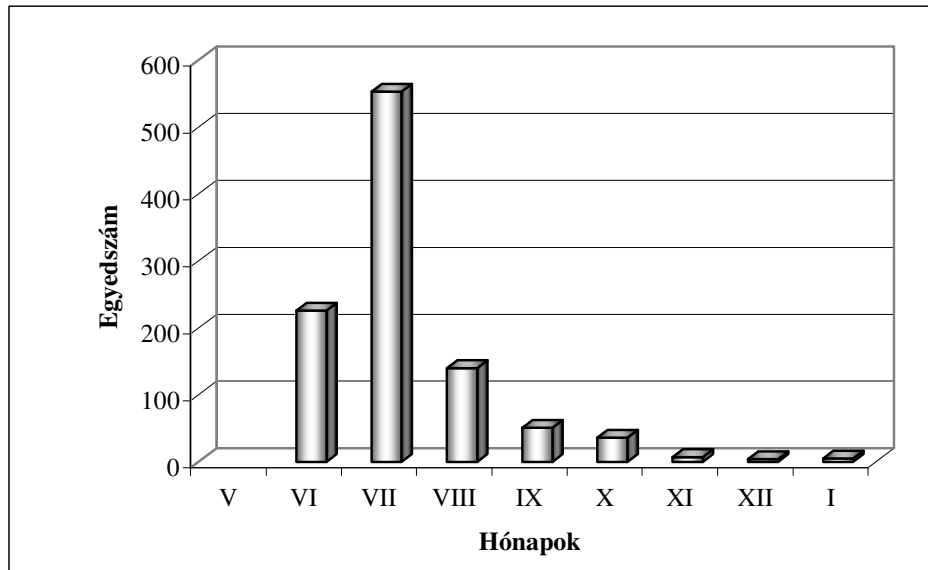


1. ábra. A nagy patkósdenevérek havi dinamikája a Nagy Balika-vára barlangban

A közönséges denevér és a hegyesorru denevér nagyon hasonlítanak egymásra. Megkülönböztető bélyeg a fülméret: a közönséges denevér füle 26 mm-nél hosszabb, a hegyesorru denevére pedig 26 mm-nél rövidebb. A fülhossz megmérésére nem minden esetben van lehetőség, ezért jelen dolgozatban a két fajt együtt tárgyaljuk.

A közönséges denevér (*Myotis myotis*) a legnagyobb európai fajok közé tartozik. Füle természetéhez képest nagy, fülfedője keskeny, hosszú és a vége sötét színű. Bundája a hátán barna illetve szürkésbarna, hasán viszont eléggé világos színű. Testhossza 67–79 mm, alkarja 54–67 mm, testtömege 28–40 g. Akárcsak a nagy patkósdenevér, templomokban, lakások repedéseiben, elhagyatott bányákban és barlangokban fordul elő, és akár több ezer egyed is lehet egy-egy helyen, de általában 100–500 példányból állnak kolóniái. Telelése idején barlangokba és bányákba húzódik meg és gyakran más fajok társaságában telel. Folyók

mentén, erdőkben vadászik szívesen rovarokra és gyakran földön élő rovarokkal táplálkozik. Téli és nyári szállásai nagy távolságra vannak egymástól, ezért akár 200–300 km is vándorol.



2. ábra. A közönséges és hegyesorrú denevérek havi dinamikája a Nagy Balika-vára barlangban

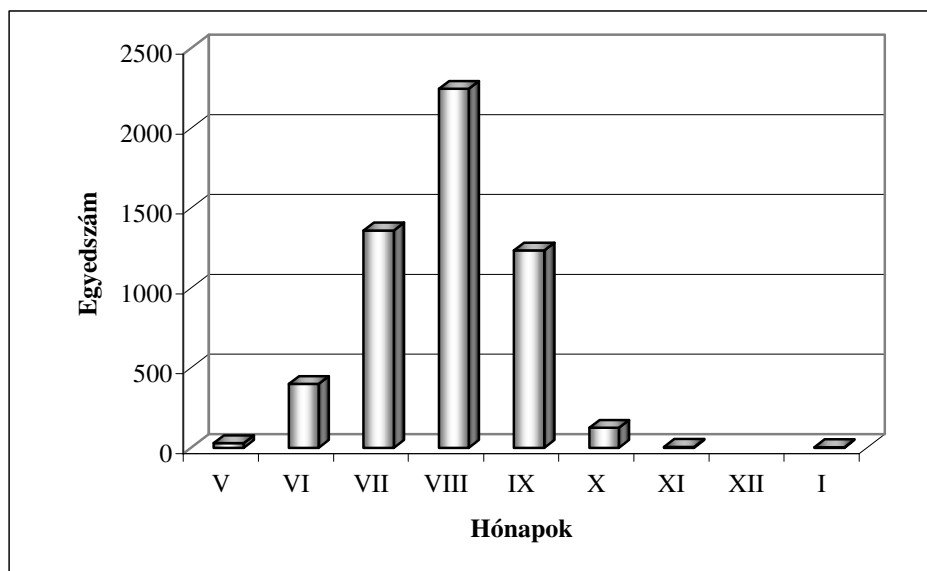


2. kép. Hegyesorrú denevér (*Myotis oxygnathus*)

A hegyesorrú denevér (*Myotis oxygnathus*) is a nagyméretű fajok közé tartozik, testhossza 62–71 mm, alkarja 50–62 mm. Kisebb termetű, rövidebb és keskenyebb füleit, valamint hegyesebb orra nem tekintve, alig különbözik a közönséges denevértől (ÉHÍK GY. 1924) (2. kép). Viselkedése is az előző fajéhoz hasonló, általában vegyes kolóniákat alkotnak, ami tovább nehezíti a két faj elkülönítését.

A Nagy Balika-vára barlangban ezekből a fajokból is a nyári hónapokban, júniusban (226 egyed), júliusban (553 egyed) és augusztusban (140 egyed) találtuk a legnagyobb vegyes kolóniákat. Utána a kolóniák mérete és az egyedek száma fokozatosan csökken, télen csak

néhány példányt találhatunk ezekből a fajokból (1. táblázat, 2. ábra). Tehát elsősorban a párzási és szülési időszakban (szaporodáskor) tartózkodnak itt, telelésre más barlangot/barlangokat keresnek fel.



3. ábra. A hosszúszárnyú denevérek havi dinamikája a Nagy Balika-vára barlangban

1. táblázat. A Nagy Balika-vára barlangban azonosított denevérek fajlistája

Faj	Dátum	Középen	Jobb járat	Bal alsó járat	Bal felső járat	Összeg
<i>Miniopterus schreibersii</i>	V	25	3	-	-	28
	VI	400	-	-	-	400
	VII	800	60	-	500	1360
	VIII	2200	7	-	40	2247
	IX	1100	117	4	15	1236
	X	1	115	1	7	124
	XI	-	3	-	3	6
	I	-	1	-	2	3
<i>Myotis myotis/oxygnathus</i>	VI	226	-	-	-	226
	VII	-	-	153	400	553
	VIII	5	25	-	110	140
	IX	5	-	12	34	51
	X	21	1	-	14	36
	XI	-	6	-	1	7
	XII	-	4	-	-	4
	I	-	2	-	3	5
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	V	-	-	1	-	1
	VII	-	2	10	-	12
	VIII	-	2	2	2	6
	IX	-	-	1	-	1
	X	-	-	-	1	1
	I	-	-	-	1	1

A hosszúszárnyú denevér (*Miniopterus schreibersii*) közepes termetű faj és a *Miniopterus* nem egyedüli képviselője Romániában. Háromszög alakú füleit rövid fülfedők egészítik ki. Bundája szürkésbarna, a hasán pedig kicsit világosabb. Testhossza 50–62 mm, alkarja

45,4–48 mm, testtömege pedig 9–16 g. Nagyon veszélyeztetett faj, ugyanis az emberi tevékenység miatt nagyszámú kolóniák tűntek el. Nagy nyílással rendelkező barlangokat és a zavartalanságot kedveli. Viszont az a probléma, hogy a turisták is szívesen látogatják ezeket a barlangokat, ezzel megzavarva az ott tartózkodó egyedeket. Az év minden periódusában barlangban vagy elhagyatott bányában él. Kizárólag repülő rovarokkal táplálkozik, mint pl. lepkék, bogarak. Nyílt területeken vadászik szívesen, 10–20 m magasságban és elérheti akár az 55 km/h sebességet is. Vonuláskor nagy távolságokat képes megtenni.

A Nagy Balika-vára barlangban a nyári periódusban ebből a fajtából volt a legtöbb egyed. Több mint ezer egyedet is magába foglaló szülőkolóniákat figyeltünk meg júliusban (1360 egyed), augusztusban (2247 egyed) és szeptemberben (1236 egyed), télen viszont csak pár egyedet találtunk a barlangban (3. ábra). Tehát ennek a fajnak az egyedei is nyáron, szaporodáskor keresik fel ezt a barlangot.

4. Következtetések

A vizsgált periódusban a legnagyobb egyedszám mindegyik denevérfajtából a nyári hónapokban (június, július és augusztus) volt megfigyelhető, vagyis a szaporodási periódusban. A téli hónapokban nagyon kevés denevér tartózkodott a barlang járataiban, ugyanis a hibernálásra állandó hőmérsékletű helyre van szükségük, a vizsgált barlangban pedig a hőmérséklet a téli hónapokban eléggé változó volt. Tehát a Nagy Balika-vára barlangot elsősorban szaporodásra használják a denevérek, ezért a nyári hónapokban fokozottabb védelemre van szükség, mivel ekkor a turisták is nagyobb számban látogatják a hasadékat és jelenlétükkel zavarhatják a szülőkolóniákat.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozunk Barti Leventének a fajok azonosításában nyújtott segítségével, a hasznos tanácsokért és az irodalomért. A kutatás része volt a Tordai-hasadékban folytatott környezettudományi kutatási programnak, melyet a Kolozs Megyei Tanács támogatott.

Irodalom

- BARTI, L. (2002) A Daday Jenő által létrehozott denevérgyűjtemény a kolozsvári Állattani Múzeumban. Múzeumi Füzetek, 11, pp. 67-72.
- BIHARI Z. (1996) Denevérhatározó és denevérvédelem. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.
- DADAY J. E. (1885a) Előleges jelentés az Erdélyi Múzeum-Egylet igazgatóválasztmányának megbízásából az 1884-ik év nyarán tett chiropterologiai gyűjtések eredményéről. Orvos-Természetudományi Értesítő, Kolozsvár (Cluj), X(3), VII, 1, pp. 60-64.
- DADAY, J. E. (1885b) Jelentés az Erdélyi Országos Múzeum-Egylet igazgató-választmányának megbízásából az 1885-ik év nyarán végzett chiropterologiai gyűjtések eredményéről és az Erdélyi Múzeum-Egylet denevérgyűjteményének jegyzéke. Orvos-Természetudományi Értesítő, Kolozsvár (Cluj), X(3), VII, 3, pp. 266-276.
- DADAY J. E. (1887) Új adatok Erdély denevérfaunájának ismeretéhez. Magyar Tudományos Akadémia, Értekezések a Természetudományok köréből, Budapest, XVI, pp. 1-47.
- ÉHIK, GY. (1924) A new vole from Hungary and an interesting bat new to the Hungarian Fauna Annales historico-naturales Musei Nationalis Hungarici 21, pp. 159-162.
- MÉHELY L. (1900) Magyarország denevéreinek monographiája, Budapest
- SZATYOR M. (2000) Európa Denevérei. Pannonia Kiadói Alapítvány - Pannonia könyvek, Pécs

*Némethné Dr. Katona Judit*¹

Biologically qualified environment, ecologically evaluated conditions

Abstract

The biological quality of an environment is defined as the condition reflecting the quantitative representation of living organisms in a given space and time. My lecture presents how to qualify the environment of a biocenosis synbiologically, in other words, on the supraindividual level. In this case, qualifying the environment in practice means that both the quantitative and qualitative composition of the biocenosis, and also the factors responsible for their distribution in space and time are considered and evaluated as characteristics. The ultimate goal of examining conditions is to evaluate, in other words, to determine relevancy and significance in a given biocenosis. We are facing the problem that in Hungary at present the biological survey methods are not standardized, and they are highly varied. An environmental information system however cannot function before appropriate methods of biological survey are created. The lack of such methods would result that one of the three major, organically complementary sources of information (i.e. the abiotic sphere, the biosphere and human society) is completely missing. From a different aspect, ecological survey studies are different from the rest of environmental survey studies, inasmuch as they study living organisms and their communities, thus inevitably utilizing the results of other environmental survey studies that evaluate different components. This indicates that the ecological section of all environmental survey studies is vitally important due to its complexity, and should be considered primarily decisive.

1. Introduction. How to determine the quality of an environment

Basically, there are two approaches. One makes the classifications based on certain indicators relevant to the method of utilization, e.g. the parameters of drinking water, industrial waste water, irrigation water, sewage water (NÉMETH-KATONA, J. 2003), and the data is interpreted according to the appropriate range of standards. This approach is oversimplified, and consequently not quite operative. It is evident that a component of the environment does possess a "quality" even if it is not utilized for any purpose. The concept of quality is not the same as the concept of expediency, (bonitas) or appropriateness.

The second approach evaluates the quality of an environment as the sum of all characteristics. This means the quality is not determined based on a single method selected, favoring one particular angle, such as temperature (DOBÓ, E. et al. 2006), light conditions (VÁRALLYAY, GY. 2006), the level of phosphorus, etc. If one wants to determine the actual quality of any given component of an environment, one cannot be limited to measuring such individual factors separately.

The quality junctions of a material system cannot be solely or even primarily characterized by the number and level of these elements, but rather by their specific structure, i.e. the particular interrelations of the components within the domain of the entire system. As opposed to the individual characteristics of a particular component, it is essentially more

¹ **Némethné Dr. Katona Judit** *Budapesti Műszaki Főiskola, Környezetmérnöki Intézet, Budapest* E-mail: katona.judit@rkk.bmf.hu

complex and complicated to interpret and analyze the totality of the specific characteristics created by their interrelations.

Consequently, the quality of an environment can be defined as the condition determined by actual values measured in all of the characteristics of the given environment in a given time (VÁRALLYAY GY. 2007).

The characteristics-complex that determines the quality of an environment has three basic components as follows:

- the abiotic sphere (the lithosphere, hydrosphere, and atmosphere comprising the glosphere (MIKULEC, V. – STEHLOVÁ, K. 2006)
- the biosphere (living organisms)
- the human society (noosphere).

2. Biologically qualified environment

The biological quality of an environment is defined as the condition reflecting the quantitative representation of living organisms in a given space and time. The object of our examination can be a living being, a single individual, or a single part of an individual (e.g. an organ, a cell, a gene), or a single characteristic of the individual (e.g. its metabolism, its perception.) In the latter case, the biological environment qualification deals with the infraindividual, or "below" the individual level.

The object selected can be a population of a single species, or a group of populations. A population is an isolated group of individuals of the same species, existing together in space and time, thus creating an actual reproductive community. A group of different populations existing together in space and time is called a biocenosis.

My lecture presents environment qualification in a biocenosis synbiologically, i.e. on the supraindividual or "above" the individual level.

3. Characteristics of ecologically evaluated conditions

The research survey examines both the quantitative and qualitative composition of the biocenosis, and also the factors responsible for their distribution in space and time as characteristics: basic data, condition characteristics, and qualitative indicators are registered and analyzed.

Basic data: A list of species is compiled, summarizing the specific species involved in the given biocenosis. The quantitative characteristics are determined, such as the values of abundance, i.e. the number of individuals, and the values of dominance, i.e. the frequency and the size of the area covered.

Condition characteristics (*Fig. 1*): The symbiotic relations, the number of species representing different levels of frequency, and the number of individuals are determined, the dominant and characteristic species are distinguished.

The status of designated nature conservation area, and diversity (*Fig. 2*) can be considered as qualitative indicators. Diversity is increased by the variety of environmental factors, and the relative stability of living conditions. The main advantage of diversity is to provide genetical variety. The more genetically different the living organisms are in a given area, the more increased the probability is that several species will be able to adapt to any potential environmental changes, thus avoiding the extinction of the flora (plants) and fauna (animals) of the given area.



Figure 1. Condition characteristics are registered and analyzed

The survey of ecological effects can be divided into three successive phases (RÉDEY, Á. et al. 2002).

- In the first phase, the ecological quality and condition of the given area is evaluated. My lecture focuses primarily on this phase, applying the results of field exercises performed by our environmental engineer students.
- In the second phase, the potential environmental changes that might be created by a given land development project must be analyzed as relevant to the biosphere.
- In the third phase, the operations of the completed project must be monitored, and the results of observations and measurements taken must be continuously evaluated and analyzed.



Figure 2. Qualitative indicator is diversity

4. Conclusions

Ecological survey studies are different from the rest of environmental survey studies, inasmuch as they study living organisms and their communities, thus inevitably utilizing the results of other environmental survey studies that evaluate different components. This indicates that the ecological section of all environmental survey studies is vitally important due to its complexity, and should be considered primarily decisive.

References

- DOBÓ, E. – FEKETE-FARKAS, M. – KUMAR SINGH, M. – SZÜCS, I. (2006) Ecological-economic analysis of climate change on food system and agricultural vulnerability: a brief overview. *Cereal Research Communications*, Vol. 34. No.1, pp. 777-781.
- MIKULEC, V. – STEHLOVÁ, K. (2006) Application of the climate change scenarios on selected meteorological characteristics for the purposes of water content prognosis in time horizons 2010, 2030 and 2075. *Cereal Research Communications*, Vol. 34. No.1, pp. 45-49.
- NÉMETH-KATONA, J. (2003) *The Biological Foundations of Environmentalism*. Publisher BMF, RKK Budapest, pp. 180-335.
- RÉDEY, Á. – MODI, M. – TAMASKA, L. (2002) *Evaluating Environmental Conditions*. Publisher Veszprém University, pp. 24-37.
- VÁRALLYAY, GY. (2006) Soil Degradation Processes and Extreme Soil Moisture Regime as Environmental Problems in the Carpathian Basin. *Agrokémia és Talajtan*, Vol.55. No.1, pp. 9-18.
- VÁRALLYAY GY. (2007) In: Láng I. – Csete L. – Jolánkai M. szerk.: *A globális klímaváltozás hazai hatása és válaszok (A VAHAVA Jelentés) Agrokémia és Talajtan*, Vol.56. No. 1, pp. 199-202.

*Némethné Dr. Katona Judit*¹

The environmental significance of bioindicators in sewage treatment

Abstract

The presentation is about the significance of the bioindicators concerning environmental protection within the process of cleaning sewage. The existence of one or multi-celled organisms indicates the presence, condition or absence of certain parts of the water cleaning process. This way the optimal operation of the purifying appliances can be checked continuously and controlled in an environment friendly way.

Life is dependent on water: an indispensable compound for all living organisms. It provides the medium, the dissolvent substance, and reaction agent for intracellular biochemical processes. It is one of the vital temperature controllers of the biosphere.

The total water supply of the Earth is approximately 1340 million cubic km but less than 3% of that (36.8 million cubic km) is fresh water, and the ratio of surface waters, lakes, streams, rivers, and groundwater is even less, only 0.64%, or 8.3 million cubic km.

The population of the Earth is presently 6.1 billion (US), (or 6.1 milliard GB). Based on current tendencies, this number is growing by 70–90 million per year. One of the most pressing global environmental challenges, due to the intensive population growth, is the lack of sufficient fresh water. Overpopulation, however, is not merely a consumption issue (5500 cubic km annually). The amount of wastewater or sewage water produced by the population is also increasing in direct proportion to population growth. Consequently, the pollution of water supplies, previously assumed to be of infinite capacity, has been significantly increased in the last three decades, thus sewage treatment has become a most pressing and immediate issue presently.

There are two options for the final disposal of sewage water. It can either be entered in natural waters, or in the ground, thus returning to the natural cycle. The self-purification capacities of the natural waters and the ground, however, are no longer able to handle the constantly increasing amounts of organic matter, and they have absolutely no resistance to toxins.

Following the example of self-purification in natural waters, biotechnological procedures have been used in sewage treatment more and more extensively, both in water clarification procedures, and in the related issue of water quality qualification.

Basically, there are two approaches to examine and determine water quality, and in a broader sense, environmental quality.

One approach makes the qualifications based on the indicators of end use (e.g. the parameters of drinking, industrial, irrigation, and sewage water), and interprets the data according to the appropriate standards. This approach is not quite operative because of its oversimplification. Obviously, any entity in the environment has a “quality” not only if it is used for some purpose. This is to confuse quality with the concepts of practicability, adequacy or utility.

The other approach determines environmental quality as the totality of attributes. This means that environmental quality is not determined based on a single characteristic, and it

¹ **Némethné Dr. Katona Judit** *Budapesti Műszaki Főiskola, Környezetmérnöki Intézet, Budapest* E-mail: katona.judit@rkk.bmf.hu

does not single out one variable, e.g. the temperature, the light conditions, the phosphorus content, etc.

Water as an environmental element can be defined as the sum of hydrological, physical, chemical, and biological characteristics. Some factors to be considered are: the properties of currents, the temperature and translucency of water, its free oxygen content, its ionic composition, its richness in different organic matter and living organisms, and various other factors.

If one wants to determine the actual quality of an environmental element, one cannot be limited to the examination of the relevant properties of the components separately. The qualitative “junctions” of any material system are not only, and moreover not primarily, characterized by the number of and the values of the components, but rather by their specific structure, i.e. the particular system of interconnections of the components within the domains of the given system. To analyze and interpret the complexity of the specific particularities created by the interactions of the individual constituents is significantly more complicated and more intricate than to study the idiosyncrasies of the individual components.

The accumulation of organic matter in natural waters, i.e. a positive change in the trophic state, is called eutrophication. The trophic state is defined by the organic matter content of a particular body of water. This state is induced by specific attributes as variables, e.g. the available amounts of phosphorus and/or nitrogen, the chlorophyll content, the algae biomass. It would be erroneous to reduce the cause of eutrophication to a single attribute or property. The interactions of various factors are required to produce the state of increased organic matter content, such as an energy source, several micro and macro elements, living organisms. In the waters of Hungary, the trophic state is limited and determined primarily by the phosphorus content, sometimes by nitrogen, but it can also be the level of light available. Consequently, the subsequent phases of sewage treatment (i.e. the aerobic, the anoxic, and the anaerobic) must accomplish the decomposition of organic matter, the transformation of ammonia, nitrite, and nitrate, and must remove the excess amounts of phosphorus in order to produce water that is suitable to be absorbed by natural waters without triggering eutrophication, and can be returned to the natural cycle.

The purity level of water, the current relevant properties of water quality can be determined in a fast, efficient, and cost effective way using bioindicators.

An increased number of several different bacteria, the presence of Cyanophyta, Zooflagellata, and Ciliata, is an indication of water overloaded with organic matter, i.e. an indication of polysaprobic processes and oxygen deficiency. Our observations can determine if the nutrient content of the sewage water was insufficient, or toxic substances entered the system. Water like that has a high concentration of organic matter, the nutrient to microorganism load ratio is between 0.4 and 1.5. The load per volume is excessive, thus aeration is inefficient with very little oxygen present. The sludge forming time is between 0.5 and 2 days, resulting in poor sewage treatment efficiency. As a consequence of the overload, only small clusters of sludge are forming, and they are settling slowly, with lots of bacteria floating freely in the water (10 entities per ml).

Microorganism indicators are considered excellent water qualifiers because although they all call attention to a system overload, they indicate the cause and gravity of the situation in their own specific way.

The presence of nematode bacterium *Thiotrix nivea* (*Fig. 1*) is an indication of the final stage, the ultimate putrefaction of water: hydrogen sulphide indicator. In this case it is necessary to empty and clean the aeration tank. This stage can be avoided if the other indicators are paid attention to in a timely manner.

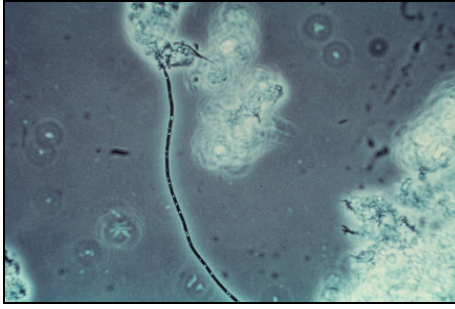


Figure 1. *Thiotrix nivea* (magnified 400 times)

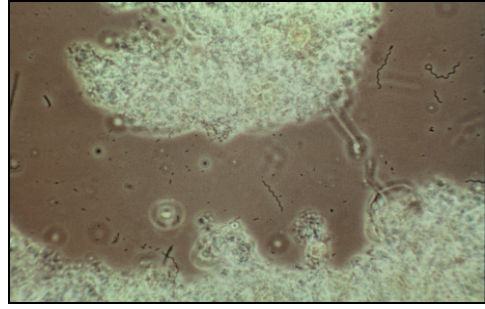


Figure 2. *Spirochaeta* (magnified 250 times)

The presence of Spirillum and Spirochaeta species (Fig. 2) signals the first stage of oxygen deficiency and an increase in the load. The Sarcina and Streptococcus phyla indicate a shift toward overload, alert of anaerobic processes, and the creation of stagnant "dead zones".

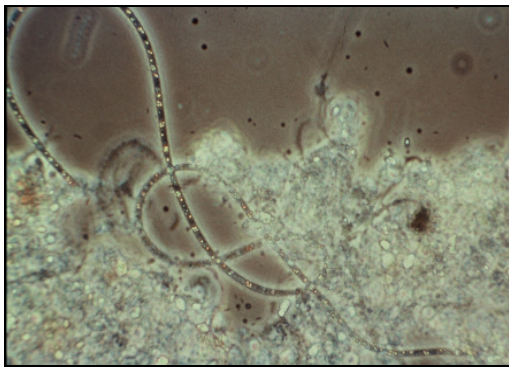


Figure 3. *Beggiatoa* thread (magnified 400 times)

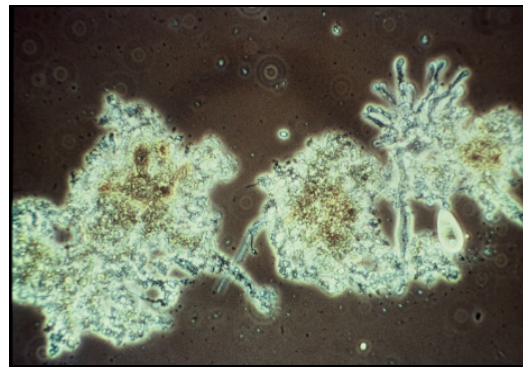


Figure 4. *Zooglea* (magnified 400 times)

Sulphur bacteria, Thiocystis, Chromatium, and Beggiatoa species (Fig. 3) point to insufficient clarification level, the formation of hydrogen sulphide, and the stage of putrefaction due to oxygen deficiency. A significant increase in the number of these bacteria results in a white, "furlike" coating.

The swelling and movement of the sludge, usually caused by the decomposition of nitrogen compounds, are indicated by the presence of Nocardia, Zooglea (Fig. 4).

The flagellate protozoa (Fig. 5) indicator organisms (Oikomonas, Trigonomonas, Trepomonas, and Bodo species, found in heavily loaded water rich in organic matter, show characteristics of both fauna and flora.

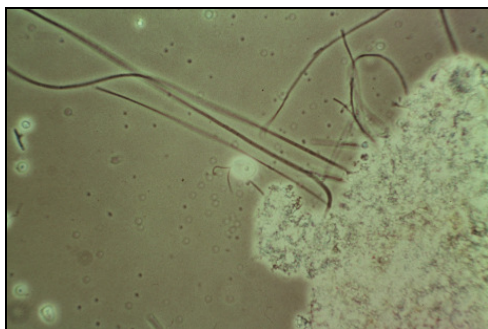


Figure 5. *Zooflagellata* (magnified 250 times)

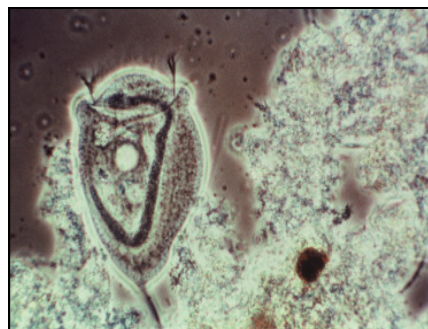


Figure 6. *Vorticella* (magnified 400 times)

Besides bacteria and flagellate protozoa, the most significant indicator organisms are ciliate protozoa. The presence of these organisms indicates oxygen deficiency, system overload, and putrefaction. Ciliates most common in polysaprobic water are the *Paramecium* and *Vorticella* species (*Fig. 6*).

In mesosaprobic sewage water the organic matter load is medium, the nutrient to microorganism ratio is 50% less than in polysaprobic water where the organic matter content is high. Sewage sludge is formed in 3.5 to 7 days, big clusters are formed that settle easily, and the freely floating bacteria are few. The free oxygen content is 4 to 6 mg per liter, which means sufficient aeration. Optimal conditions are indicated by the presence of certain ciliate protozoan: *Chilodonella* (*Fig. 7*), *Litonotus*, and *Aspidisca* species. They signal the process of nitrification, decreased ammonia level, and favorable aerobic (i.e. pertaining to the amount of oxygen) conditions).



Figure 7. *Chilodonella* (magnified 400 times)

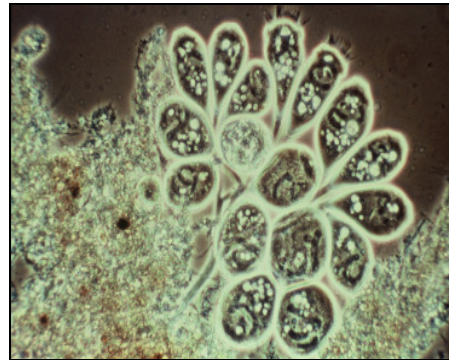


Figure 8. *Epistilis* sp. (magnified 100 times)

Oligosaprobic water is poor in nutrition, and the decomposition of organic matter is at a low level. It may be characterized by excessive aeration, and the clusters floating in the water are small and loosely structured. This condition is indicated primarily by the thread bacterium *Microthrix parvicella*. This bacterium occurs frequently in the winter months, and can become a dominating organism. *Epistilis* ciliate protozoa (*Fig. 8*) are present in large numbers when the efficiency of sewage treatment is above 65%.

Stabilized (aged) sewage sludge is indicated by the presence of metazoan organisms since they need more time to reproduce than the protozoic protocysts and bacteria. The most characteristic indicators are *Tubifex tubifex* of the nematodes (*Fig. 9*), and the rotifer group (Rotatoria) (*Fig. 10*). Due to their filtering feeding method they reduce the number of bacteria outside the clusters, they loosen the structure of the clusters thus the bacteria inside the clusters have access to more oxygen.

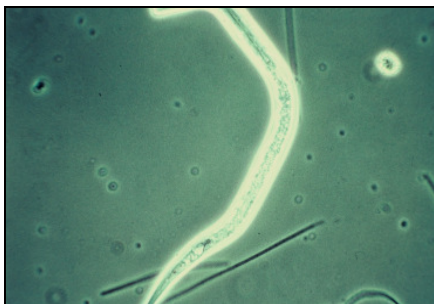


Figure 9. *Nematoda* sp. (magnified 250 times)

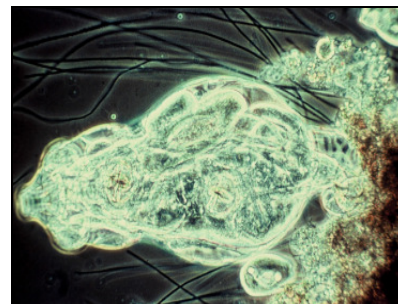


Figure 10. *Rotatoria* (magnified 150 times)

Conclusions

Bioindicators indicate the presence and condition of the different stages of sewage treatment, also indicating the absence or excessive level of an entity. Observing the bioindicators, the quality of water, and the condition and operations of the treatment equipment can be continuously checked and controlled in a cost effective way. Thus the study of bioindicators is absolutely justifiable.

References

- ANGER I. – KÖDÖBÖCZ L. – BÍRÓ B. (2004) Mikrobacsoportok herbicid-szennyvíz kombinációkkal szembeni érzékenységének vizsgálata modellkísérletekben. *Agrokémia és Talajtan*, Vol.53. No.3-4, pp. 331-342.
- KÁRPÁTI, Á. (2002) Sewage sludge under the Microscope Aerobic sewage Treatment Methods: Using sewage sludge and other Methods. Veszprém, Hungary, pp. 3-55.
- NÉMETHNÉ-KATONA J. (2003) *The Biological Fundamentals of Environmental Sciences*. Budapest, Hungary, pp. 5-260.
- PESTI M. (2001) *Comprehensive Microbiology*. Dialog-Campus, Hungary, pp. 3-89.
- VELISKOVA, I. (2006) Problem of water pollution and ways of solution. *Cereal Research Communications*, pp. 101-103.

Dr. Szili-Kovács Tibor¹ – Pohner Zsuzsanna² – Bíró Ibolya³ – Takács Tünde⁴

Talaj mikrobiális biomassza és PLFA mintázata többéves szénforrás-kezelés abbahagyása után homokpusztagyep restaurációs kísérletben

Abstract

A combined organic carbon treatment was applied at an abandoned farm-field to promote ecological restoration in the Kiskunsag National Park between 1998 and 2003 years. The aim of the treatments was to decrease the soil nitrogen availability thereby invasive weeds drive back. We established in our previous work that the carbon treatment largely increased the soil microbial biomass and activity, and decreased soil available N, especially nitrate-N. After cessation of the carbon amendments we could observed significant alteration neither in soil microbial biomass nor in soil available N as a residual effect of the treatments in 2004. Phospholipid fatty acid (PLFA) pattern directly extracted from the soil showed significant alteration indicating microbial community shift despite stopping treatment. The community pattern showed higher stability respecting to seasons and slow-growing presumably K-strategist bacterial number was higher in undisturbed grassland.

Absztrakt

1998 és 2003 között kombinált szerves C-kezelést alkalmaztunk egy művelés alól felhagyott tanyán ökológiai restaurációs célból a Kiskunsági Nemzeti Parkban. A kezeléssel a talajban lévő nitrogén felvehetőségét akartuk csökkenteni, ezáltal az invázív gyomfajok visszaszorítását. Korábbi vizsgálataink során megállapítottuk, hogy a szénforrás-kezelés nagymértékben befolyásolta a talaj mikrobiális biomassza nagyságát és aktivitását, továbbá a szerves N elsősorban a nitrát-N mennyiségét szignifikánsan csökkentette a talajban. A kezelés abbahagyása után 2004-ben már nem tapasztaltunk különbséget sem a mikrobiális biomasszában sem pedig a talaj felvehető N tartalmában a kezelés utóhatásaként. A talajból közvetlenül kivonható foszfolipid zsírsavak (PLFA) mintázata azonban eltéréseket mutatott, ami a mikrobiális közösség bizonyos fokú átrendeződésére utal a kezelés abbahagyásának ellenére. A bolygatatlan gyepterületen nagyobb mennyiségben fordultak elő K-stratégista baktériumok és közösségi mintázatuk is stabilabb volt a szezonális változás során.

1. Bevezetés

A földhasználat megváltozása, a rossz termőképességű talajok kivonása után Európa-szerte nagy kiterjedésű felhagyott területek találhatók. Elsősorban nemzeti parkok és természetes ökoszisztémák közelében fekvő területeken természetesen adódik az igény az ökológiai restaurációra, vagyis az eredeti vagy ahhoz hasonló ökoszisztéma helyreállítására. Ez a folyamat önmagától is végbemehet a másodlagos szukcesszió során (CSECSERITS, A. et al. 2007), de a folyamat felgyorsítása és megfelelő irányba terelése érdekében gyakran

¹ Dr. Szili-Kovács Tibor MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, Budapest E-mail: szili_k@rissac.hu

² Pohner Zsuzsanna Eötvös Lóránd Tudományegyetem, Mikrobiológiai Tanszék, Budapest

³ Bíró Ibolya MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, Budapest E-mail: ibbiri@gmail.com

⁴ Takács Tünde MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, Budapest E-mail: takacs@rissac.hu

alkalmaznak aktív restaurációt. A folyamat sebességét a növények számára felvehető N-tartalom mennyisége nagymértékben befolyásolja. A nagy felvehető N-tartalom kedvező a gyors növekedésű gyom- vagy invázió növényfajok számára, szemben a gyepterületek bennszülött fajaival (MCLENDON, T – REDENTE, E. 1992). A nitrogén mikrobiális transzformációinak sebessége befolyásolja a talaj felvehető N-tartalmát, ezért a mikrobiális immobilizációs aktivitás növekedése a N biomasszába történő beépítése által csökkenti a talaj felvehető N-tartalmát. Szerves szénforrások talajhoz adásával növekszik a mikrobiális biomassza, az enzimaktivitás, és ez a talaj N gyors immobilizációját eredményezi laboratóriumi (GULYÁS, F. – FÜLEKY, GY. 1994; PAŞCA, D. et al. 1998), és terepi viszonyok között (PASCHKE, M. et al. 2000; TÖRÖK, K. et al. 2000). A N immobilizáció növelése érdekében leggyakrabban alkalmazott szénforrások a cukor (MCLENDON, T. – REDENTE, E. 1992; PASCHKE, M. et al. 2000; PROBER, S. et al. 2005), a fűrészpor (CORBIN, J – D’ANTONIO, C. 2004), vagy a fűrészpor vagy faforgács és cukor együttesen (TÖRÖK, K et al. 2000; ESCHEN, R. et al. 2007). Számos tájidegen növény biomasszájának csökkenését figyelték meg szénforrás-kezelés hatására, ugyanakkor az őshonos fajok abundanciája is növekedett több esetben (MCLENDON, T. – REDENTE, E. 1992; PASCHKE, M. et al. 2000). A mikrobiális N transzformációt felhagyott területek talajaiban eddig kevesen vizsgálták (TÖRÖK, K. et al. 2000; CORBIN, J. – D’ANTONIO, C. 2004; ESCHEN, R. et al. 2007), annak ellenére, hogy ennek jelentősége – különösen az ökológiai restauráció miatt – már korábbról ismertté vált.

Az 1998 és 2003 között 6 évig tartó restaurációs célú szénforrás-kezelési kísérletünkről már beszámoltunk (SZILI-KOVÁCS T et al. 2000; SZILI-KOVÁCS T. – TÖRÖK K. 2005; SZILI-KOVÁCS, T. et al. 2007). Jelen cikkben azt vizsgáljuk, hogy közvetlenül a többéves szénforrás-kezelés abbahagyása után történik-e változás a talaj mikrobiális biomasszában, a talaj N felvehetőségében és a mikrobiális közösség struktúrájában.

2. Anyag és módszer

A kísérleti terület a Kiskunsági Nemzeti Parkban a Fülöpháza melletti Fabók-tanyán helyezkedett el (46°52' É; 19°24' K). A művelést a tanya egyik részén (R) 1991-ben, míg a másikon (Bk és Bt) 1995-ben hagyták abba. A három terület eltérő topográfiai elhelyezkedése a talaj tulajdonságaiban és a növényzetben is megnyilvánult. A legalacsonyabb szinten elhelyezkedő régebben valószínűleg egy réti növénytársulás lehetett (R), a következő egy enyhe buckaközi mélyedésben (Bk), a harmadik inkább buckatetői helyzetben (Bt) volt. A terület leírása korábbi közleményünkben megtalálható (SZILI-KOVÁCS T. et al. 2000).

A talaj meszes homok, főbb jellemzői a felső 20 cm-es rétegben a következő volt: R: szerves C = 0,45%, összes N = 0,054%, pH(H₂O) = 7,9; Bk: szerves C = 0,36%, összes N = 0,046%, pH(H₂O) = 7,9; Bt: szerves C = 0,17%, összes N = 0,021%, pH(H₂O) = 8,1.

Mindhárom területen 12 kísérleti parcellát jelöltünk ki 1998-ban, amelyeknek a fele kontroll, másik fele, pedig cukor- és fűrészpor-kezelést kapott. A cukrot évente 7–10 (háromhetente), a fűrészport évente 2–3 alkalommal juttattuk ki a parcellákra április közepétől októberig, 2000 és 2003 évek között (SZILI-KOVÁCS T. – TÖRÖK K. 2005). 2004-ben már nem volt szerves anyag-kezelés.

Valamennyi, vagyis mind a 36 parcellából átlagmintát vettünk 2 cm átmérőjű talajmintavevővel 7–7 pontból a 0–20 cm-es rétegből 2004. áprilisában. Egy mintarészből a talajnedvességet, egy másik mintarészből levegőn történő szárítás után a szerves N (NH₄⁺ és NO₃⁻) tartalmat mértük. A harmadik mintarészből – amelyet nedvesen szitáltunk (<2 mm) és hűtőben tároltunk (kb. 4 °C) – végeztük a mikrobiális biomassza C- és N-tartalom meghatározást.

A talajminta mikrobiális C-meghatározását kloroform fumigációs extrakciós módszerrel végeztük (VANCE, E. et al. 1987). 15 g eredeti nedvességű talajt tartalmazó főzőpoharakat vákuum exszikkátorba helyeztük, és addig vákuumoztunk vegyi fülke alatt, amíg a külön edényben elhelyezett kloroform (15 cm³) forni kezdett. 2 perc forrás után lezártuk az exszikkátor csapját, és 1 napig úgy hagytuk. Másnap a kloroform gőzöket többször ismételt vákuumozással eltávolítottuk. Ezt követően a kloroformmal fumigált és nem fumigált mintákat egyaránt 0,05 M K₂SO₄-oldattal rázattuk (1:4 talaj:oldat arány) 30 percig, majd a szűrlet szerves C- és összes N-tartalmát Apollo 9000 TOC/TN analizátorral (Teledyne-Teckmar) mértük. A biomassza C-t és N-t a fumigált és nem fumigált mintákban mért szén és nitrogén különbségének egy faktorral történő elosztása után kaptuk ($k_{EC} = 0,45$, WU, J. et al. 1990; $k_{EN} = 0,54$, JOERGENSEN, R. – MULLER, T. 1996).

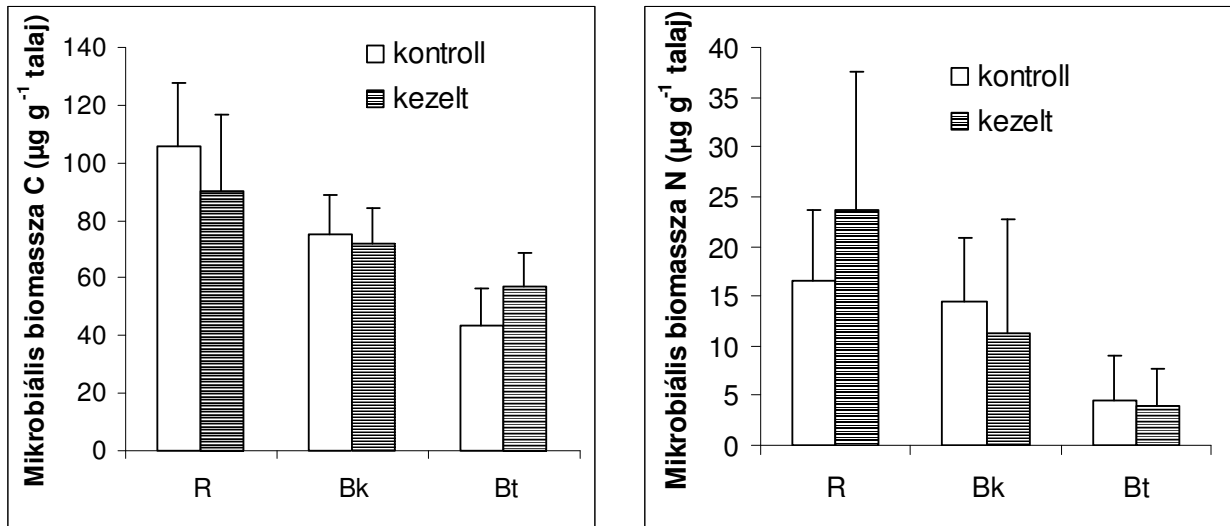
A kezelés hatékonyságát a talaj N felvehetőségére *in situ* ioncserélő szitazacskós módszerrel (BINKLEY, D. – MATSON, P. 1983) elemeztük: 10,0 g nedves kevertágyas anion- és kation-cserélő műgyantát (MB-3, Merck®) varrtunk sűrű szövésű műszálas függönyanyagba, és egy 50 cm hosszú színes zsinórt varrtunk hozzá, a visszakeresés megkönnyítése érdekében. Az így elkészített zacskókat a parcellák közepén, 5–8 cm mélységben ferdén leásva helyeztük el 2 ismétlésben és másfél havonta cseréltük a vegetációs időszak alatt. A laboratóriumban szárítást és tisztítást követően a zacskókat extraháltuk (10 g ioncserélő: 75 ml 1 M KCl-oldat), és a szűrlet NH₄⁺-N és NO₃⁻-N tartalmát vízgőzdesztillációval mértük.

A kísérleti területen 2004-ben újabb 2 alkalommal, júniusban és szeptemberben vettünk talajmintát a felső 0–5 cm rétegből steril hengerekkel, összesen 6 parcella (R-C3, R-T3, Bt-C3, Bt-T1, Bk-C2 és G) egy-egy pontjáról. Az R, Bk és Bt jelentette a három kísérleti területet (site), a G pedig a közelben fekvő bolygatatlan természetes homoki gyepet; a T a szervesanyaggal-kezelt a C a kontrollt, a mellette lévő szám pedig a parcella számot jelentette. Ugyanazon növényfaj (*Stipa boristhenica*) tövéből vettük a talajmintát, az eltérő növényzet általi esetleges hatás kiküszöbölése érdekében. A talajmintákat közvetlenül a laboratóriumba történő beszállításuk után lefagyasztottuk (–20 °C) a vizsgálatokig. Ezekből a mintákból a kivonható összes foszfolipid-tartalmat és ezek mennyiségi megoszlását gázkromatográfiás méréssel határoztuk meg (FROSTEGÅRD, Å. et al. 1993). Talajkivonat agaron (SZEGI J. 1979) a kitenyészthető csíraszámot a talaj 10-szeres hígítási sorozatú tagjaiból három- és hétnapos inkubáció után, a gyorsnövekedésű és lassú növekedésű baktériumok szerint meghatároztuk.

A kezelések utóhatását varianciaanalízissel elemeztük. A foszfolipid-zsír-sav-metilészterek megoszlását főkomponens-analízissel vizsgáltuk.

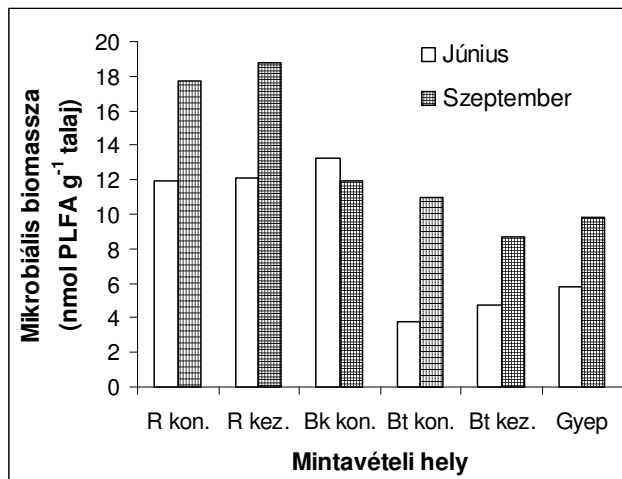
3. Eredmények és megvitatásuk

A talaj mikrobiális biomassza C és N értéke (kloroform fumigációs extrakciós módszer alapján) nem mutatott eltérést a kezelt és kontroll parcellák között egyik területen sem (1. ábra). Az előző években legalább az R és Bk területeken a szénforrás kezelése hatására rendszerint nagyobb mikrobiális biomasszát mértünk (SZILI-KOVÁCS T. – TÖRÖK K, 2005). Ez alapján úgy látszik, hogy a rendszeres szénforrás-kezelés felfüggesztése után kevesebb, mint egy év alatt eltűnik a különbség a kezelt és kontroll parcellák mikrobiális biomasszájában.

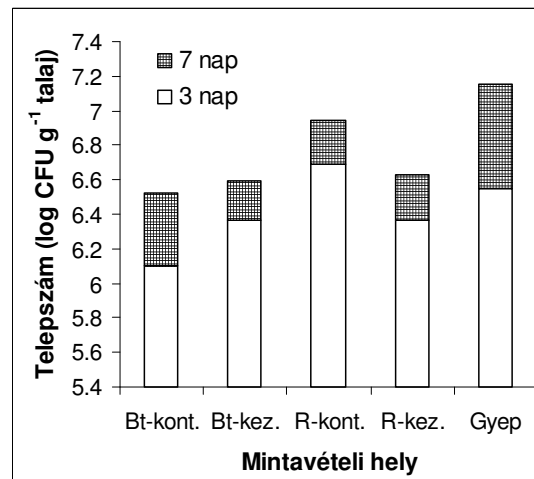


1. ábra. A talaj mikrobiális biomasza C- és N-tartalma a három vizsgált területen (R=rét, Bk=Buckaköz, Bt=Buckatető) a 2004. áprilisi mintavételkor, kb. fél évvel az utolsó szénforrás-kezelést követően. A hibavonalak az adatok szórását mutatják (n=6).

Az összes foszfolipid alapján mért mikrobiális biomasza hasonló módon nem mutatott eltérést a kezelt és a kontroll területek között. Ugyanakkor mind az összes foszfolipid-tartalom, mind a fumigációs módszerrel mért mikrobiális biomasza tekintetében jól látható, hogy a kismértékű domborzati különbségnek megfelelően a legmagasabb térszínen elhelyezkedő Bt továbbá a bolygatatlan gyeppen a legkisebb és a legmélyebben fekvő R területen a legnagyobb a mikrobiális biomasza (2. ábra).



2. ábra. A talajminták összes foszfolipid-tartalma (PLFA) a 2004. júniusi és szeptemberi minta-vételkor. R=rét, Bk=buckaköz, Bt=buckatető, Gyep=bolygatatlan homoki gyepp, Kon.=kontroll, kez.=kezelt



3. ábra. Talajkivonat agaron kitenyészthető csíraszámok logaritmus értékei. A telepszámlálás a 3. és 7. napon történt

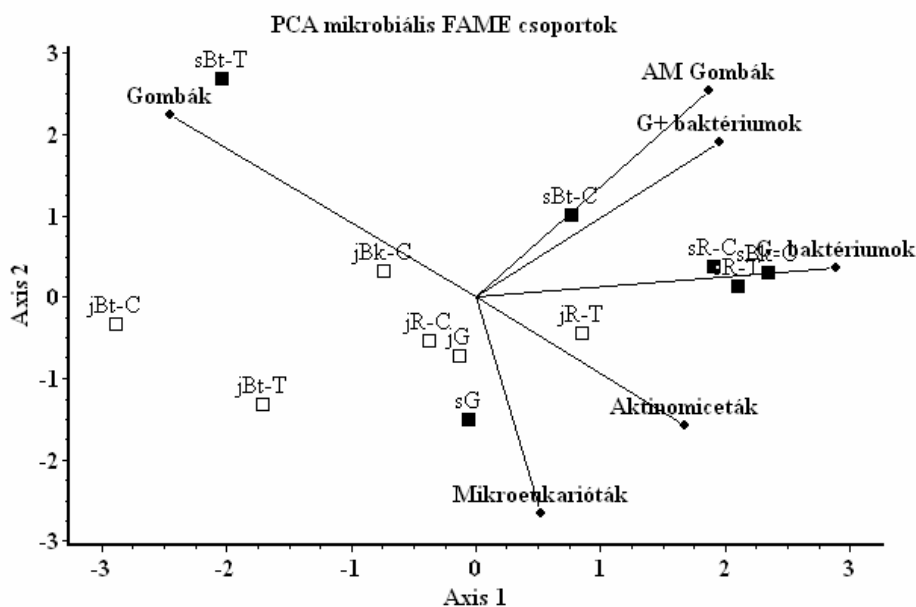
A Bk terület kivételével szeptemberben jóval nagyobb volt a talaj összes foszfolipid-tartalma a júniusi mintavételhez képest. Előző években a fumigációs módszer alapján is rendszerint az őszi mintavételkor mértük a legnagyobb mikrobiális biomasza értékeket (SZILI-KOVÁCS, T. et al. 2007). Ez feltehetően az őszi dúsabb vegetációnak, a nagyobb

gyökértömegnek és ezzel együtt feltehetően a nagyobb mértékű gyökérexudátum produkciónak köszönhető.

Az ioncserélő tesztcacskókkal mért felvehető-N tartalmában szintén nem volt szignifikáns különbség egyik területen sem a kontroll és kezelt parcellák között 2004-ben. Az előző három évben a rendszeres szénforrás-kezelés időszakában szignifikáns különbség volt mind a három területen (SZILI-KOVÁCS, T et al. 2007).

A talajkivonat agaron meghatározott összcsíraszámában szintén nem volt eltérés a vizsgált R és Bt területeken (3. ábra). A bolygatatlan gyepterületről kitenyészhető csíraszám nem volt kisebb, mint a felhagyott szántókról származó minták csíraszám, holott az összes foszfolipid és mikrobiális biomassza mennyisége kisebb volt. Ez is mutatja, hogy a csíraszám nem alkalmas a mikrobiális biomasszában meglévő különbségek kimutatására. A vizsgálatok legérdekesebb eredménye az inkubáció 3. és 7. napján kapott csíraszámok összehasonlításából származik. Ezzel a kitenyészhető gyors és lassú növekedésű mikroorganizmusokat tudjuk mennyiségileg összehasonlítani. A bolygatatlan gyepterületen az összes vizsgált mintához képest jóval nagyobb mennyiségben voltak jelen a lassú növekedésű "K"-stratégistának tartott baktériumok. A Bt kontroll területen is viszonylag nagy számban fordultak ezek elő, de jóval kisebb mennyiségben, mint a bolygatatlan gyeppen.

A mikrobiális közösség durva struktúrája megközelíthető a kivonható foszfolipid-mintázat alapján. Az egyes csoportokra jellemző foszfolipideket összevonva azt tapasztaltuk, hogy ezek között jelentős eltérések mutatkoztak. Különbség volt a kezelt és kontroll területek foszfolipid megoszlásában, ami azt jelenti, hogy a szénforrás-kezelés abbahagyása után, bár a mikrobiális biomasszában nem volt eltérés, de a közösség összetételében igen.



4. ábra. A talajmintákból kivont foszfolipid-zsírsav-metilészterek (PLFA) mennyiségi megoszlása alapján végzett főkomponens-analízis euklideszi távolság alapján szerkesztett biplotja. Jelölések: j=júniusi (üres négyzet), s=szeptemberi (tömör négyzet) mintavétel; R=rét, Bt=buckatető, Bk=buckaköz, G= bolygatatlan gye; C=kontroll, T=kezelt. Az első, vízszintes tengely az összvariancia 47%-át, a második függőleges tengely az összvariancia 21%-át magyarázza

A főkomponens-analízis alapján megszerkesztett ábrán jól látszik, hogy a két fő ellenpólus a baktériumok és a szaprofita gombák, ugyanakkor érdekes módon az AM gombák (TAKÁCS T. – VÖRÖS I. 2003) a többi gombához képest ellentétes oldalon helyezkedett el, a Gram-pozitív baktériumokkal majdnem azonos pozícióban (4. ábra). Az is jól megfigyelhető, hogy

a szeptemberi mintavételkor a közösség összetétele a júniusi gomba dominanciához képest a baktériumok irányába tolódott el, ami alól kivétel a kezelt Bt terület, ami mintha éppen ellentétesen viselkedne. Ez talán azzal magyarázható, hogy ez a legszárazabb terület, és a talaj felszínén felhalmozódó, részben lebomlott faforgács és fűrészpor inkább a gombák életfeltételeinek kedvezőbb, ami a mikrobiális biomassza C:N arányának a kismértékű növekedésében is megnyilvánult (SZILI-KOVÁCS, T. et al. 2007). A bolygatatlan gyepterület júniusi és szeptemberi foszfolipid mintázata alig különbözött egymástól. Ez azt jelezheti, hogy itt a mikrobiális közösség rezilienciája, vagyis a környezeti tényezőkkel szembeni ellenálló képessége, a közösség stabilitása nagyobb, mint a bolygatott területeken. A vizsgálati minták száma azonban messze nem elegendő ahhoz, hogy ezt biztosan kijelenthessük, ehhez további vizsgálatokra lenne szükség.

4. Következtetések

A több éves szénforrás-kezelés abbahagyása után a talaj mikrobiális biomassza szén- és nitrogéntartalma már nem különbözött a kontrolltól, ugyanakkor a nitrogén felvehetősége sem különbözött. A talaj mikrobiális biomassza szeptemberben nagyobb volt, mint júniusban. A mikrobiális közösség szerkezete júniusban és szeptemberben jelentősen különbözött, feltehetőleg a kiterjedtebb gyökérszövet hatására a gomba dominancia csökkent. A bolygatatlan gyepterület talajában nagyobb mennyiségben fordultak elő K-stratégista baktériumok, mint a bolygatott területeken. A bolygatatlan gyepterületen a talaj foszfolipid mintázat viszonylagos stabilitása két szezont összehasonlítása alapján feltételezhető, hogy a mikrobiális közösség rezilienciája nagyobb, mint a bolygatott gyepterületé.

Köszönetnyilvánítás

A kutatás NKFP-OTKA (K 68636) támogatás segítségével történt.

Irodalom

- BINKLEY, D. – MATSON, P. (1983) Ion exchange resin bag method for assessing forest soil nitrogen availability. *Soil Science Society of American Journal*, 47, pp. 1050–1052.
- CORBIN, J. D. – D'ANTONIO, C. M. (2004) Can carbon addition increase competitiveness of native grasses? A case study from California. *Restoration Ecology*, 12, pp. 36–43.
- CSECSERITS, A. – SZABÓ, R. – HALASSY, M. – RÉDEI, T. (2007) Testing the validity of successional predictions on an old-field chronosequence in Hungary. *Community Ecology*, 8, pp. 195–207.
- GULYÁS, F. – FÜLEKY, GY. (1994) C- and N-transformation dynamics in the soil. *Die Bodenkultur*, 45, pp. 313–318.
- ESCHEN, R. – MORTIMER, S. R. – LAWSON, C. S. – EDWARDS, A. R. – BROOK, A. J. – IGUAL, J. M. – HEDLUND, K. – SCHAFFNER, U. (2007) Carbon addition alters vegetation composition on ex-arable fields. *Journal of Applied Ecology*, 44, pp. 95–104.
- FROSTEGÅRD, Å. – TUNLID, A. – BÄÄTH, E. (1993) Phospholipid fatty acids composition, biomass, and activity of microbial communities from two soil types experimentally exposed to different heavy metals. *Appl. Environm. Microbiol.* 59, pp. 3605–3617.
- JOERGENSEN, R. G. – MUELLER, T. (1996) The fumigation extraction method to estimate soil microbial biomass: calibration of the kEN value. *Soil Biology and Biochemistry*, 28, pp. 33–37.
- MCLENDON, T. – REDENTE, E. F. (1992) Effects of nitrogen limitation on species replacement dynamics during early secondary succession on a semiarid sagebrush site. *Oecologia*, 91, pp. 312–317.
- PAȘCA, D. – CRIȘAN, R. – MUNTEAN, V. – POPOVICI, I. – KISS, S. – DRĂGAN-BULARDA, M. (1998) Enzymological and microbiological study of the evolution of a technogenic soil submitted to biological recultivation at the lead and zinc mine Rodna (Romania). *Soil and Tillage Research*, 47, pp. 163–168.

- PASCHKE, M. W. – MCLENDON, T. – REDENTE, E. F. (2000) Nitrogen availability and old-field succession in a shortgrass steppe. *Ecosystems*, 3, pp. 144–158.
- PROBER, S. M. – THIELE, K. R. – LUNT, I. D. – KOEN, T. B. (2005) Restoring ecological function in temperate grassy woodlands: manipulating soil nutrients, exotic annuals and native perennial grasses through carbon supplements and spring burns. *Journal of Applied Ecology*, 42, pp. 1073–1085.
- SZEGI J. (1979) Talajmikrobiológiai vizsgálati módszerek. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
- SZILI-KOVÁCS T. – TÓTH T. – TÖRÖK K. – HALASSY M. (2000) Homokpusztagyepék természetvédelmi restaurációja a talaj-nitrogén immobilizációjával. 2. Szabadföldi kísérletek. *Agrokémia és Talajtan*, 49, pp. 505–521.
- SZILI-KOVÁCS T. – TÖRÖK K. (2005) Szénforráskezelés hatása a talaj mikrobiális aktivitására és biomasszájára felhagyott homoki szántókon. *Agrokémia és Talajtan*, 54, pp. 149–162.
- SZILI-KOVÁCS, T. – TÖRÖK, K. – TILSTON, E. L. – HOPKINS, D. W. (2007) Promoting microbial immobilization of soil nitrogen during restoration of abandoned agricultural fields of organic additions. *Biology and Fertility of Soils*, 43, pp. 823–828.
- TAKÁCS T. – VÖRÖS, I. (2003) Az arbuskuláris mikorrhiza gombák szerepe gazdanövényük víz- és tápanyagellátásában. *Növénytermelés*, 52, pp. 583–593.
- TÖRÖK, K. – SZILI-KOVÁCS, T. – HALASSY, M. – TÓTH, T. – HAYEK, ZS. – PASCHKE, M. W. – WARDELL, L. J. (2000) Immobilization of soil nitrogen as a possible method for the restoration of sandy grassland. *Applied Vegetation Science*, 3, pp. 7–14.
- VANCE, E. D. – BROOKES, P. C. – JENKINSON, D. S. (1987) An extraction method for measuring soil microbial biomass-C. *Soil Biology and Biochemistry*, 19, pp. 703–707.
- WU, J. – JOERGENSEN, R. G. – POMMERENING, B. – CHAUSSOD, R. – BROOKES, P. C. (1990) Measurement of soil microbial biomass C by fumigation-extraction – an automated procedure. *Soil Biology and Biochemistry*, 22, pp. 1167–1169.

*Antal Zsuzsanna*¹ – *Dr. Juhász Lajos*² – *Tanyi Péter*³

Kiegészítő növényteni vizsgálatok egy védett legelő gyepprodukciójának modellezéséhez

Abstract

Our botanical survey at the great pasture of Hajdúbagos is a part of a project that aims to predict the production of the grass at the given area. The mentioned pasture is a nature conservation area, the usage of artificial fertilizers or other classic grassland management methods in its handling are prohibited. Thus grazing is an important tool for the management of this area, however the not suitably regulated grazing order and the poorly calculated carrying capacity cause serious problems at some parts of the pasture. The prediction of the grass yield is essential to avoid both over- and both under-grazing and for determining the optimal number of the grazing animal stock and the grazing method, thus the most suitable management strategy.

The potential grass yield is easily calculable with a computer model that will be established as a basis for determining the grass production. For the sake of getting an accurate view of the plant associations of the pasture, we created examination quadrates and determined all plant species found in the quadrates. After plant determination, we compiled a coenological table in which we marked besides the scientific name and families, the life forms of each species that refer to the structure, morphology and thus the adaptability of plants to their environment. We determined the TWR, so the thermoclimate, water and soil reaction values, the nature conservation values, as well as the covering values of each plant species (D_B), and the total coverage of the examination quadrates ($B\%$).

The life forms and TWR indicators, all together with the nature conservation values provide further important data to the development of the management suggestion of the protected pasture. By examining these values to different parts of the area, we could get an exact view on the measure of the degradation effects. This promotes the determination of grazing methods and the forming of the boundaries of certain pasture sections, to avoid those harmful anthropogenic effects that seriously endanger this extensive sandy pasture.

1. Bevezetés

Védett gyepterületeink fajgazdag növény- és állattársulásokat tartanak fent, már csupán ezért sem kérdőjelezhető meg természetvédelmi jelentőségük. E gyepek többségének arculatát azonban az évszázados mezőgazdasági hasznosítás, döntően az extenzív, legeltetéses állattartás formálta, így fenntartásuk legelő állatok nélkül elképzelhetetlen. A hazai természetvédelmi szakemberek is felismerték a védett gyepek kezelésében a legelő állatok szerepét, így ma már jelentős azoknak a védett gyepeinknek az aránya, ahol a legeltetést, mint kezelési módszert alkalmazzák. Az is igaz ugyanakkor, hogy e területeken a természetvédelmi tevékenység kap prioritást és a termelés szinte elhanyagolható emellett. Az intézményes

¹ **Antal Zsuzsanna** Debreceni Egyetem, Természetvédelmi, Állattani és Vadgazdálkodási Tanszék, Debrecen E-mail: zsuzsannaantal@gmail.com

² **Dr. Juhász Lajos** Debreceni Egyetem, Természetvédelmi, Állattani és Vadgazdálkodási Tanszék, Debrecen E-mail: juhaszl@agr.unideb.hu

³ **Tanyi Péter** Debreceni Egyetem, Növénytudományi Intézet, Debrecen E-mail: tanyi@agr.unideb.hu

természetvédelem pedig éppen ezért nem képes gazdasági szempontból is jövedelmező lenni, holott két kölcsönösen egymásra utalt tevékenységi körről van szó.

Erre a felismerésre alapozva vizsgálatunk átfogó célja egy olyan gyepprodukciónak megalkotása, amellyel a változó időjárási tényezők függvényében, különböző szimulált legeltetett állatfajok, és állatállományok esetén lehetővé válik a potenciális fűhozam meghatározása. A modell segítségével előre jelzett gyeptertermés ismeretében ugyanis lehetőség lesz a legelő állattartó képességét, ezen keresztül a legeltethető állatlétszámot meghatározni, ami elősegítheti a mezőgazdaság és a természetvédelem együttműködését, a védett gyepterületeken folytatott fenntartható gazdálkodás megteremtését.

A gyepek termőképességének modell segítségével történő meghatározásához ismernünk kell az adott füves terület botanikai összetételét, a gypalkotó fajok élettani jellemzőit, az egyes fűfélék arányát. Ezen adatok hiányában elképzelhetetlen meghatározni, hogy milyen gyepterterméssel számolhatunk, különösen egy olyan területen, ahol az évjáráthatást gyakorlatilag semmilyen (vagy legalábbis nagyon kevés) klasszikus gyepterkezelési módszerrel nem ellensúlyozhatjuk. Azon túlmenően, hogy a részletes botanikai vizsgálatok fontos információkat szolgáltatnak a gyepprodukciónak számításához, segítségükkel meghatározhatjuk a legelő egyes részeinek természetvédelmi értékét is, ami a legeltetési rend kialakításához, a megfelelő legeltetési módszer kidolgozásához is alapul szolgálhat.

Vizsgálatainkat egy konkrét védett területről begyűjtött információkkal, és onnan begyűjtött adatokkal kell alátámasztanunk, kiegészítenünk. Választásunk a Hajdú-Bihar megye keleti részén, Debrecentől délkeletre, Hajdúbagosa településtől északra található hajdúbagosi Nagy-nyomás legelőre esett, mivel e területet, a maga mintegy 265 hektáros kiterjedésével, változatos domborzata következtében sokszínű növénytakarásával, illetve védett státuszával minden tekintetben alkalmasnak ítéltünk vizsgálatainkhoz. A hajdúbagosi homoki legelő több szempontból is kiemelkedő természetvédelmi értéket képvisel (JUHÁSZ L. – ANTAL ZS. 2007), 1976-ban, Hajdúbagosa Földkútja Rezervátum Természetvédelmi Terület néven természetvédelmi oltalom alá is került, mivel e terület a fokozottan védett nyugati földkútja (*Nannospalax leucodon*) országosan is legjelentősebbként számontartott élőhelye (GYARMATHY I. 1993). A legelő természetvédelmi értékét növeli, hogy a terület a nyírségi homokterületeken megmaradt külterjes legelők egyike (HNPI⁴, 2003). A hagyományos földhasználati mód azonban az elmúlt évszázad folyamán meglehetősen háttérbe szorult, ami érezhető negatív hatását a területen. A jelenlegi állatállomány az adott évben képződött zöld tömegnek csak egy jelentéktelen részét képes lelegelni, ami a nem kívánatos szervesanyag felhalmozódásához vezet. Emiatt egyes területrészekben, a természetvédelmi kezelés részeként, a gyomosodás visszaszorítása érdekében kaszálás is folyik. A kaszálás így csak kényszermegoldás, kiváltására mindenképpen szükség lenne, amit a legeltetés és a legelő állatlétszám növelésével lehetne elérni (MAZSU I. 2001).

A vizsgált legelő megőrzéséhez tehát a megfelelő legeltetési mód kidolgozása fontos kutatási feladat. Ahhoz pedig, hogy egy gyepről helyes képet kapjunk, a növényzociológia pontos, statisztikai módszereit kell alkalmazni a gyeppminősítésben, ami a gyepek minőségi elemzése mellett az alkotó fajok tömegviszonyait, a mennyiségi elemzést is figyelembe veszi (BARCSÁK Z. et al. 1983). Az erre a módszerre alapozott botanikai felmérésünk lényeges adatokat szolgáltat a terület potenciális gyeptertermésének meghatározásához készülő számítógépes modellhez, melynek jelentősége abban áll, hogy a potenciális fűhozam meghatározása nélkülözhetetlen a vizsgált terület, és ez alapján más védett gyepek, megfelelő kezelési stratégiájának kidolgozásához.

⁴ Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság

2. Anyag és módszer

A botanikai felmérést a Balázs-féle kvadrátmódszer alapján végeztük. *Balázs* (BALÁZS F. 1949) szerint az 1, 4, 9 vagy 16 m² nagyságú mintanegyzetek is alkalmasak ehhez a felvételezési módszerhez, ám a szerző elsősorban a 2×2 méter nagyságú kvadrátok alkalmazását javasolta. A vizsgált legelő adottságait figyelembe véve mi az 1×1 méteres nagyságot választottuk. Az átfogó kutatási célkitűzésekhez igazodva összesen 34, egységesen egy négyzetméter alapterületű vizsgálati kvadrát került kialakításra, melyek pontos földrajzi elhelyezkedését GPS készülék segítségével mértük be a vizsgálatok megismételhetősége végett (ANTAL Zs. – HUZSVAI L. 2007).

A mintanegyzetek kialakítása során a legelő adottságait nem hagyhattuk figyelmen kívül. Amint azt az előzőekben említettük a legelő teljes területe mintegy 265 ha, domborzata pedig meglehetősen változatos, a relatív relief 5–9 méter. A számos homokbuckával tarkított területen több magassági szint különíthető el, a különböző szintek vegetációja pedig, az eltérő lefolyási és sugárzási viszonyok miatt lényegesen különbözik egymástól. A vizsgált területen összesen négy magassági szintet állapítottunk meg, ezek a buckatető (BT), a buckaoldal (BO), a mélyebb fekvésű (M), illetve a legmélyebb fekvésű térrész (LM). Ezt követően számítottuk a különböző magassági szintek kiterjedésének egymáshoz, és a legelő teljes területéhez viszonyított arányát, és a következő értékeket kaptuk. A buckatetők kiterjedése a legkisebb, hozzávetőleg 12,2%-a a legelő teljes területének. A buckaoldalak mintegy 15,7%-át, a legmélyebb fekvésű térrészek pedig körülbelül 22,5%-át foglalják el a teljes területnek. A mélyebb fekvésű részek kiterjedése a legnagyobb, hozzávetőleg 28,3%-a a legelő teljes területének (a fennmaradó térrészek vízállásosak, erdővel borítottak vagy szántóföldi művelés alatt állnak). Ezek után jutottunk arra a döntésre, hogy a legkisebb kiterjedésű buckatetőkön összesen 5 mintanegyzet elegendő lesz a vizsgálat elvégzéséhez. Ezért ezt a magassági szintet egynek véve, az egyes magassági szintek egymáshoz viszonyított arányából számolt szorzószámokat rendeltünk a további szintekhez. Így a buckaoldal-szint arányosan 1,3, a mélyebb fekvésű rész-szint 2,3, a legmélyebb fekvésű rész-szint pedig 1,9 szorzószámot kapott. A szorzások elvégzését követően tehát 5 négyzet a buckatetőkön, 7 (6,5) a buckaoldalakon, 12 (11,5) a mélyebb fekvésű részekben, 10 (9,5) pedig a legmélyebb fekvésű részekben került kijelölésre. A magassági szintenként több mintanegyzet kijelölése az ismétlések számának növelése miatt volt szükséges, ezzel ugyanis a mintanegyzetek vagy minták megsemmisülése vagy megrongálódása esetén is elvégezhető a vizsgálat. A mintanegyzetek kialakítása 2006 márciusában történt, két ütemben. A kvadrátok kialakítása az úgynevezett irányított random módszerrel történt, mivel a különböző magassági szintek megadták a négyzetek hozzávetőleges helyét, az egyes szinteken belül a négyzetek elhelyezése azonban már random választás eredménye volt.

A kialakított mintanegyzeteken az első, késő nyári – kora őszi aszpektust tükröző cönológiai felvételezést 2006-ban, a második késő tavaszi – kora nyári aszpektust mutató felmérést pedig 2007-ben végeztük. A fellelt fajok meghatározásához „A magyarországi edényes flóra határozója” (SIMON T. 2000) c. munkát használtuk. A vizsgálat alapján cönológiai táblázatot készítettünk, amelyben feljegyeztük valamennyi fellelt faj tudományos neve és családja mellett életforma típusait is, amelyek a növények felépítését, megjelenési képét, ezzel együtt környezetükhöz való alkalmazkodását fejezik ki. Megállapítottuk valamennyi faj TWR, azaz hő-, vízháztartás és talajreakció értékeit, természetvédelmi érték kategóriáit, illetve a fajok borítási értékeit (D_B) és a mintanegyzetek teljes borítottságát ($B\%$) (BALÁZS F. 1949) is. A fajok elnevezésénél a Priszter-féle nevezéktant alkalmaztuk (PRISZTER SZ. 1998). A felvett borítási értékek (D_B) és a mintanegyzetek teljes borítottsága ($B\%$) igen hasznos adatok, hiszen ezek alapján végezhető el a gyepek termésbecslése, így a modell validálásához nélkülözhetetlenek.

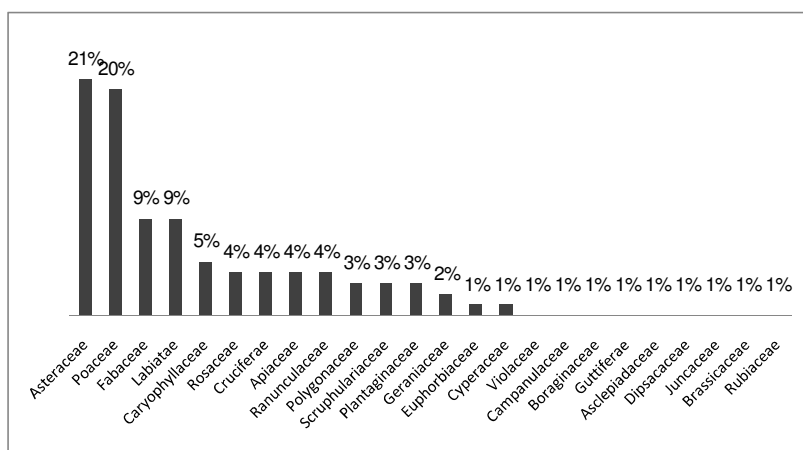
Tekintettel arra, hogy a vizsgált védett legelő nem hasonlítható egy monokultúrában termesztett növényre, de még egy néhány, meghatározott arányban vetett fajból álló intenzív legelőre sem, a gyepprodukciónak számítógépes előrejelzéséhez szükség van a fellelt növényfajok megfelelő csoportosítására. A csoportosítás alapjául számunkra a családonkénti bontás szolgál, hiszen egy-egy növénycsalád életani tulajdonságai hasonlóak, amelyek alapján elvégezhető egy-egy csoport termelési mértékének meghatározása.

A fellelt növényfajok életforma típusainak, TWR értékeinek és természetvédelmi értékkategóriáinak megállapításához ugyancsak a „A magyarországi edényes flóra határozója” (SIMON T. 2000) c. munkát, annak vonatkozó táblázatát használtuk. A borítási értékek meghatározásához az egyes fajokat az általuk elfoglalt terület nagysága szerint, becslés alapján osztályoztuk. A borítás értékét először dominanciaértékkel (D) fejeztük ki, amelyet úgy kaptunk meg, hogy a fajhoz tartozó növényegyedekkel borított területrészeket összeadtuk. A dominanciaértékeket ezután átfordítottuk D_B (dominancia *Balázs* szerint) értékkategorizációra egyszerű behelyettesítéssel, *Balázs* (BALÁZS F. 1949) munkája alapján. Számításaink visszaellenőrzésére is lehetőségünk volt, hiszen az értékek alapján meg tudtuk határozni az egyes mintanegyedek teljes borítottságát (B%), amelyeket a becsült összborítottsági értékekkel vetettünk össze.

3. Eredmények

A hajdúbagosi Nagy-legelőn végzett botanikai vizsgálataink során összesen 104 növényfajt találtunk, amelyek közül a *Juncus* nemzetségbe tartozó fajt nem tudtuk pontosan meghatározni. Emellett a szittyófaj mellett nem tudtuk meghatározni a *Hieracium* nemzetségbe tartozó természetes hibrid faj természetvédelmi értékkategóriáit.

A maradék 102 faj zöme az *Asteraceae* (Fészkesek, 21%) és a *Poaceae* (Pázsitfűvek, 20%) családba tartozik. Nagy fajszámmal képviselteti magát a hajdúbagosi nagylegelőn a *Fabaceae* (Pillangósvirágúak, 9%) és a *Labiatae* (Ajakosok, 9%) család is (1. ábra). E nagy fajszámú növénycsaládok mellett még további 20 család képviselőit találtuk meg a vizsgálati kvadrátokban. E családok azonban csak egy vagy csupán néhány fajjal képviseltetik magukat, így nem tekinthetők jelentősnek a legelő növényzeti arculatának formálásában.



1. ábra. A hajdúbagosi Nagy-nyomás legelőn fellelt növényfajok családjainak egymáshoz viszonyított megoszlása

Kizárólag a növénycsaládok egymáshoz viszonyított aránya azonban nem ad pontos képet a legelő növényállományáról. Figyelembe kell vennünk az egyes fajok borítási értékeit is. A 2006-ban, és 2007-ben becsült borítási értékek alapján a legtömegesebb faj a csillagpázsit (*Cynodon dactylon*), amely a *Poaceae* családba tartozik. A réti csenkesz (*Festuca pseudovina*) és a keskenylevelű perje (*Poa angustifolia*) ugyancsak tömeges fajoknak tekinthetők, szintén a *Poaceae* családból. Tömeges faj még a közönséges kakukkfű (*Thymus odoratissimus*; *Labiatae*) is.

A természetvédelmi érték kategóriáknak megfelelően, a fellelt és pontosan meghatározott 102 fajból 7 társulásalkotó, 34 kísérő és 6 pionír faj, amelyek a természetes állapotokra utalnak. A degradációra utaló fajok közül 26 zavarástűrő, 29 pedig gyomfaj (1. táblázat). Amint az a táblázatból kitűnik, a fellelt fajok csaknem fele természetes állapotokra utaló (46,08%), míg kevéssel több, mint fele degradációra utaló (53,92%).

1. táblázat. A fajok csoportosítása a természetvédelmi érték kategóriák alapján

Természetvédelmi érték kategóriák	Növényfaj (db)	%
<i>Természetes állapotokra utaló</i>	47	46,08
Társulásalkotó fajok	7	6,86
Kísérő fajok	34	33,33
Pionír fajok	6	5,88
<i>Degradációra utaló</i>	55	53,92
Zavarástűrő fajok	26	25,49
Gyomfajok	29	28,43
Összes faj	102	100

4. Következtetések és javaslatok

A 2006-ban és 2007-ben elvégzett késő nyári – kora őszi, illetve késő tavaszi – kora nyári aszpektust tükröző cönológiai felvételezésünk során összesen 104 növényfajt találtuk, a mintegy 265 ha kiterjedésű hajdúbagosi nagylegelőn kialakított 34 db, 1×1 méter nagyságú mintanegyzetben. A 104 fajból egy *Juncus* nemzetségbe tartozó fajt nem sikerült pontosan meghatároznunk és nem tudtuk meghatározni a *Hieracium* nemzetségbe tartozó természetes hibrid faj természetvédelmi érték kategóriáit. A többi 102 fajt ugyanakkor pontosan meghatároztuk, és e fajokra vonatkozó, a gyepprodukció meghatározását célzó modell elkészítése, illetve validálása során hasznos adatokat cönológiai táblában rögzítettük.

A cönológiai tábla mintanegyzetként tartalmazza a fellelt növényfajok magyar- és tudományos nevét, illetve családjait. A hajdúbagosi nagylegelőn megtalált növényfajok összesen 24 családból kerültek ki, a legtöbb család azonban csupán egy-egy, vagy néhány fajjal képviselteti magát a vizsgált területen. A legelő növényzeti arculatát négy növénycsalád fajai határozzák meg, ezek a *Poaceae* (Pázsitfűvek), *Asteraceae* (Fészkesek), *Fabaceae* (Pillangósvirágúak) és a *Labiatae* (Ajakosok) család. A családonkénti bontás segít a megtalált sok faj áttekintésében, hiszen a számítógépes modellhez szükség van a felvett adatok halmazának leszűkítésére. Ahhoz azonban, hogy a gyepprodukció szempontjából legtömegesebb fajokat tartalmazó családokat vizsgálhassuk, figyelembe kell vennünk az egyes növényfajok borítási értékeit is. A borítási értékek alapján is kiemelkedő arányban vannak jelen pázsitfűfélék, habár a közönséges kakukkfű (*Thymus odoratissimus*; *Labiatae*) is tömeges fajnak tekinthető. Ez utóbbi növényfaj azonban – morfológiai jellemzői okán – nem befolyásolja jelentősen a hajdúbagosi Nagy-nyomás legelő gyeptermetését, a gyepp állapot tartó képességének meghatározásához tehát mindenképpen a karakteres pázsitfűfélék tulajdonságait kell majd irányadónak tekintetünk, és az e növényekre elkészített modellt a többi információval kiegészítenünk.

Így felhasználjuk majd a növények felépítését, megjelenési képét, ezzel együtt a környezetükhöz való alkalmazkodásukat kifejező életforma típusokat, valamint a hő- és vízháztartás, valamint a talajreakció értékeit (TWR értékek) is a legelő gyeptermesének előrejelzéséhez.

Ezek az értékek, a természetvédelmi érték kategóriákkal kiegészülve, további fontos adatokkal szolgálnak a védett legelő kezelési javaslatának kidolgozásához. Az életforma típusok és TWR kategóriák ugyanis hasznos információt nyújtanak az egyes növényfajok igényeiről, illetve jól jelzik a környezeti tényezők változását. Jelen munkánkban az egész legelő természeti állapotát mutattuk be és adatainkból arra a következtetésre jutottunk, hogy habár a vizsgált terület őrzi természetközeli állapotát, erős degradációs hatások érvényesülnek. A vizsgált terület jelenlegi állapotát veszélyeztető tényezők közül a változó időjárási faktorokat mindenképpen meg kell említenünk. Az enyhébb telek, melegebb nyarak és ezzel párhuzamosan a megfigyelhető csapadékhiány döntően hozzájárulnak az élőhely várható átalakulásához – szárazabbá válásához. A változó időjárási tényezők hatását azonban, védett legelőről lévén szó, nem ellensúlyozhatjuk a klasszikus agrotechnikai módszerekkel. Sokkal hangsúlyosabb feladat ezért az emberi károsító hatások feltérképezése, azok tompítása, felszámolása.

A természetes vegetáció megváltozásán kívül a gyepek záródása és felmagasodása – ami a legelő egyes részein megfigyelhető alullegetetésnek tudható be – számos negatív hatással bír, többek között hatást gyakorol a természetes faunára is. A legelő egyes részeivel szomszédos akácok és aljnövényzetük terjedése ugyancsak potenciális veszélynek tekinthető. Néhány alullegetett területen az egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*) terjedése szintén veszélyeztető tényező. Amellett, hogy a vizsgált legelőnek vannak alullegetett területei, a túllegeletés negatív hatásai – a gyepterület nem megfelelő kezelésének köszönhetően – még súlyosabbak.

Ezeket a jelenségeket, a természetvédelmi érték kategóriák segítségével a legelő egy-egy területére megvizsgálva, pontos képet kaphatunk a degradációs hatások mértékéről, amely segítségével a legeletési módok és eljárások kidolgozhatók, illetve az egyes legelőszakaszok lehatárolhatók, elkerülve azokat a káros antropogén hatásokat, amelyek e nyírségi homokterületeken megmaradt egyik utolsó külterjes legelőt súlyosan veszélyeztetik.

5. Összefoglalás

A hajdúbagosi Nagy-nyomás legelőn végzett botanikai felmérésünk a terület gyeptermesének előrejelzését célzó átfogó kutatás részét képezi. Mivel a vizsgált legelő természetvédelmi terület, kezelésében a műtrágyázás, és egyéb klasszikus gyepterkezési módszerek nem alkalmazhatóak. A legeletés így a terület kezelésének lényeges eszköze, ugyanakkor a nem megfelelően szabályozott legeletési rend, a rosszul meghatározott legelethető állatlétszám a terület egyes részein súlyos problémákat okoz. Mind a túl-, mind az alullegetetés elkerülése érdekében fontos a gyeptermes előrejelzése, a legeletett állatállomány és a legeletési mód, azaz a legalkalmasabb kezelési stratégia meghatározásához.

A gyepterprodukciónak meghatározásának alapjául számítógépes modell hivatott szolgálni, melynek segítségével a potenciális gyeptermes könnyen meghatározhatóvá válik. A modell elkészítéséhez a legelő növénytakarásairól reális képet kell kapnunk, aminek érdekében legelőn mintavételi négyzeteket alakítottunk ki, és meghatároztuk valamennyi, a négyzetekben megtalált fajt. A növénytan felvételezést követően cönológiai táblázatot készítettünk, amelyben feljegyeztük valamennyi fellelt faj tudományos neve és családja mellett életforma típusait is, amelyek a növények felépítését, megjelenési képét, ezzel együtt

környezetükhöz való alkalmazkodását fejezik ki. Megállapítottuk valamennyi faj TWR, azaz hő-, vízháztartás és talajreakció értékeit, valamint természetvédelmi érték kategóriáit, illetve a fajok borítási értékeit (D_B) és a mintanégyzetek teljes borítottságát ($B\%$) is.

A megtalált fajok életforma típusai és TWR értékei a természetvédelmi érték kategóriákkal kiegészülve, további fontos adatokkal szolgálnak a védett legelő kezelési javaslatának kidolgozásához. Ezeket az értékeket ugyanis a legelő egy-egy területrézsére megvizsgálva, pontos képet kaphatunk a degradációs hatások mértékéről, amely segítségével a legeltetési módok és eljárások kidolgozhatók, illetve az egyes legelőszakaszok lehatárolhatók, elkerülve azokat a káros antropogén hatásokat, amelyek súlyosan veszélyeztetik e külterjes homoki legelőt.

Irodalom

- ANTAL ZS. – HUZSVAI L. (2007) Előkészítő vizsgálatok védett gyepterületek produkciójának modellezéséhez. Debreceni Egyetem Agrártudományi közlemények, Debrecen, 26, pp. 64-69.
- BALÁZS F. (1949) A gyepek termésbecslése növényeszociológiai felvételek alapján. Agrártudomány I. 1, pp. 26-35.
- BARCSÁK Z. – SZEMÁN L. – TASI J. (1983) Gyepgazdálkodási praktikum. Egyetemi jegyzet, Agrártudományi Egyetem Mezőgazdaságtudományi Kar, Gödöllő
- GYARMATHY I. (1993) A Hajdúsági Tájvédelmi Körzet. Déri Múzeum Baráti Köre – Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Debrecen, pp. 9-17.
- JUHÁSZ L. ÉS ANTAL ZS. (2007) A Hajdúbagosi Földikútya Rezervátum Természetvédelmi Terület herpetofaunisztikai felmérése – In: Magyar M. szerk.: A Debreceni Déri Múzeum Évkönyve 2006, Hajdú-Bihar Megyei Múzeumok Igazgatósága, Debrecen, pp. 23-31.
- MAZSU I. (2001) Gazdasági, társadalmi és kulturális jellemzők – In: Mazsu I. szerk. (2002) A Hajdúbagosi Földikútya Rezervátum természetvédelmi kezelési terve. Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Debrecen, pp. 44-46.
- PRISZTER SZ. (1998) Növényneveink. Mezőgazda Kiadó, Budapest
- SIMON T. (2000) A magyarországi edényes flóra határozója. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest
- Az Észak-Alföld és a 30 éves Hortobágyi Nemzeti Park természeti és kulturális értékei. Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, 2003, Debrecen

Bíró Ibolya¹ – Takács Tünde²

Fekete nyár (*Populus nigra* L.) csemeték nehézfém-felvételének időbeli alakulása kadmiummal, cinkkel, ólommal, nikkellel és mangánnal szennyezett talajban

Abstract

Phytoremediation is regarded as an environmental friendly cleanup methods to rehabilitate soils, sediments or groundwater contaminated with inorganic or organic contaminants. Phytoextraction is often used technique to remove heavy metals from soil and translocate HM's into plants. Uptake of heavy metals into plants through roots depends on the plant's uptake efficiency, the transpiration rate, microbial activities in the rhizosphere, the HM concentration and several soil factors. Poplars seem to be favorite test plants in phytoremediation due to its many advantages such as rapid growth rates, high evapotranspiration rates and they grow easily from cuttings and are not part of food chain. We investigated the heavy metal (HM) accumulation of poplar trees (*Populus nigra*) as hosts from soil loaded with five HM (Cd, Zn, Pb, Ni, Mn) in time (after 2, 4, 6 and 8 months) in a pot experiment. Concentrations of HM's in roots, shoots and leaves were compared. Pb and Ni were accumulated in roots, while Cd, Zn and Mn were translocated into the leaves of poplars in the different age groups. Due to the domination of these mechanisms (accumulation in roots or translocation into the leaves) poplars can be useful for rhizofiltration (Pb, Ni) or phytoextraction (Cd, Zn, Mn) on the basis of the aim of phytoremediation.

1. Bevezetés

Az elmúlt évtizedekben világszerte egyre nagyobb kihívást jelent az ipari és mezőgazdasági tevékenységek következtében keletkezett szerves és szervetlen vegyületekkel szennyezett területek helyreállítása.

A jelenleg gyakran alkalmazott költséges és kevésbé környezetbarát fizikai-kémiai, ill. termikus eljárások mellett a biológiai eljárások is egyre nagyobb teret hódítanak. A fitoremediáció során az adott szennyező vegyület környezeti kockázatának csökkentése növények segítségével történik. A fitoremediációnak a szennyező fajtája, a szennyezett terület tulajdonságai és a területen végzett remediációs eljárás célja alapján több típusa létezik: fitostabilizáció, fitoextrakció, fitodegradáció, rhizofiltráció (CUNNINGHAM, S. D. 1995; MÁTHÉNÉ GÁSPÁR G. 2004; ROBINSON, B. 2006). Alkalmazási területe kiterjed szennyezett talajok, üledékek, felszíni vizek, talajvíz, szennyvizek megtisztítására is. Bár a fitoremediáció időigényesebb technológia és csak mérsékelten szennyezett talajok tisztítása esetén alkalmazható, számos előnyös tulajdonsággal rendelkezik. A hagyományos eljárásokkal szemben a fitoremediáció során a terület biológiai aktivitása nem szűnik meg, a talajszerkezet nem károsodik, nagy kiterjedésű szennyeződések esetén is kevés anyagi ráfordítással kivitelezhető (SALT, D. E. 1998; SIMON L. 2005).

A lágyszárú növények (SIMON L. 2005; TAKÁCS, T. 2005a) mellett egyre elterjedtebb a különböző fafajok, köztük a nyárfajok fitoextrakcióban való alkalmazása (QUINN, J. J. 2001; TAKÁCS, T. 2005b). Ennek oka, hogy gyors a növekedésük, hosszú az élettartamuk,

¹ Bíró Ibolya MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, Budapest E-mail: ibbiri@gmail.com

² Takács Tünde MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, Budapest E-mail: takacs@rissac.hu

nagy a föld feletti biomassza produkciójuk, magas az evapotranspirációs rátájuk és humán egészségügyi szempontból alacsony kockázatot jelentenek, mivel nem képezik a tápláléklánc részét (QUINN, J. J. 2001).

Kísérletünkben fekete nyár (*Populus nigra* L.) mikroszaporított egyedeinek nehézfém-felvételét vizsgáltuk kontroll, valamint különböző nehézfémekkel (kadmium, cink, ólom, nikkel, mangán) szennyezett mészlepedékes csernozjom talajban. A tenyészedény kísérletben a 2, 4, 6 és 8 hónapos csemeték gyökér, hajtás és levél kadmium, cink, nikkel, mangán és ólomtartalmát hasonlítottuk össze.

2. Anyag és módszer

A kísérletben felhasznált mészlepedékes csernozjom talaj az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet Nagyhorcsói Kísérleti Telepéről származott. A mészlepedékes csernozjom talaj legfontosabb kémiai és fizikai jellegzetességei a következők: pH(H₂O) = 8,03; pH(KCl) = 7,57; humusztartalom = 3,18%; AL-P₂O₅ = 112 mg kg⁻¹; AL-K₂O = 118 mg kg⁻¹; N = 0,14%; CaCO₃-tartalom = 5–6,5%; agyag frakció (< 0,002 mm) = 20%; iszap frakció (0,02–0,05 mm) = 40%; homok frakció (>0,05) = 40%.

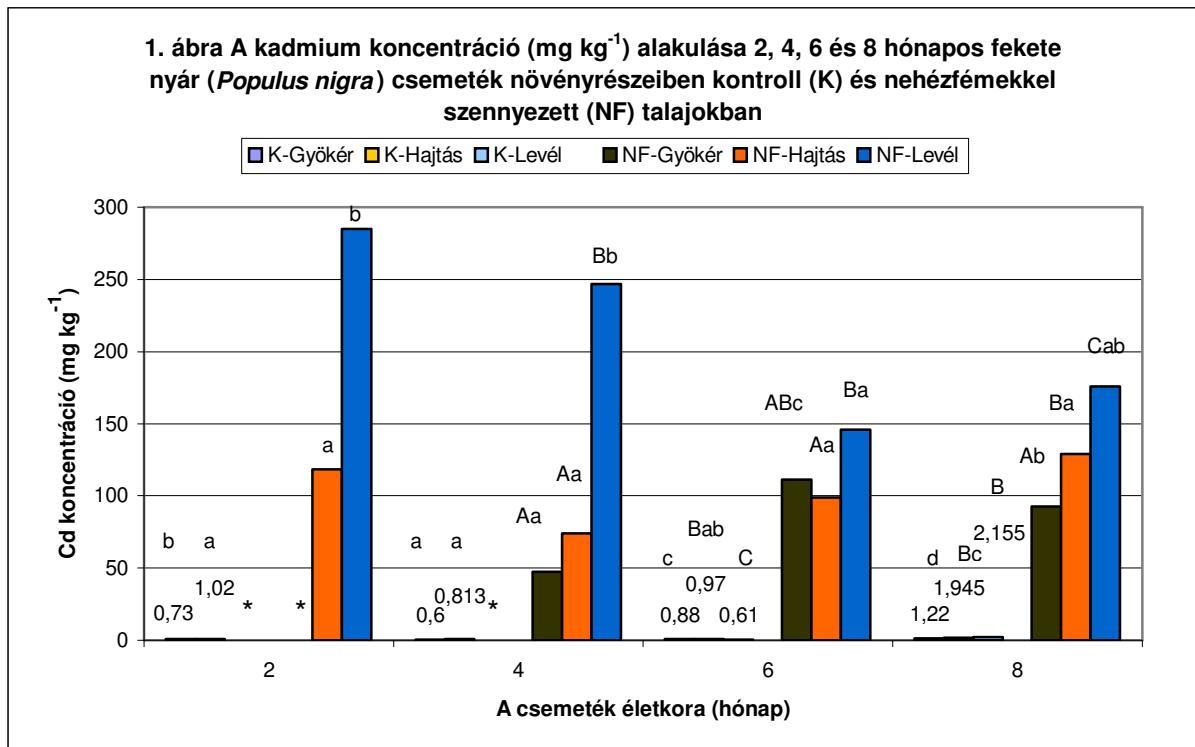
A szabadföldről behozott talajt és a talaj lazítására használt (mozdony) homokot a kezelések beállítása előtt autoklávval sterilizáltuk (120 kPa, 2 alkalommal, 1–1,5 h). A talaj nehézfém szennyezését a különböző nehézfémek szulfát-, ill. nitrátsójának (3 CdSO₄ · 8 H₂O; ZnSO₄ · 7 H₂O; NiSO₄ · 7 H₂O; MnSO₄ · 7 H₂O; Pb(NO₃)₂) oldatával állítottuk be az alábbi koncentrációkban: Cd 20 mg kg⁻¹; Zn 50 mg kg⁻¹; Ni 20 mg kg⁻¹; Mn 50 mg kg⁻¹. A kontroll és nehézfémekkel szennyezett talajok felvehető elemtartalmainak feltárása savas ammónium-acetát + EDTA oldatával (LAKENEN, E. 1971), a koncentrációk meghatározása ICP-AES készülékkel történt. A kontroll talaj felvehető nehézfém-koncentrációja a szennyező fémek esetén a következő volt: Cd 0,17 mg kg⁻¹; Zn 4 mg kg⁻¹; Ni 3 mg kg⁻¹; Mn 252 mg kg⁻¹. A különböző nehézfémekkel szennyezett talaj esetén a felvehető elemtartalmak a következően alakultak: Cd 25,7 mg kg⁻¹; Zn 51,8 50 mg kg⁻¹; Ni 19,1 mg kg⁻¹; Mn 344 mg kg⁻¹ és Pb 10,6 mg kg⁻¹.

Kísérletünkhöz a mikroszaporított nyárfa klónokat a Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Genetika és Növénynevelés Tanszéke bocsátotta a rendelkezésünkre. A fekete nyár csemetéket (*Populus nigra* L.) 2, 4, 6, ill. 8 hónapos korukig tenyészedényekben (600 g talaj edényenként) neveltük klímaszobában kontrollált fény- és hőmérsékleti viszonyok között (nappal: 16 h, 25000 lux, 23–25 °C; éjszaka: 8 h, 15–17 °C). Minden mintavételi időpontban 6 csemete elemtartalmainak értékeit átlagoltuk. A fekete nyár csemeték gyökér, hajtás és levél fémtartalmának meghatározása szárítószekrényben (80 °C) súlyállandóságig történő szárítás után, cc. HNO₃+H₂O₂ roncsolást követően plazmaemissziós spektroszkópia módszerével, ICP-AES készülékkel történt (BUZÁS I.1988)

Az adatok statisztikai kiértékelése SPSS programcsomag 9.0 verziójának alkalmazásával történt egyszeres varianciaanalízissel, legkisebb szignifikancia P < 0,05 szinten. A mintapárok összehasonlítása egyező varianciák esetén Tukey-féle eljárással, különböző varianciák esetén Tamhane-próbával történt.

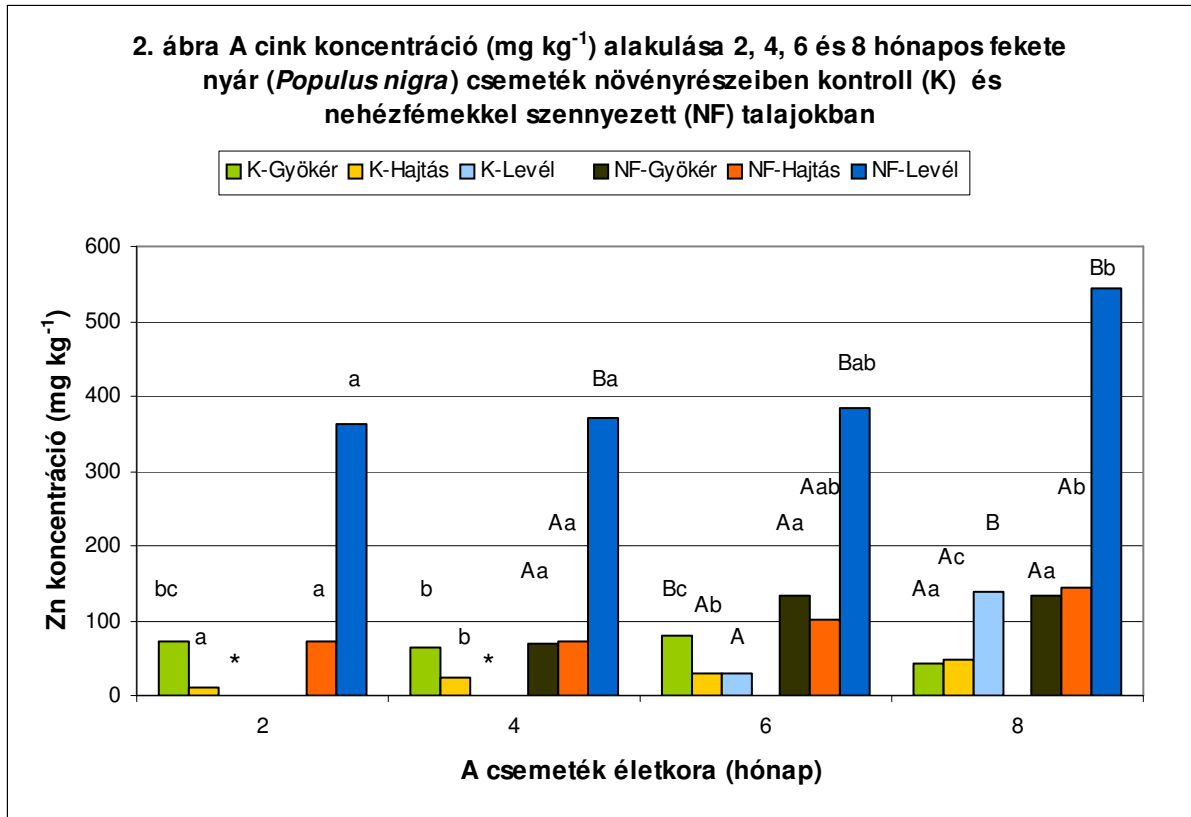
3. Eredmények

Az 1–5. ábra a különböző korú (2, 4, 6, és 8 hónapos) fekete nyár (*Populus nigra* L.) csemeték gyökerében, hajtásában és levelében mért kadmium-, cink-, nikkel-, mangán- és ólomkoncentrációkat mutatja. A kadmiumkoncentráció (1. ábra) az idő előrehaladtával mind a kontroll, mind a nehézfémekkel szennyezett talajokban nevelt csemeték esetén szignifikáns növekedést mutatott a gyökerekben. Ezzel ellentétesen a levelekben mért Cd-koncentráció szignifikánsan csökkent. A szennyezett talajok eredményei alapján azonban egyértelműen látszik, hogy a kadmium elsősorban nem a gyökerekben akkumulálódott, hanem felvétele után jelentős mennyisége a levélbe szállítódott. A levélben mért Cd-koncentráció itt meghaladta a gyökerekben mért értékek 1,5–5-szörösét.

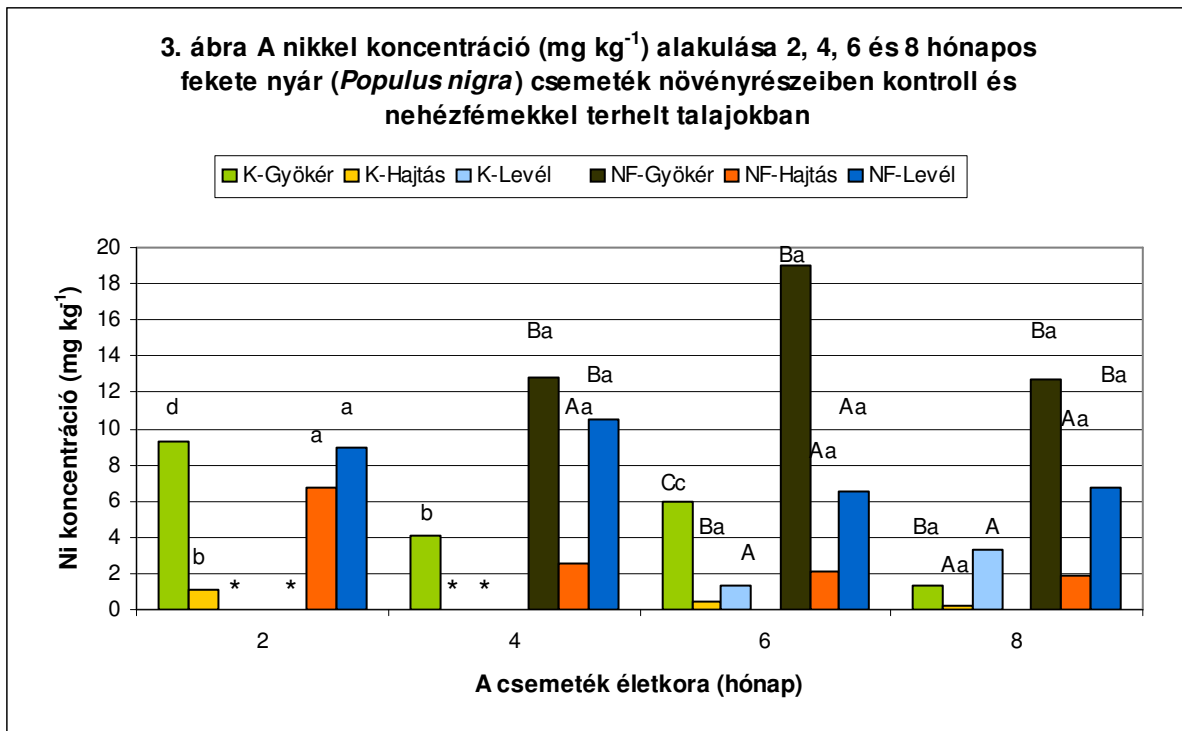


Jelmagyarázat az 1-5. ábrákhoz: *: nem áll rendelkezésre adat; A-C: a szignifikáns különbségeket ($P < 0,05$) jelzi a gyökér, hajtás és levél fémtartalmainak átlaga között; a–d: a szignifikáns különbségeket ($P < 0,05$) jelzi a különböző korú, azonos típusú növényrészeiben mért fémtartalmak átlagai között

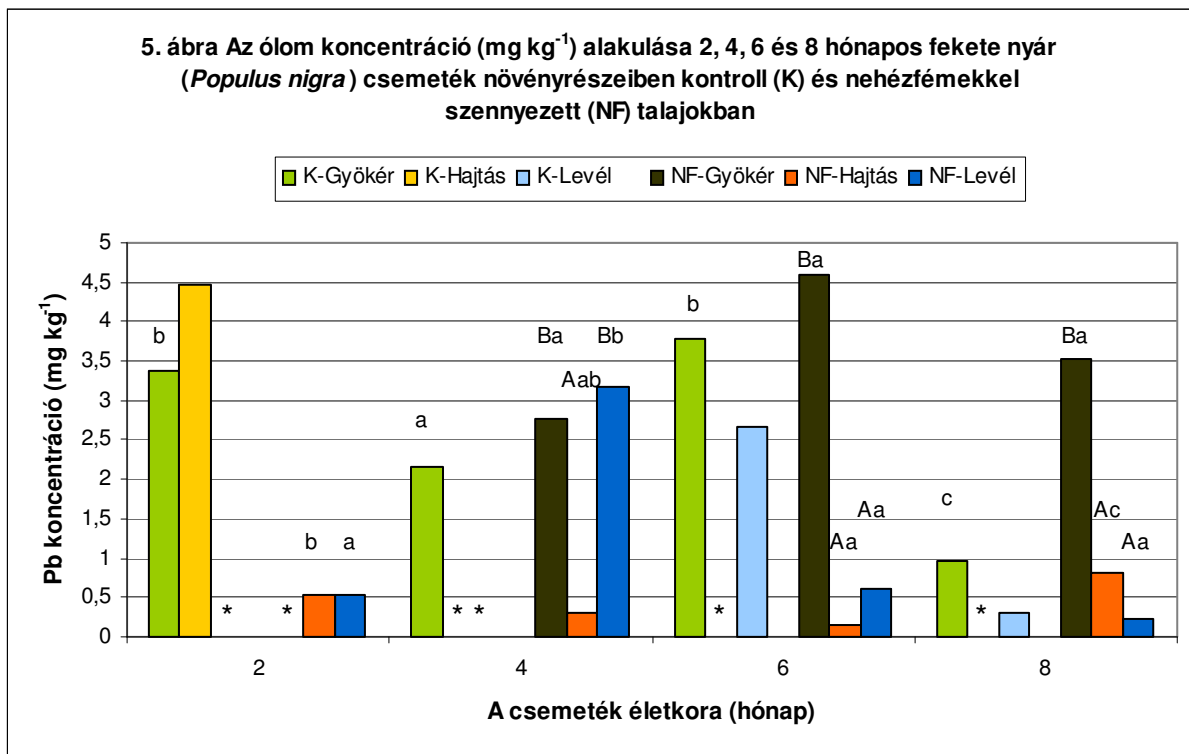
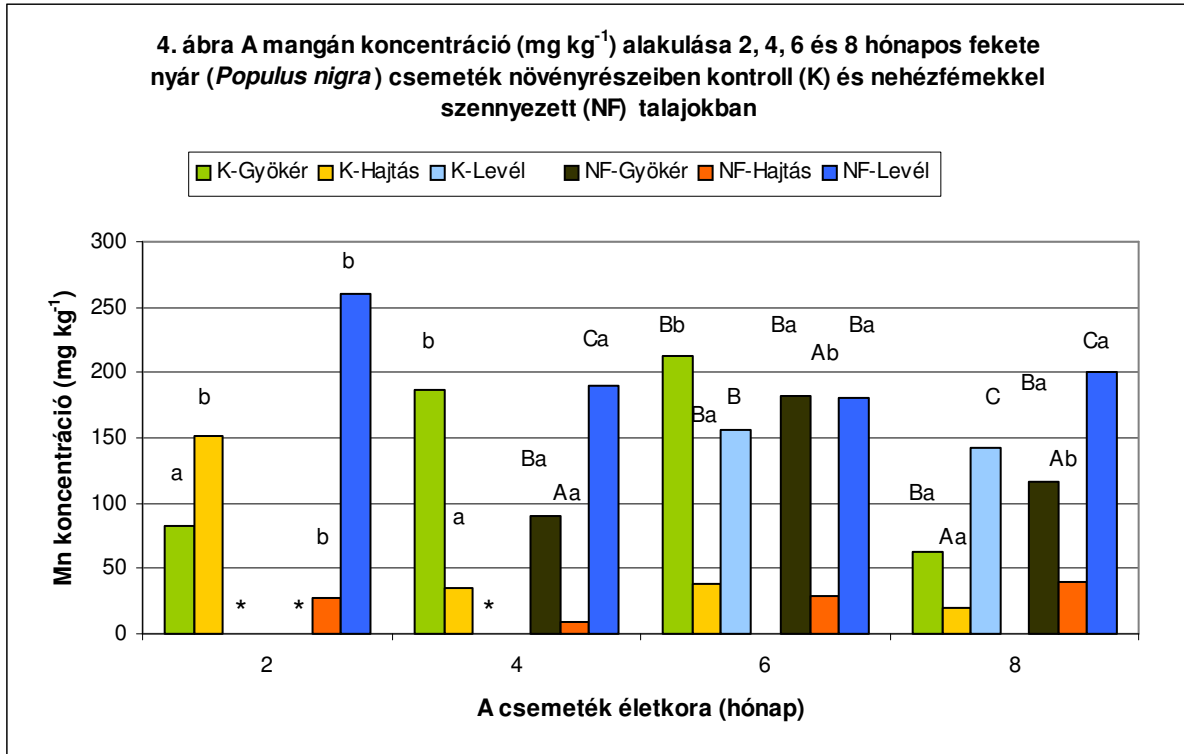
A szennyezett talajokban nevelt csemeték mind a gyökérben, mind a levélben mért cinkkoncentrációja az idő előrehaladtával nőtt, de szignifikáns különbségek csak a levélben mutathatók ki (2. ábra). A kadmium felvétel alakulásához hasonlóan szignifikánsan magasabb, a gyökér cinkkoncentrációját 3–5-szörösen meghaladó értékeket mértünk a levelekben a nehézfémekkel szennyezett talajokban. UNTERBRUNNER, R. et al. (2006) figyelt meg jelentős Cd és Zn akkumulációt *Salix caprea* és *Populus tremula* fajok leveleiben. DOMINGUEZ, M. T. et al. (2007) szintén Cd és Zn felhalmozódását mutatta ki fehér nyár (*Populus alba* L.) egyedeinek levelében egy As, Bi, Cd, Cu, Pb, Sb, Tl és Zn szennyezés által is sújtott területen.



A kontroll és szennyezett talajban nevelt idősebb csemetékben a nikkel koncentrációja egyaránt csökkent a gyökerekben és a levelekben is (3. ábra). A nikkel eloszlása a növények különböző részeiben azonban ellentétesen alakul a kadmiumhoz és cinkhez viszonyítva. A Ni felvétele után nagyobb mértékben raktározódott a gyökérben, s csak kisebb mennyiség szállítódott a levélbe, bár a különbség az értékek között nem szignifikáns. Nikkel akkumulációt *Fraxinus* és *Robinia* levelében detektált BAYCU, G. et al. (2006).



A mangánkoncentráció időben kisebb változásokat mutatott kontroll és nehézfémekkel szennyezett talajban nevelt csemeték esetén is, szignifikáns különég nem alakult ki. A felvett Mn növényen belüli eloszlása azonban a kadmium és cink eloszlásával mutat hasonlóságot, ennek megfelelően a levelekben mért Mn-koncentrációk szignifikánsan magasabb értéket mutatnak a gyökerekben mért értékekhez képest (4. ábra).



Az eredmények alapján mind a kontroll, mind a nehézfémekkel szennyezett talajban nevelt csemeték esetében szignifikánsan alacsonyabb ólomkoncentrációt mértünk a levelekben, mint a gyökerekben (5. ábra). Az ólomkoncentrációk alakulása során időben kevésbé egyértelmű változást tapasztaltunk, jelentős különbség sem a kontroll, sem a kezelt talajokban nevelt, különböző korú csemeték között nem alakult ki. Az ólom kevésbé mobilis fém a talaj-növény rendszerben, levélben történő felhalmozódását fásszárúak esetén *Aesculus* és *Robinia* fajokban mutatták ki (BAYCU, G. 2006).

4. Összefoglalás

Eredményeink szerint mind a kontroll, mind a nehézfémekkel szennyezett talajban nevelt nyárfa csemeték esetében, a gyökér ólom- és nikkeltartalma szignifikánsan magasabb értéket mutatott a levelekben mért értékekhez képest. Ezzel szemben a kadmium, a cink, és mangán a levelekben akkumulálódott. A hajtásokban, illetve a levelekben mért kadmium- és cinkkoncentráció meghaladta a nehézfémek agronómiai körforgalma alapján a növények hajtásában toxikusnak ítélt határértéket mind a négy korcsoport esetében (CSATHÓ P. 1994). Eredményeink alapján mondhatjuk, hogy a fekete nyár fitoextrakciós hatékonysága jelentős, már a 8 hónapos nyárfák által akkumulált összes kadmium és cink mennyisége is elérte a talaj felvehető kadmium- és cinktartalmának 5–6%-át. A fekete nyár nehézfémekkel szennyezett talajok fitoremediációja során jól alkalmazható növény.

Köszönetnyilvánítás

Vizsgálatainkat a GVOP-3.1.1.-2004-05-0115/3.0) pályázat támogatta.

Irodalom

- BAYCU, G. – TOLUNAY, D. – ÖZDEN, H. – GÜNEBAKAN, S. (2006) Ecophysiological and seasonal variations in Cd, Pb, Zn, and Ni concentrations in the leaves of urban deciduous trees in Istanbul. *Environmental Pollution*, 143 (3) pp. 545-554.
- BUZÁS I. (1988) Talaj és Agrokémiai módszerkönyv 2. A talajok fizikai-kémiai vizsgálati módszerei. Mezőgazdasági Kiadó, pp. 64-74.
- CUNNINGHAM, S. D. – BERTI, W. R. – HUANG, J. W. (1995) Phytoremediation of contaminated soils. *Trends in Biotechnology*, 13, pp. 393-397.
- CSATHÓ, P. (1994) A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés – Tematikus szakirodalmi szemle. MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete, Budapest, p. 86.
- DOMINGUEZ, M. T. – MARANÓN, T. – MURILLO, J. M. – SCHULIN, R. – ROBINSON, B. (2007) Trace element accumulation in woody plants of the Guadiamar Valley, SW Spain: a large-scale phytomanagement case study. *Environmental Pollution*, nyomtatásban, online elérhető (www.sciencedirect.com)
- LAKANEN, E – ERVIÖ, R. (1971) A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients on soil. *Acta Agronomica Fennica*, 123, pp. 223-232.
- MÁTHÉNÉ GÁSPÁR G. – ANTON A. (2004) Toxikuselem-szennyeződések káros hatásainak mérséklése fitoremediációval. *Agrokémia és Talajtan*, 15(3-4) pp. 413-432.
- QUINN J. J. – NEGRI C. M. – HINCHMANN, R. R. – MOOS, L. P. – WOZNIAK, J. B. – GATLIFF, E. (2001) Predicting the effect of deep-rooted hybrid poplars on groundwater flow system at a large phytoremediation site. *International Journal of Phytoremediation*, 3(1) pp. 41-60.
- ROBINSON, B. – SCHULIN, R. – NOWACK, B. – ROULIER, S. – MENON, M. – CLOTHIER, B. – GREEN, S. – MILES, T. (2006) Phytoremediation for the management of metal flux in contaminated sites. *Forest Snow and Landscape Research*, 80(2) pp. 221-234.
- SALT, D. E. – SMITH, R. D. – RASKIN, I. (1998) Phytoremediation. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 49, pp. 643-668.

- SIMON L. – BIRÓ B. (2005) Adalékanyagok, vörös csenkesz és Zn-toleráns arbuskuláris mikorrhiza gombák szerepe a nehézfémekkel szennyezett gyöngyöSOROSZI bányameddő remediációjában. *Agrokémia és Talajtan*, 54(1-2) pp. 163-176.
- TAKÁCS, T. – RADIMSZKY, L. – NÉMETH, T. (2005a) The arbuscular mycorrhizal status of selected poplar clones for phytoremediation of soils contaminated with heavy metals. *Zeitschrift für Naturforschung*, 60, pp. 347-354.
- TAKÁCS, T. – VÖRÖS, I. – BIRÓ, I. – ANTON, A. (2005b) Application of AM fungi for promotion of phytostabilization in metal polluted soils. *Innovation and Utility in the Visegrad Fours. Proceedings of the International Scientific Conference, Nyíregyháza, Hungary, October 13-15, 2005*, 115-120.
- UNTERBRUNNER, R. – PUSCHENREITER, M. – SOMMER, P. – WIESHAMMER, G. – TLUSTOŠ, P. – ZUPAN, M. – WENZEL, W. W. (2007) Heavy metal accumulation in trees growing on contaminated sites in Central Europe. *Environmental Pollution*, 148(1) pp. 107-114.

Dr. Tóth Albert¹ – Dr. Braun Mihály² – Tóth Zsuzsanna³ – Górn Dénes⁴ –
Dr. Lakatos Gyula⁵

Ércbányászati tevékenységgel összefüggő nehézfémzennyezés bioindikációja csipkebogyó [*Rosa canina* (*Rosa canina*) áltermés] elemanalízisével

Abstract

We studied the element composition of dog rose (*Rosa canina* L. agg.) fruits at the abandoned lead-zinc mine site near Gyöngyösoroszi, Mátra Mountains, N-Hungary. The area has been known country-wide for its severe environmental problems associated with the mining practices of previous generations. Whole rosehips were collected from seriously contaminated (n = 18) versus background spots (n = 17) and analyzed for element concentrations by ICP-OES method. Rosehips had very low Cd (< 0.08), As (< 0.12) and Pb (< 1.64) levels (mg kg⁻¹ dw) both at the contaminated and the control site. Al and Cu showed large variation (range: 1.27–34.48, 0.48–7.16 mg kg⁻¹, respectively). Significant accumulation relative to the “background” samples was found for Ba > Sn > Mn > Zn > Ni > Se, whilst Fe, Cu and S concentrations were even lower at the exposed site. Except for Ba, Mn and Zn, the elemental composition of entire dog rose fruits was shown to be an inadequate indicator of elevated heavy metal levels in the environment, even where soil acidification associated with the oxidization of sulphide minerals is an important process.

1. Bevezetés és célkitűzés

Az élővilágot és az embert fenyegető környezeti veszélyek egyike az élőhelyek nehézfémekkel és egyéb elemekkel való, toxikus mértékű elszennyeződése (TURCSÁNYI G. 1990). A bányászati tevékenységgel összefüggő közvetlen természetkárosodás globális területi összesítésben viszonylag csekély, de igen jelentős lehet regionális vagy lokális léptékben (JOHNSON, M. – TANNER, PH. é.n.). A környezetre korlátozott kiterjedésű, de annál intenzívebb lokális terhelést jelentenek az ércbányák, ércdúsító és ércfeldolgozó üzemek, különösen pedig ezek nagyobb agglomerációi (MALINA, G. 2004).

Gyöngyösoroszi község Heves megyében, a Ny-Mátra tömbjének déli részén, a Toka-patak völgyében fekszik. A térségre jellemző környezeti problémák elsősorban vízszennyezésben (Toka-patak, Száraz-ér völgye) és lokális talajszennyezésben öltönek testet. Az ércbányászati meddő, ill. az ércelőkészítés és ércdúsítás során keletkező nehézfém-tartalmú flotációs zagy deponálása (millió m³-es nagyságrendben) a technológiai fegyelem hiányosságaiával tetézve a környező talajok mozaikos elszennyeződését eredményezték (KARDEVÁN, P. et al. 2003; MÁDAI, V. 2003; TAMÁS, J. – KOVÁCS, E. 2003, 2005; TÓTH A. et al. 2007).

Az egykori ércelő üzemből a helyben kitermelt (antimonit, pirit, szfalerit, wurtzit, ametiszt, gipsz, kvarc, barit ásványokat tartalmazó), majd beszállított érc dúsítása golyósmalomban végzett nedves őrlést követően flotációs eljárással történt. Az átlagosan 200

¹ Dr. Tóth Albert Debreceni Egyetem, Alkalmazott Ökológiai Tanszék, Debrecen E-mail: a_toth@delfin.unideb.hu

² Dr. Braun Mihály Debreceni Egyetem, Szervetlen és Analitikai Kémiai Tanszék, Debrecen E-mail: braun@tigris.klte.hu

³ Tóth Zsuzsanna Debreceni Egyetem, Alkalmazott Ökológiai Tanszék, Debrecen

⁴ Górn Dénes Debreceni Egyetem, Alkalmazott Ökológiai Tanszék, Debrecen E-mail: gorden@freemail.hu

⁵ Dr. Lakatos Gyula Debreceni Egyetem, Alkalmazott Ökológiai Tanszék, Debrecen E-mail: lakgyu@delfin.klte.hu

μm szemcseátmérőre örölt kőzetet mésszel, rézgáliccal, fenyőolajjal és cianiddal kezelték (ún. habosítás). A fémek a vizes-habos fázisban dúsulva “jöttek le”, a képződött tetemes mennyiségű zagy – nagy víztartalmú, finom homok szemcseméretű nyers iszap – pedig közvetlenül deponálásra került. A technológia során a berendezésekben lerakódott maradékanyagot – mint szilárd hulladékot – a zagytól elkülönítve szintén a közelben deponálták. Az ércbányászat legintenzívebb, nagyüzemi szakaszának (1949–1986) káros környezeti hatásai még napjainkban is megmutatkoznak a környék magas Zn, Cu, Pb, Cd és As terheltségében (pl. HORVÁTH, B. – GRUIZ, K. 1996; TÓTH, A. et al. 2003; SZILI-KOVÁCS, G. et al. 2006).

Munkánk elsődleges célkitűzése az volt, hogy megvizsgáljuk, alkalmas-e a károsodott terület természetes vegetációjának habitusát meghatározó egyik cserjefaj, a gyepűrózsa (*Rosa canina* L. fajsoport) áltermésének – a csipkebogyónak – elemösszetétele a talajszennyezés bioindikációjára. Az ún. akkumulációs indikátorok újabban fontos szerepet kapnak a bányászati tevékenység nyomán károsodott területek állapotfelmérésében (STEINBORN, M. – BREEN, J. 1999; MURPHY, A. P. et al. 2000), ill. a remediációs célú beavatkozások hatásainak monitorozásában. Másrészt a különféle vadon termő “bogyósok” mikroelem-tartalma és nehézfém-akkumulációja szintén az érdeklődés homlokterében áll táplálkozásélettani vonatkozásai miatt (pl. RODUSHKIN, I. et al. 1999; DEMIR, F. – ÖZCAN, M., 2001; LETCHAMO, W. et al. 2002; BAŞGEL, S. – ERDEMOĞLU, S. B. 2006; PLESSI, M. et al. 2007).

2. Anyag és módszer

A Gyöngyösoroszi községtől É-ra fekvő száraz-völgyi zagy tározó területéről (47°50,6'N; 19°53,1'E), ill. a Bükk-hegységben fekvő Egercsehi (kb. 48°03,2'N; 20°15,7'E) környékén kijelölt kontroll területről egész csipkebogyókat gyűjtöttünk az áltermések teljes beérése előtt, 2005 szeptember utolsó hetében. Minden egyes cserjéről véletlenszerűen gyűjtöttünk annyi áltermést, mely egy-egy, kb. 20 cm³ térfogatú, kupakkal zárható műanyag szcintillációs tárolóedényt megtölt. A területenként 15–20 db, és mindig egy-egy cserjét reprezentáló „átlagminta” elemanalízisét ICP-OES módszerrel végeztük a DE Természettudományi és Technológiai Kar Szervetlen és Analitikai Kémiai Tanszékének ICP-laboratóriumában (Spectroflame készülék, SPECTRO, Kleve, Germany), ill. az ANALAB Kft. műszeres laboratóriumában (IRIS Intrepid II készülék, Thermo Electron Corporation, Waltham, MA, USA), a növényi anyagok feldolgozására javasolt és széles körben elfogadott módszerek szerint (vö. ALLEN, S. E. 1988). Az elemanalízis a következő elemekre terjedt ki: Ag, Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Se, Sn, Zn. A koncentrációkat mg kg⁻¹ egységben, szárazanyagra vonatkoztatva adtuk meg. Az adatok statisztikai értékelését SPSS for Windows 9.0.0 (Standard Version) programcsomaggal végeztük.

3. Eredmények és megvitatásuk

Az összesen 35 cserjéről gyűjtött áltermések elemanalízise alapján megállapítható, hogy a kritikus szennyezők közül az arzén ($\leq 0,121 \text{ mg kg}^{-1}$) a kadmium ($\leq 0,076 \text{ mg kg}^{-1}$) és az ólom ($\leq 1,635 \text{ mg kg}^{-1}$) koncentrációk igen alacsony tartományban, gyakorlatilag a műszeres analízis kimutatási határának (vö. RODUSHKIN, I. et al. 1999) közelében mozogtak (*I. táblázat*). A koncentrációkat nedves tömegre vonatkoztatva ezen értékek kb. 1/5-ét kapjuk, mivel a vadon termő „bogyós” gyümölcsök átlagos víztartalma 82% (HAMPE, A. 2003 adatai alapján). Így az is megállapítható, hogy még a szennyezett területről származó csipkebogyó fogyasztása sem veszélyezteti számottevően a frugivór állatokat, pl. a madarak (BAIRLEIN, F.

1996; MCCARTY, J. P. et al. 2002) populációit, ill. az ember irányában sem jár komolyabb egészségügyi kockázattal. Korábbi eredményeink szerint (TÓTH, A. et al. 2006) az ólom gyengén (1,4×) akkumulálódott ugyanezen a helyen gyűjtött vadszeder (*Rubus fruticosus*) termésekben, míg a kadmium egyike volt a legnagyobb mértékben (13×) dúsuló, de koncentrációját tekintve még így is éppen az ételmszerbiztonsági szempontból kritikus szint alatti elemeknek (pl. LETCHAMO, W. et al. 2002). A kadmium mobilitása a talajokban igen nagy mértékű (PANWAR, B. S. et al. 2007), viszont a vezikuláris-arbuszkuláris mikorrhiza nehézfém-adaptált törzseinek (pl. a *Glomus mosseae* esetében) jelenléte védelmet nyújthat a gazdanövénynek a Cd toxikus hatásai ellen, sőt ez a hatás kifejezettebben érvényesül, mint a tápelemfelvétel elősegítése általában (BIRÓ, B. – TAKÁCS, T. 2007). Észak-Svédország bányászat által károsított területein vadon termő vörös és fekete áfonya termésekben az As 0,075–0,100, a Cd ~0,024, az Pb 0,068–0,100 mg kg⁻¹ átlagos koncentrációt mutatott nedves tömegre megadva, viszont a kontroll zónákban ezeknek csupán kb. 1/10-ét mérték. Megállapították, hogy az Ag, As, Cd, Hg, Ni, Pb, Sn és Tl koncentrációi a növényfajtól függetlenül a bányászati övezetben magasabbak (RODUSHKIN, I. et al. 1999). Barkan és mtsai (1998) a Kola-félszigeten működő nagy kapacitású Ni-Cu kohóüzem (Monchegorsk, É-Oroszország) emissiója által károsított területen vizsgálták a vadgyümölcsök és az ehető nagygyökér fém tartalmát. A bogyókól szárazanyagra vonatkoztatva maximum 0,37 mg kg⁻¹ As-t, 0,09 mg kg⁻¹ Cd-ot és 4,70 mg kg⁻¹ Pb-t mutattak ki (BARKAN, V. SH. et al. 1998).

1. táblázat. Csipkebogyó (gyepűrózsa átermés) elemösszetétele ércbányászati tevékenység által szennyezett (Gyöngyösoroszi, G) és kontroll (Egercsehi, E) területen, mg kg⁻¹ szá. egységben.

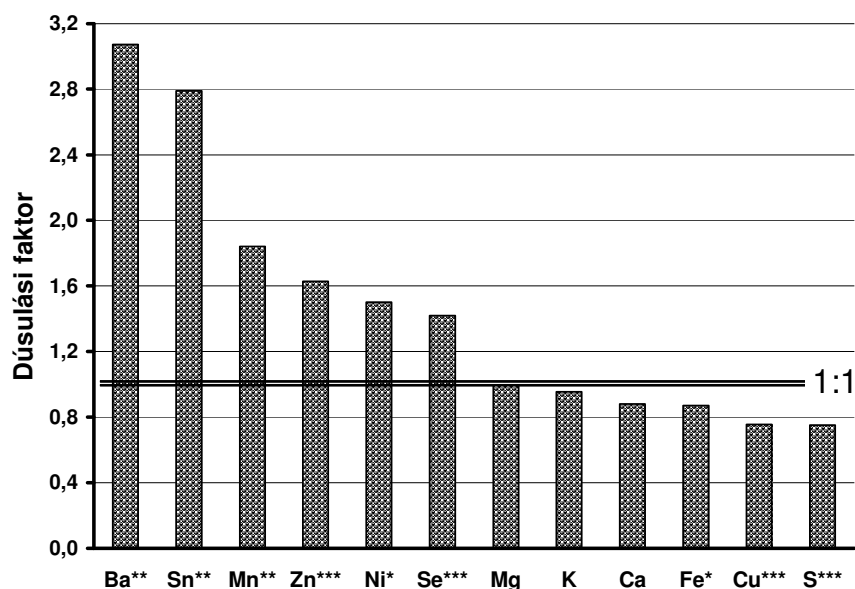
* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$ (Mann-Whitney próba)

	E_átlag	G_átlag	E_medián	G_medián
Ag	0,216–4,636			
Al	1,273–34,476			
As	0,006–0,121			
Ba**	1,712	6,498	1,634	5,021
Ca	2304,9	2235,7	2241,8	1972,3
Cd	≤0,076			
Co	0,006–0,229			
Cr	0,019–1,307			
Cu***	3,683	2,611	3,629	2,736
Fe*	9,536	7,524	8,946	7,781
K	7496,3	7300,9	7349,5	7015,1
Mg	1598,7	1465,6	1458,5	1451,2
Mn**	29,632	78,496	27,134	49,916
Mo	0,017–0,385			
Na	0,600–54,037			
Ni*	1,136	1,438	0,985	1,479
Pb	≤1,635			
S***	1240,2	901,8	1147,1	861,2
Se***	0,212	0,333	0,224	0,318
Sn**	0,459	0,921	0,284	0,793
Zn***	8,461	14,833	8,848	14,412

A szennyezett és a kontroll területekre jellemző elemkoncentrációk középértékeit összehasonlítva (Mann-Whitney próba, 1. táblázat) szignifikáns eltérést találtunk a Ba, Cu, Fe, Mn, Ni, Se, S, Sn és Zn esetében. A Mn várakozásainknak megfelelően – a vadszedernél tapasztaltnál azonban jóval kisebb mértékben – dúsult a szennyezett területen (TÓTH, A. et al.

2006). A „makroelem” tartományba ($\geq 1 \text{ g kg}^{-1}$) sorolható Ca, K és Mg esetében nem találtunk különbséget a szennyezett és a kontroll termőhelyekről származó csipkebogyók között, viszont a Fe, Cu és S koncentrációi éppen a kontroll területen bizonyultak nagyobbak. Ez részben összhangban áll azzal, hogy a Cu a talajban csak mérsékelten mobilis, különösen a Cd-hoz vagy a Zn-hez képest (FARSANG A. et al. 2007). Másrészt jellemző az is, hogy elemösszetétel szempontjából szignifikáns, de sokszor nehezen interpretálható, számos háttértényező (és azok interakciói) által befolyásolt különbség mutatható ki eltérő adottságú területekről származó növények termésének kémiai összetételében (LETCAMO, W. et al. 2002; DEMIR, F. – ÖZCAN, M. 2001).

A szennyezett és a kontroll területről származó csipkebogyó minták osztályozási hatékonysága a koncentrációadatok alapján végzett diszkriminancia analízissel (DA) 100%-nak adódott, vagyis elemösszetételük alapján az átlagtermések egyértelműen besorolhatók az egyik vagy a másik populációba. A kanonikus diszkriminancia függvény azonban az eredeti változók egyikével sem állt szoros korrelációban, ami arra utal, hogy egyetlen kémiai elem és az annak koncentrációját befolyásoló környezeti tényező helyett több elem felvételét meghatározó különböző tényezők, ill. azok interakciója állhat az elemösszetételben tapasztalt különbség hátterében.



1. ábra. Az elemek átlagkoncentrációi alapján számolt „dúsulási faktorok” (a kontroll területhez viszonyítva)

4. Konklúzió

Eredményeink alapján a csipkebogyó mint lehetséges akkumulációs indikátor kevésbé jó választásnak bizonyult, mint a földi szeder csontár terméscsoportja (TÓTH, A. et al. 2006). A fitoremediációs irodalomban is gyakran említett „indikátor” fajok ismerve, hogy a növény a kritikus fémeket a talajbeli készlet – ismert vagy becsült – nagyságával, ill. hozzáférhetőségükkel arányosan veszi fel, szemben az ún. „kizáró” fajokkal, melyek nagy talajbeli koncentráció esetén is csekély akkumulációra képesek (pl. MCGRATH, S.P. et al., 2000). A szennyezett területen a gyepűrózsa átlagtermésben dúsuló elemek jellemzően a Ba

(feltételezhetően a barit ásványból) és a Zn, továbbá másodlagos hatások (a pirit oxidációja miatt bekövetkező talajsavanyodás) miatt a Mn. A várakozással ellentétes módon alakult a Fe és a Cu, valamint a S terméshelyi koncentrációja, melynek magyarázata mindkét terület talajának elemtartalmára, az elem-specieszek mobilitására, ill. a növények általi hozzáférhetőségére irányuló közvetlen vizsgálatot igényel.

Irodalom

- ALLEN, S. E. – GRIMSHAW, H. M. – ROWLAND, A. P. (1986) Chemical analysis – In: Moore, P. D. – Chapman S. B. eds.: *Methods in Plant Ecology*. Blackwell, Oxford, pp. 285–344.
- BAIRLEIN, F. (1996) Fruit-eating in birds and its nutritional consequences. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 113A, 3, pp. 215–224.
- BARCAN, V. SH. – KOVNATSKY, E. F. – SMETANNIKOVA, M. S. (1998) Absorption of heavy metals in wild berries and edible mushrooms in an area affected by smelter emissions. *Water, Air and Soil Pollution* 103, pp. 173–195.
- BAŞGEL, S. – ERDEMOĞLU, S. B. (2006) Determination of mineral and trace elements in some medicinal herbs and their infusions consumed in Turkey. *Science of the Total Environment*, 359, pp. 82–89.
- BIRÓ, B. – TAKÁCS, T. (2007) Effects of *Glomus mosseae* strains of different origin on plant macro- and micronutrient uptake in Cd-polluted and unpolluted soils. *Acta Agronomica Hungarica*, 55, 2, pp. 183–192.
- DEMIR, F. – ÖZCAN, M. (2001) Chemical and technological properties of rose (*Rosa canina* L.) fruits grown wild in Turkey. *Journal of Food Engineering*, 47, pp. 333–336.
- FARSANG A. – CSER V. – BARTA K. – MEZŐSI G. – ERDEI L. – BARTHA, B. – FEKETE, I. (2007) Indukált fitoextrakció alkalmazása extrémén szennyezett földszerű anyagon. *Agrokémia és Talajtan*, 56, 2, pp. 317–332.
- HAMPE, A. (2003) Large-scale geographical trends in fruit traits of vertebrate-dispersed temperate plants. *Journal of Biogeography*, 30, pp. 487–496.
- HORVÁTH, B. – GRUIZ, K. (1996) Impact of metalliferous ore mining in Gyöngyösorszi, Hungary. A case study. *Science of the Total Environment*, 184, pp. 215–227.
- JOHNSON, M. – TANNER, PH. (é.n.) Mine site rehabilitation and ecosystem reconstruction for biodiversity gain, 11p. (<http://www.iucn.org/themes/business/mining/paperjohnsontanner.pdf>) (2008.02.22)
- KARDEVÁN, P. – VEKERDY, Z. – RÓTH, L. – SOMMER, ST. – KEMPER, TH. – JORDAN, GY. – TAMÁS, J. – PECHMANN, I. – KOVÁCS, E. – HARGITAI, H. – LÁSZLÓ, F. (2003) Outline of scientific aims and data processing status of the first Hungarian hyperspectral data acquisition flight campaign, HYSSENS 2002 Hungary. *Procs. 3rd EARSEL Workshop on Imaging Spectroscopy*, 13–16 May, Herrsching, Germany, pp. 324–332.
- LETCHAMO, W. – KLEVAKIN, R. – LOBATCHEVA, I. I. (2002) Heavy metal accumulation in sea buckthorn cultivars in Siberia – In: Janick, J. – Whipkey A. eds.: *Trends in New Crops and New Uses*. ASHS Press, Alexandria, VA (USA), pp. 399–401.
- MÁDAI, V. (2003) The environmental hazard of the Gyöngyösorszi flotation waste dump (Mátra Mountains, Hungary). *Acta Mineralogica-Petrographica, Abstract Series*, 1, Szeged, p. 67.
- MALINA, G. (2004) Ecotoxicological and environmental problems associated with the former chemical plant in Tarnowskie Gory, Poland. *Toxicology*, 205, pp. 157–172.
- MCCARTY, J. P. – LEVEY, D. J. – GREENBERG, C. H. – SARGENT, S. (2002) Spatial and temporal variation in fruit use by wildlife in a forested landscape. *Forest Ecology and Management*, 164, pp. 277–291.
- MCGRATH, S. P. – DUNHAM, S. J. – CORRELL, R. L. (2000) Potential for phytoextraction of zinc and cadmium from soils using hyperaccumulator plants – In: Terry, N. – Banuelos, G. eds.: *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*. Lewis Publishers, CRC Press, Boca Raton–London–New York–Washington, D.C. pp. 109–128.
- MURPHY, A. P. – COUDERT, M. – BARKER, J. (2000) Plants as biomarkers for monitoring heavy metal contaminants on landfill sites using sequential extraction and inductively coupled plasma atomic emission spectrophotometry (ICP-AES). *Journal of Environmental Monitoring*, 2, pp. 621–627.
- PANWAR, B. S. – GREWAL, M. S. – MÁRTON, L. (2007) Kinetics of cadmium in different Indian and Hungarian soils: Incubation study at field capacity. *Acta Agronomica Hungarica*, 55, 2, pp. 165–171.

- PLESSI, M. – BERTELLI, D. – ALBASINI, A. (2007) Distribution of metals and phenolic compounds as a criterion to evaluate variety of berries and related jams. *Food Chemistry*, 100, pp. 419–427.
- RODUSHKIN, I. – ÖDMAN, F. – HOLMSTRÖM, H. (1999) Multi-element analysis of wild berries from northern Sweden by ICP techniques. *Science of the Total Environment*, 231, pp. 53–65.
- STEINBORN, M. – BREEN, J. (1999) Heavy metals in soil and vegetation at Shallee mine, Silvermines, Co. Tipperary, Ireland. *Biology and Environment – Proceedings of the Royal Irish Academy*, 99B, pp. 37–42.
- SZILI-KOVÁCS, G. – MÁTHÉ-GÁSPÁR, P. – MÁTHÉ, P. – ANTON, A. (2006) Microbial biomass and phosphomonoesterase activity of the willow (*Salix* sp.) rhizosphere in a heavy metal polluted soil. *Agrokémia és Talajtan*, 55, 1, pp. 241–250.
- TAMÁS, J. – KOVÁCS, E. (2003) Evaluation of migration of heavy metal containing sediment resulting from water erosion using a geoinformation model. *Procs. EFITA 2003 Conference*, 5–9 July, Debrecen, Hungary, pp. 796–797.
- TAMÁS, J. – KOVÁCS, E. (2005) Vegetation pattern and heavy metal accumulation at a mine tailing at Gyöngyösorosi, Hungary. *Zeitschrift für Naturforschung*, 60c, pp. 362–367.
- TÓTH, A. – BRAUN, M. – GALICZ, É. – TÓTH, ZS. – LAKATOS, GY. (2006) Heavy metal accumulation in *Rubus fruticosus* and *Rosa canina* fruits at an abandoned metalliferous minesite in Hungary. *Procs. Trace Elements in the Food Chain Conference*, May 25–27, Budapest, Hungary, pp. 225–229.
- TÓTH, A. – BRAUN, M. – KISS, M. K. – LAKATOS, GY. (2007) „Seedling biomultimeter”: An improved bioassay for metalliferous minesite related environmental problems. *Procs. 1st Internatnl. Conference „Environment – Natural Sciences – Food Industry in European Context”*, Nov 16–17, Baia Mare, Romania, pp. 107–111.
- TÓTH, A. – LAKATOS, G. – GALICZ, É. – PAKSI, V. (2003) Chemical analysis of soil and natural vegetation guides phytoremediation in an abandoned lead-zinc mine area, N-Hungary. *Procs. 7th Intern. Conf. on the Biogeochem. of Trace Elements*. Uppsala, Sweden, pp. 340–341.
- TURCSÁNYI G. (1990) Ipari és bányászati eredetű meddőhányók növényeinek elemakkumulációja. Kandidátusi értekezés tézisei, Kézirat, Agrártudományi Egyetem Mezőgazdaságtudományi Kara, Növénytani és Növényélettani Tanszék, Gödöllő, 11p.

Dr. Mikóné dr. Hamvas Márta¹ – Jámbrik Katalin² – Dr. Máthé Csaba³ –
Dr. Vasas Gábor⁴ – Bácsi István⁵ – Beyer Dániel⁶ – Dr. Borbély György⁷

A mikrocisztin-LR (cianotoxin) hatásai különböző vízinövényfajokra

Abstract

Cyanobacterial toxins have adverse effects on mammals, birds and fishes and are therefore being increasingly recognised as a potent stress and health hazard factor in aquatic ecosystems. Microcystins (MCY), which are cyclic heptapeptides and a main group of the cyanotoxins, are retained within the producer-cells during cyanobacterial bloom development. But, these toxins are released into surrounding medium by senescence and lysis of the bloom. The released MCY could then come into contact with a wide range of aquatic organisms including aquatic plants. Aim of this study was compare the effects of MCY-LR in cell free extracts of *Microcystis aeruginosa* (BGSD-243) culture on three aquatic plant species. *Ceratophyllum demersum* is able to reduce the harmful effects of MCY-LR during biotransformation produced ROS (PLUGMACHER, S. 2004). It is the reason of increase of several antioxidant enzymes. In our study during exposure of *Ceratophyllum* to MCY-LR in a concentration of 0,02–4 $\mu\text{g ml}^{-1}$ an elevation of protease enzymes activity was detected. *Lemna minor* was less sensitive to MCY-LR, than the other two species, neither the growth parameters nor the enzyme (ssDNase and protease) activity gels had shown significant changes. *Wolffia arrhiza* plants were the most sensitive to MCY-LR. Growth (as weight and frond number) and chlorophyll content were significantly reduced after 5 days of exposure to concentration of 2–4 $\mu\text{g ml}^{-1}$ and 1–4 $\mu\text{g ml}^{-1}$, respectively. The isoenzyme patterns of ssDNase and protease enzymes, as revealed by activity gels, showed characteristic changes, several isoenzymes were far more active in the MCY-LR treated plants.

1. Bevezetés

A cianobaktériumok, régi nevükön kéalgák tömeges elszaporodása a vízterekben, az ún. cianobakteriális vízvirágzás, Magyarországon is egyre gyakoribb, környezetvédelmi és közegészségtani problémákat is felvető jelenség (PADISÁK, J. 1997; RESKÓNÉ N. 1998; TÖRÖKNÉ K. et al. 2000). 1995-ben a Velencei-tavon egy egyséjtű, kolóniákat alkotó cianobaktérium, a *Microcystis aeruginosa* tömegprodukciója és a vízben felhalmozódó toxikus anyagcseretermékeik által okozott emberi megbetegedések hívták fel a figyelmet a cianobakteriális vízvirágzás hazai veszélyeire. Ma már ismert, hogy a szervezet hepatotoxikus mikrocisztineket (MCY), elsősorban mikrocisztin-LR-t (MCY-LR) termel (Kós, P. et al. 1995). A MCY-LR az eukarióta sejtekben lévő protein-foszfátázok specifikus gátlószereként (MACKINTOSH, C. et al. 1990) számos sejtélettani folyamatot befolyásolhat. A mikrocisztinek endotoxinok, magas koncentrációjuk elsősorban a vízterek parti régiójában alakulhat ki, ahol a vízvirágzások során nagy mennyiségű algaanyag verődik össze, majd a sejtek elpusztulnak,

¹ Dr. Mikóné dr. Hamvas Márta Debreceni Egyetem, Növénytani Tanszék, Debrecen E-mail: hamvasm@hotmail.com

² Jámbrik Katalin Debreceni Egyetem, Növénytani Tanszék, Debrecen E-mail: jambrikkat@freemail.hu

³ Dr. Máthé Csaba Debreceni Egyetem, Növénytani Tanszék, Debrecen E-mail: mathe@tigris.unideb.hu

⁴ Dr. Vasas Gábor Debreceni Egyetem, Növénytani Tanszék, Debrecen E-mail: vasasg@tigris.unideb.hu

⁵ Bácsi István Debreceni Egyetem, Növénytani Tanszék, Debrecen E-mail: bacsip2@freemail.hu

⁶ Beyer Dániel Debreceni Egyetem, Növénytani Tanszék, Debrecen E-mail: beyerdani@freemail.hu

⁷ Dr. Borbély György Debreceni Egyetem, Növénytani Tanszék, Debrecen E-mail: gborbely@delfin.unideb.hu

lizálnak. A sejtekből kiszabaduló mikrocisztinek stabil heptaciklikus szerkezetüknek köszönhetően még sokáig (1–4 hét) mérhetőek a vízmintákból (BOURNE, D. et al. 1996; LAHTI, K. et al. 1997, MANAGE, P. et al. 1999). A vízínövények, különösen a parti régió növényei *M. aeruginosa* által okozott vízvirágzások során tehát érintkezésbe kerülhetnek a mikrocisztinnel, képesek annak felvételére, akkumulálására (PFLUGMACHER, S. 2004).

Munkánk során a *Microcystis aeruginosa* által termelt MCY-LR különböző vízínövény fajokra, az érdes tócsagazra (*Ceratophyllum demersum*), a vízidarára (*Wolffia arrhiza*) és az apró békalencsére (*Lemna minor*) gyakorolt hatásait vizsgáltuk, és vetettük össze a szakirodalomban található eredményekkel. A kezelésekhöz az 1991. évi velencei-tavi toxikus vízvirágzásból származó *Microcystis aeruginosa* tenyészetének liofilizált mintáiból készült MCY-LR tartalmú vizes extraktumokat használtuk, ami lehetővé tette a természetben lejátszódó jelenség modellezését. Vizsgálataink során olyan toxinkoncentrációkat alkalmaztunk, amelyek vízvirágzások idején a parti sávban felhalmozódó, majd elpusztuló sejtöregből kiszabadulhatnak (SIVONEN, K. – JONES, G. 1999).

2. Anyag és módszer

2.1. A növényesztek

A vizsgálataink során használt *Microcystis aeruginosa* törzs az 1991. évi velencei-tavi toxikus vízvirágzásból származó izolátum (BGSD-243, Debreceni Egyetem TTK Növénytan Tanszék törzsgyűjteménye). Erről a törzsről bizonyított, hogy toxinokat termel, amelyek közül a MCY-LR a domináns (KÓS, P. et al. 1995; VASAS, G. et al. 2004).

A *Microcystis aeruginosa* tenyésztése 8 literes üvegedényekben sterilre szűrt, 4%-os CO₂ tartalmú, 28 °C-os levegővel átbuborékolgatott Allen tápoldatban történt (ALLEN, M. 1968; VASAS, G. et al. 2004). A stacioner fázisban lévő tenyészeteket centrifugáltuk, majd az összegyűjtött sejtüledéket liofilizáltuk és felhasználásig -20 °C-on tároltuk.

A kísérlethez használt növényeket 1×-es Allen tápoldatban (ALLEN, M. 1968) fotoperióduson (14 óra megvilágítás /10 óra sötét), 21 °C-on, 25 ml-es tenyésztedényekben neveltük. A tenyészetek axenikusak.

A vízínövény tenyészetek MCY-LR-el szembeni érzékenységének a teszteléséhez *Microcystis aeruginosa* (BGSD-243) tenyészet liofilizátumából készült MCY-LR tartalmú vizes extraktum különböző térfogatait adagoltuk a növények tápoldataihoz. A kezelésekhöz alkalmazott sejtmentes cianobaktérium kivonatok ez alapján 0,02; 0,2; 1; 2 és 4 µg tiszta MCY-LR ml⁻¹-el ekvivalens koncentrációknak feleltek meg. Az extraktumok MCY-LR tartalmát HPLC segítségével határoztuk meg (KÓS, P. et al. 1995, VASAS G. Et al. 2004). *Wolffia* és *Lemna* esetében 3 ml-es (Titer-Tech lemez), míg *Ceratophyllum* esetében 25 ml-es tesztédényeket alkalmaztunk. A növények kezdeti mennyiségei 5 db *Lemna* hajtás 3 ml⁻¹, 20db *Wolffia* 3 ml⁻¹, valamint 5×5 örvvel rendelkező *Ceratophyllum* hajtások 25 ml⁻¹. A növényeket a fentebb leírt körülmények között öt napig neveltük.

2.2. A tesztek kiértékelése

A növények nedves tömegét a kezelésekhöz indításakor és a kísérlet 5. napján mértük. A *Lemna* és a *Wolffia* egyedszámát, valamint a levélkeszerű tagok („hajtások”) számát, és a *Ceratophyllum* örvének a számát naponta regisztráltuk. A kontroll és a kezelt növények klorofill tartalmát ARNON, D. (1949) módszere szerint határoztuk meg. Az adatokat

(átlag \pm SE) Sigma Plot program alkalmazásával grafikusán ábrázoltuk. A kontroll és a MCY-LR kezelt növények adatainak statisztikai értékeléséhez Student-t tesztet alkalmaztunk.

2.3. Enzimaktivitás vizsgálatok

A cianotoxinok hatására bekövetkező enzimszintű változások elemzéséhez a vízinövények kivonataiból a stresszenzimek két csoportjának, a proteázoknak és a DN-ázoknak a poliakrilamid gélelektroforézissel történő kimutatását dolgoztuk ki (LAEMMLI, U. 1970; SCHLERETH, A. et al. 2000; M-HAMVAS, M. et al. 2003). Ez a módszer lehetővé teszi a különböző növényfajokra jellemző enzimmintázatok összehasonlítását.

Az enzimaktivitások kimutatásához a növényekből 1:1 arányban kivonatokat készítettünk 100 mM Tris-HCl (pH 8,0), 15 mM NaCl, $1\mu\text{l ml}^{-1}$ mercaptoethanol tartalmú pufferrel (SCHLERETH, A. et al. 2000). A kivonatokat centrifugáltuk (2×5 perc, 15 000 g), majd a felülúszókat felhasználásig kis térfogatokban $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ -on tároltuk. A kivonatok fehérjetartalmát BRADFORD, M. (1976) módszerével határoztuk meg.

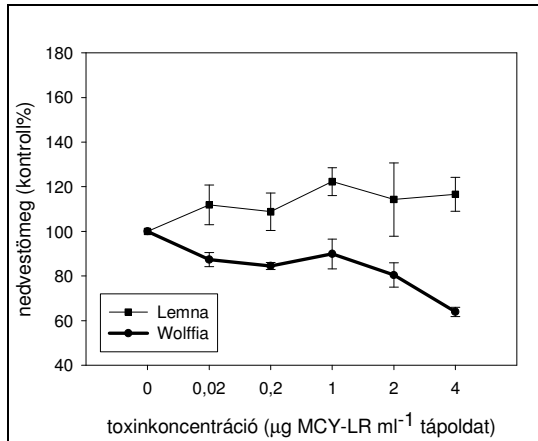
A vízinövények proteáz enzimeinek kimutatásához szubsztrátként zselatint tartalmazó (0,4%) 10%-os poliakrilamid aktivitás géleket alkalmaztunk (SCHLERETH, A. et al. 2000).

Az egyfonalú DNS-t hasító fehérjék kimutatása egyfonalú csirke vér DNS-t tartalmazó 7,5–15% gradiens géleken történt (M-HAMVAS, M. et al. 2003). A felülrétegző gél mintahelyeire egyenlő fehérjetartalmú mintamennyiségeket vittünk fel, melyekhez 2% SDS-t tartalmazó mintapuffert adtunk. A gélek értékeléséhez mind a két esetben ún. negatív festést alkalmaztunk. A proteáz géleket Coomassie Blue R250 oldattal megfestve a zselatint szubsztrátként hasító fehérjék sávjai a sötét gélen világos foltokként váltak láthatóvá (SCHLERETH, A. et al. 2000). A DN-áz géleken etidium-bromidos festést alkalmazva (GERSTEN, D. – GABRIEL, O. 1992) 254 nm hullámhosszú UV fényel tettük láthatóvá az egyfonalú DNS-t (narancsvörös fluoreszcencia), míg az emésztő enzimek sávjai sötétek.

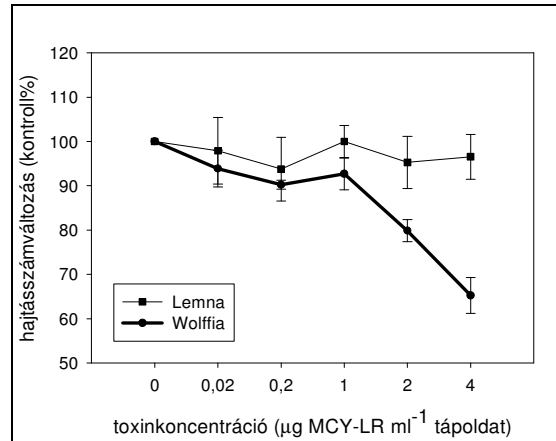
3. Eredmények

A *Lemnaceae* család képviselői közül a *Lemna minor* növekedése nem változott az alkalmazott MCY-LR koncentráció ($0,02 - 4\ \mu\text{g ml}^{-1}$) tartományban, a kezelés 5. napján sem a nedves tömeg, sem a hajtásszám adatok nem mutattak szignifikáns csökkenést (1. és 2. ábrák). Ezzel szemben a *Wolffia* tenyészetek növekedését szignifikánsan ($p < 0,1$) gátolta a mikrocisztin; $4\ \mu\text{g ml}^{-1}$ MCY-LR hatására a növények átlagos nedves tömege és a hajtások számának átlagos növekedése 65%-a volt a kontroll növényekének (1. és 2. ábra). A *Ceratophyllum* hajtások csak kis mértékű növekedést mutattak a rövidtávú, öt napos kezeléseik során; maximum egy-egy levélörvöt produkáltak. A $4\ \mu\text{g ml}^{-1}$ MCY-LR tartalmú tápoldatokban ez a növekedés elmaradt (3. ábra).

A pigmenttartalom adatok is bizonyítják, hogy a három vizsgált faj közül a *L. minor* MCY-el szembeni érzékenysége a legkisebb, pigmenttartalmát $4\ \mu\text{g ml}^{-1}$ MCY-LR nem csökkenti, sőt a sejtextaktum jól hasznosítható szerves és szervetlen anyag tartalma következtében gyakran még enyhe növekedés is detektálható (4. ábra). A *Ceratophyllum* $4\ \mu\text{g ml}^{-1}$ MCY-LR kezelés hatására 22 % pigmenttartalom csökkenést mutat. A kezeléseik során a legnagyobb érzékenységet mutató *Wolffia* esetében pedig már $2\ \mu\text{g ml}^{-1}$ MCY-LR 26%-al csökkentette a növények klorofill tartalmát (4. ábra).

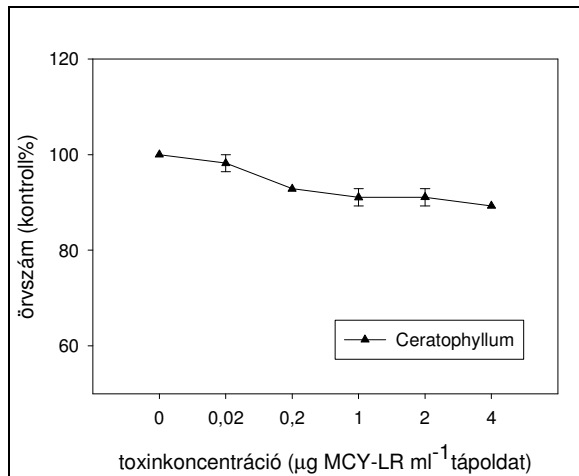


1. ábra. A Lemnaceae fajok nedves tömeg értékei a kezelés 5. napján

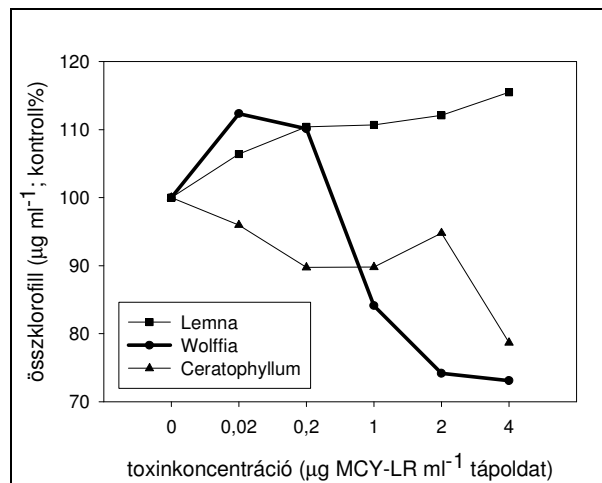


2. ábra. Mikrocisztin hatása a Lemnaceae fajok hajtásszám-növekedésére

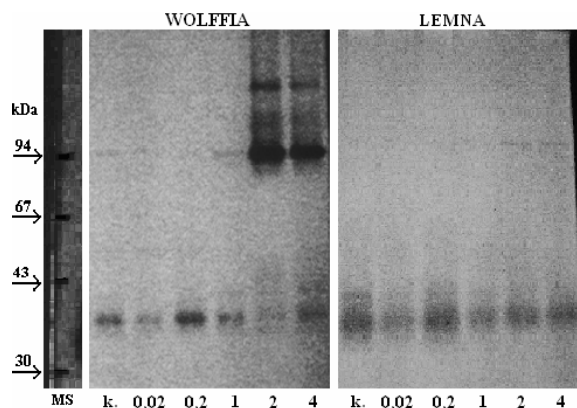
A növényi stresszenzimek vizsgálata során a *Ceratophyllum* kivonataiból egyfonalú DN-áz aktivitást nem tudtunk kimutatni, azonban nagy moltömegű savas proteáz enzimek aktivitásemelkedését detektáltuk a MCY-LR kezelésekre hatására (6. ábra). A *Lemna* esetében a 35–40 kDa látszólagos tömegű DN-áz enzimek aktivitásai a cianotoxin koncentrációk növekedésével arányosan, kis mértékben csökkentek (5. ábra). A proteáz enzimek aktivitásaiban a MCY-LR kezelésekre nem okoztak változást (6. ábra). *Wolffia* esetében a toxinkoncentráció növekedése a nagy moltömegű (≥ 94 kDa) DN-áz enzimek specifikus aktivitásának növekedését idézte elő (5. ábra). A proteáz enzimek aktivitás-változása is hasonló tendenciát mutatott (6. ábra).



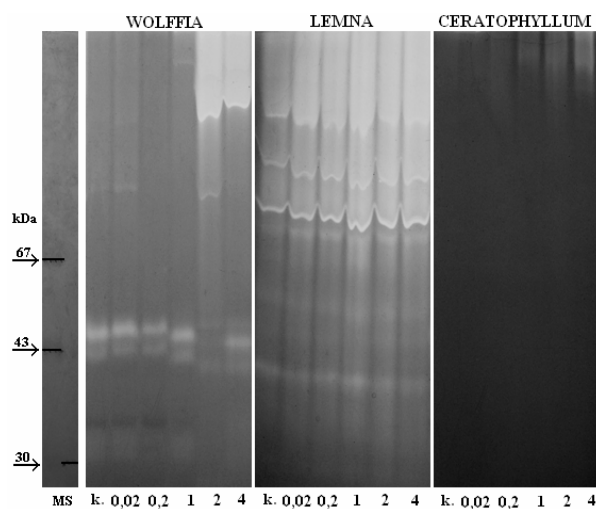
3. ábra. A *Ceratophyllum demersum* hajtások örvszáma a toxinkoncentráció függvényében a kezelés 5. napján



4. ábra. A pigmenttartalom változása a toxinkoncentráció függvényében



5. ábra. MCY-LR kezelt vízínövények egyfonalú DNS-t hasító enzimek a kezelés 5. napján (pH 6,8)



6. ábra. MCY-LR kezelt vízínövények proteáz enzimek a kezelés 5. napján (pH 5,0)

4. Eredmények megbeszélése

A cianobaktériumok tömeges elszaporodása a vizekben a világ számos pontján okozott járványszerű emberi megbetegedéseket. A halálos esetek, súlyos megbetegedések a fogyasztásra került vizek cianobaktérium eredetű toxintartalmával magyarázhatók. A mikrocisztinek állati sejtekbe történő bejutásának mechanizmusa tisztázott, ismert, hogy az eukarióta sejtekben számos anyagcsere-folyamat szabályozásában kulcsfontosságú protein-foszfatazok (PP1 és PP2A típusúak) specifikus gátlószerekként fejtik ki károsító hatásukat (KAEBERNICK, M. – NEILAN, B. 2001; GEHRINGER, M. 2004). A protein-foszfatazok a növényi anyagcsereben is kulcsfontosságúak, fontos szabályozói többek között a hormon-, a fény-, a szacharóz-, és a patogén indukálta szignál transzdukciós folyamatoknak, és a sejtciklusnak (HUBER, S. et al. 1994; SMITH, R. – WALKER, J. 1996). Így a mikrocisztinek által kiváltott stresszválaszok, mint a növekedésgátlás, a pigmenttartalom csökkenése (1–4. ábrák) nem meglepőek. A vízi növények és a cianobaktériumok együttes előfordulása a vizekben azonban normál jelenség. Ezért a cianobaktérium eredetű toxinok és a vízi növények, illetve algák közötti lehetséges kölcsönhatások sokkal többértékesek (BÉRES, V. et al. 2007). Ezzel magyarázható, hogy nagyon különbözőek azok a MCY koncentrációk, amelyeket a vízínövények még tolerálnak. Kísérleteinkben a 0,02–2 $\mu\text{g ml}^{-1}$ MCY koncentráció még sem a *Ceratophyllum demersum*, sem pedig a *Lemna minor* esetében nem okozott szignifikáns hajtásnövekedés-változást. Ez azonban nem jelenti azt, hogy nem indukálnak olyan biokémiai folyamatokat, amelyek valószínűleg a toxinok káros hatásának semlegesítésére hivatottak. A *C. demersum* esetében irodalmi adatok bizonyítják, hogy a MCY bejut a növény szöveteibe, és biotranszformációja során reaktív oxigén-gyökök (ROS) keletkeznek, amelyek másodlagos toxikus hatásokról, például a pigmenttartalom csökkenéséért is felelőssé tehetőek (4. ábra; PLUGMACHER, S. 2002, 2004). A ROS sejtkárosító hatásának kivédéséhez a *Ceratophyllum* sejtek hatékony védelmi rendszert fejlesztettek ki, jól működő antioxidatív enzimeik (pl. szuperoxid-dizmutáz, aszkorbinsav-peroxidáz, glutathion-peroxidáz, -reduktáz, és -S-transzferáz) aktivitásemelkedését mérték MCY hatására (PFLUGMACHER, S. 2004). Kísérleteinkben a stresszenzimek egy másik fontos csoportjának a proteázoknak a változását detektáltuk MCY hatására (6. ábra). A növényi proteázok kulcsfontosságúak pl. a növényi stresszfolyamatokban, az idegen és hibás fehérjék eltávolításával a sejt belső egyensúlyi

állapotának fenntartásában (VIERSTRA, R. 1996). A vízi életközösségekben gyakori, tág tűrőképességű, a szennyvíztisztításban is gyakran alkalmazott *Lemna* egyedek jól növekedtek a 0,02–4 µg ml⁻¹ MCY-LR, és egyéb szerves és szervetlen anyagokban gazdag *M. aeruginosa* extraktumot tartalmazó tápoldatokban, az 5. napon sem volt mérhető szignifikáns növekedésgátlás. Sem a klorofill adatok, sem a vizsgált proteáz és nukleáz enzimmintázatok nem utaltak arra, hogy a MCY-LR alkalmazott koncentrációi a rövidtávú tesztekben jelentős mértékben befolyásolták volna a növények anyagcseréjét, annak pusztulását indukálták volna (4–6. ábrák). A MCY-LR kezelése során a természetben is gyakran tömeges, majd hirtelen eltűnő *Wolffia* mutatta a legtöbb változást; a növekedésgátlás, a növények klorotikussá válásával és a hidrolázok aktivitásemelkedésével párosult (1., 2., 4., 5. és 6. ábrák).

Vizsgálataink eredményei és irodalmi adatok egyaránt bizonyítják, hogy a vízi növények képesek a cianobakteriális vízvirágzások során a vizekbe jutó MCY felvételére, és, hogy a sejtekbe bejutó cianotoxinok anyagcsereváltozásokat indukálhatnak. A MCY kezelésekre adott válaszok azonban nagymértékben függenek a tesztekben alkalmazott vízinövény fajok, sőt izolátumok toxinnal szembeni érzékenységtől, a kezelés időtartamától, a toxinkoncentrációktól és a nevelés körülményeitől (1–6. ábrák, MITROVIC, S. et al. 2005; WEISS, J. et al. 2000; PLUGMACHER, S. 2004). A MCY növényekre gyakorolt hatásainak vizsgálati eredményei alapján a cianotoxinok képesek befolyásolni a növényi anyagcserét, és ezáltal hatással lehetnek a vízi életközösségek fajösszetételére. Ezek a vizsgálatok tehát természetvédelmi szempontból is jelentőséggel bírnak.

Irodalom

- ALLEN, M. M. (1968) Simple conditions for the growth of unicellular blue-green algae on plates. *J. Phycol.* 4, pp. 1-4.
- ARNON, D. I. (1949) Copper enzymes in chloroplasts: polyphenol oxidases in *Beta vulgaris*. *Plant Physiol.* 24, pp. 1-15.
- BÉRES, V. – BÁCSI, I. – SURÁNYI, GY. – VASAS, G. – M-HAMVAS, M. – TÓTH, SZ. – MÁTHÉ, CS. – KISS, K. T. – BORBÉLY, GY. – NAGY, S. A. – MORAJ-P. A. – GRIGORSZKY, I. (2007) The interaction between *Cryptomonas ovata* EHRENBERG (Cryptophyta) and *Microcystis aeruginosa* KÜTZIG (Cyanobacteria) species. *Arch. Hydrobiol.* 17, pp. 405-415.
- BOURNE, D. G. – JONES, G. J. – BLAKELEY, R. L. – JONES, A. – NEGRI, A. P. – RIDDLES, P. (1996) Enzymatic pathway for the bacterial degradation of the cyanobacterial cyclic peptide toxin Microcystin-LR. *Appl. Environ. Microbiol.* 62, pp. 4086-4094.
- BRADFORD, M. M. (1976) A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilising the principle of protein-dye binding. *Anal. Biochem.* 72, pp. 248-254.
- GEHRINGER, M. M. (2004) Microcystin-LR and okadaic acid-induced cellular effects: a dualistic response. *FEBS Lett.* 557, pp. 1-8.
- GERSTEN, D. M. – GABRIEL, O. (1992) Staining for enzymatic activity after gel electrophoresis. II. Enzymes modifying nucleic acids. *Analytical Biochemistry*, 203, pp. 181-186.
- HUBER, S. C. – HUBER, L. J. – MCMICHAEL, R. W., JR. (1994) Control of plant enzyme activity by reversible protein phosphorylation. *Int. Rev. Cytol.* 149, pp. 47-96.
- KAEBERNICK, M. – NEILAN, B. A. (2001) Ecological and molecular investigations of cyanotoxin production. *FEMS Microbiol. Ecol.* 35, pp. 1-9.
- KÓS, P. – GORZÓ, GY. – SURÁNYI, GY. – BORBÉLY, GY. (1995) Simple and efficient method for isolation and measurement of cyanobacterial hepatotoxins by plant tests (*Sinapis alba* L.). *Analytical Biochemistry*, 225, pp. 49-53.
- LAEMMLI, U. K. (1970) Cleavage of structural proteins during the assembly of the head of bacteriophage T4. *Nature*, 227, pp. 680-685.
- LAHTI, K. – RAPALA, J. – FÄRDIG, M. – NIEMELÄ, M. – SIVONEN, K. (1997) Persistence of cyanobacterial hepatotoxin, microcystin-LR in particulate material and dissolved in lake water. *Water Res.* 31, pp. 1005-1012.
- MANAGE, P. M. – KAWABATA, Z. – NAKANO, S. (1999) Seasonal changes in densities of cyanophage infectious to *Microcystis aeruginosa* in a hypereutrophic pond. *Hydrobiologia*, 411, pp. 211-216.

- MACKINTOSH, C. – BEATTIE, K. A. – KLUMPP, S. – COHEN, P. – CODD, G. A. (1990) Cyanobacterial microcystin-LR is a potent and specific inhibitor of protein phosphatases 1 and 2A from both mammals and higher plants. *FEBS Letters*, 264, pp. 187-192.
- M-HAMVAS, M. – MATHÉ, CS. – MOLNÁR, E. – VASAS, G. – GRIGORSZKY, I. – BORBÉLY, GY. (2003) Microcystin-LR alters growth, anthocyanin content and single-stranded DNase enzyme activities in *Sinapis alba* L. seedlings. *Aquatic Toxicology*, 62, pp. 1-9.
- MITROVIC, M. S. – ALLIS, O. – FUREY, A. – JAMES, J. K. (2005) Bioaccumulation and harmful effects of microcystin-LR in the aquatic plants *Lemna minor* and *Wolffia arrhiza* and the filamentous alga *Chladophora fracta*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 61(3) pp. 345-352.
- PADISÁK, J. (1997) *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 4, pp. 563-593.
- PFLUGMACHER, S. (2002) Possible allelopathic effects of cyanotoxins, with reference to microcystin-LR, in aquatic ecosystem. *Environ. Toxicol.* 17, pp. 407-413.
- PFLUGMACHER, S. (2004) Promotion of oxidative stress in the aquatic macrophyte *Ceratophyllum demersum* during biotransformation of the cyanobacterial toxin microcystin-LR. *Aquatic Toxicology*, 70, pp. 169-178.
- RESKÓNÉ N. M. (1998) *Microcystis aeruginosa* cianobaktérium a Velencei-tóban. Kutatási jelentés
- SCHLERETH, A. – BECKER, C. – HORSTMANN, C. – TIEDEMANN, J. – MÜNTZ, K. (2000) Comparison of globulin mobilization and cysteine proteinases in embryogenic axes and cotyledons during germination and seedling growth of vetch (*Vicia sativa* L.). *Journal of Experimental Botany*, 51(349) pp. 1423-1433.
- SIVONEN, K. – JONES, G. (1999) In: Chorus, I. – Bartman, J. eds.: *Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management* E&FN Spon, London and New York, pp. 41-111.
- SMITH, R. D. – WALKER, J. C. (1996) Plant protein phosphatases. *Ann. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.* 47, pp. 101-125.
- TÖRÖKNÉ K. A. – LÁSZLÓ E. – CHORUS, I. – FASTNER, J. – HEINZ, R. – PADISÁK J. – BARBOSA, F. A. R. (2000) Különböző országokból származó cianobaktérium populációk toxicitása. *Hidrológiai Közlöny*, 80/5-6, pp. 350-351.
- VASAS, G. – GÁSPÁR, A. – PÁGER, CS. – SURÁNYI, G. – MÁTHÉ, CS., M-HAMVAS, M. – BORBÉLY, GY. (2004) Analysis of cyanobacterial toxins (anatoxin-a, cylindrospermopsin, microcystin-LR) by capillary electrophoresis. *Electrophoresis*, 25, pp. 108-115.
- VIERSTRA, R. D. (1996) Proteolysis in plants: mechanisms and functions. *Plant Molecular Biology*, 32, pp. 275-302.
- WEISS, J. – LIEBERT, H. P. – BRAUNE, W. (2000) Influence of microcystin-RR on growth and photosynthetic capacity of the duckweed *Lemna minor* L. *J. Appl. Bot.-Angew. Bot.* 74, pp. 100-105.

Kocsár István¹ – Csatári István² – Dr. Lakatos Gyula³

Vízínövények gyökerében található fémek koncentrációjának és eloszlásának térképezése bio-PIXE módszerrel

Abstract

In aquatic ecosystems water contamination by trace metals is one of the main types of pollution that may stress the biotic community. Although some metals are needed as micronutrients for autotrophic organisms, they can have toxic effects at higher concentration. Aquatic plants can take up large quantities of nutrients and metals from the environment, they can live under extreme environmental conditions therefore they are being increasingly used in phytoremediation processes.

Concentrations and distributions of major, micro and trace elements were determined within and along the roots of reed (*Phragmites australis*), bulrush (*Typha angustifolia*) and sea club-rush (*Bolboschoemus maritimus*) using off-axis STIM and PIXE-PIXE ion beam analytical techniques on the Debrecen Ion Microprobe in order to reach a better understanding of the heavy metal uptake, transport and detoxification mechanisms of the plants.

The plants originated from the dried units of the wastewater sedimentation pond system of the tannery of Kunszentmárton, where 1500 m³ waste water containing lime, sodium-salts, ammonium-salts, chromium-salts, sodium, chlorine and magnesium ions, sulphur and organic material was released every day till 1988. The chosen species are the dominant species of the area, composing 85–90% of the green plant covering.

The essential macro-elements were found to be equally distributed along and within the roots, while most of the metals (Fe, Mn, Cu, Zn, Al, Ni, As, Ti, Sc, Hg and Cr) were found in much higher concentrations in the epidermis than in the inner tissues. Furthermore the uptake of the non-essential and the potentially toxic elements seems to be bound to the presence of iron plaques.

Ion microscopy study, providing elemental concentrations in a micrometer scale, proved to be a useful complementation to the usually applied bulk analytical techniques in understanding the elemental uptake and transport processes, and heavy metal resistance of these plant species

1. Bevezetés

Ipari tevékenység következtében nehézfémekkel szennyezett talajok a világ számos területén problémát jelentenek. Napjainkban a nehézfém akkumuláló növényfajokkal történő bioremediáció egyre inkább az érdeklődés középpontjába kerül. Azonban e növényekben a nehézfém transzport mechanizmus nem elég hatékony ahhoz, hogy gyakorlatban is jól alkalmazható legyen. Ezért szükség van ezen növényfajok fiziológiájának tanulmányozására, a nehézfém felvételének és transzportjának vizsgálatára.

Napjainkban amit az ionfelvétel mechanizmusáról tudunk az egyrészt „bulk” analitikai technikákon alapul (pl. AES, AAS, AFS, ICP-AES, ICP-MS), másrészt a sejtszintű elemtranszport folyamatok vizsgálata olyan technikákkal kapcsolódik össze, amelyek nagy térbeli feloldást adnak, de magas kimutathatósági határokkal rendelkeznek az elemi

¹ Kocsár István Debreceni Egyetem, Alkalmazott Ökológiai Tanszék, Debrecen E-mail: kocsar.istvan@freemail.hu

² Csatári István Debreceni Egyetem, Alkalmazott Ökológiai Tanszék, Debrecen

³ Dr. Lakatos Gyula Debreceni Egyetem, Alkalmazott Ökológiai Tanszék, Debrecen E-mail: lakgyu@delfin.klte.hu

összetevőkre (pl. STEM). Az így kapott eredmények általában a makro-tápanyagokra vagy a nagy mennyiségben jelen lévő elemekre korlátozódnak.

A pásztázó ion mikroszondákon alkalmazott részecske indukált röntgen emissziós (PIXE) technika lehetővé teszi, hogy néhány μm nagyságrendű térbeli feloldással kvantitatíve meghatározzuk az akár csak ppm nagyságrendben jelen lévő elemek eloszlását.

Munkánk során vizsgáltuk makro-, mikro- és nyomelemek hossz- és keresztmetszet szerinti eloszlását nád, keskenylevelű gyékény, zsióka és subás farkasfog gyökerében bio-PIXE módszerrel a MTA Atommagkutató Intézetének pásztázó ion mikroszondáján.

A növények a Kunszentmártoni Bőrgyár szennyvízülepítő tórendszeréből származnak. Ezt a területet a DE Alkalmazott Ökológia Tanszék munkatársai már 1998-tól vizsgálják, elsősorban a bőrgyár okozta krómszennyezés és remediáció szempontjából (LAKATOS, GY. 2002, 2003).

2. A minták leírása

2.1. A mintavételi terület

A mintavételi terület a Pannónia Rt. Kunszentmártoni Bőrkikészítő és Bőrfeldolgozó Gyárának szennyvízülepítő tórendszerében. A hat egységből álló tórendszer közvetlenül a bőrgyár mellett, a Körös folyó egykori árterén helyezkedik el. A bőrkikészítést 1971 óta végezték itt, naponta 1500 m^3 savas és lúgos szennyvíz keletkezett. A tórendszerbe engedték a tisztítatlan szennyvizet, majd a gyári szennyvízülepítő iszapját is itt helyezték el. A tavakat 1988-ig használták rendszeresen a bőrgyár szennyvizének ülepítésére. 1988 után szennyvíztisztító üzemet helyeztek üzembe, a keletkező iszapot pedig elszállították innen a veszélyes hulladéklerakóba. Az elfolyó szennyvízzel a következő anyagok távoztak a környezetbe: mész, nátriumsók, ammóniumsók, krómsók, Na^+ -, Cl^- -, Mg^{2+} - ionok, kén és szerves anyagok.

Miután a tavakat már nem használták, megszűnt a rendszeres vízutánpótlás, és megindult a tavak kiszáradása. 2001-re a tavak növényborítottsága elérte a 100%-ot. A terület lefolyástalan. A vizsgált területen a kompetitor fajok közül négy, a nád, a gyékény, a zsióka és az őszirózsa a domináns, a növényborítás 85–90%-át adják.

A területet a DE Alkalmazott Ökológia Tanszék munkatársai rendszeresen monitorozzák 1998 óta. Vizsgálataik során a hangsúlyt a növények számára potenciálisan toxikus nehézfémre, a krómra helyezték. Egy 1998-as és egy 2001-es vizsgálat során megmérték a növények különböző szerveiben a króm koncentrációját ICP AES módszerrel 33 növényfaj esetében (KERESZTÚRI P. 2004) Az 1. táblázatban a számunkra érdekes növények gyökerében mért Cr-koncentráció értékek vannak feltüntetve.

1. táblázat. Cr-koncentráció értékek növények gyökerében

Növényfaj	1998	s	2001	s
<i>Phragmites australis</i> (nád)	3593 mg/kg	528,4	6355 mg/kg	835
<i>Typha angustifolia</i> (keskenylevelű gyékény)	3781mg/kg	978	4851mg/kg	2023
<i>Bolboschoenus maritimus</i> (zsióka)	1871mg/kg	951,9	2071mg/kg	410

Az üledék vizsgálatának eredményéből kiderült, hogy az összes króm és a nátrium koncentrációja jóval meghaladja a kontrollterület üledékében mérhető értéket. Az összes Cr koncentrációja több százszorosa volt a szennyezettségi határértéknek, így az ülepítő tavak krómmal erősen szennyezett területnek minősülnek. Az összes Cr koncentrációja 40%-kal

csökkent 2001-re az 1998-as állapothoz képest, a növények által könnyen felvehető króm koncentrációja felére csökkent 2001-re, és a Cr(VI) 2001-ben már nem volt kimutatható.

2.2. Mintavételezés, mintaelőkészítés

A méréshez felhasznált minták a fent ismertetett területről származnak. A mintavételezés 2004 őszén és 2006 nyarán történt. 2004-ban a területet nagyrészen elborította a víz, így a területen élő domináns növényfajok közül a nád, a keskenylevelű gyékény és a zsióka néhány példányát sikerült csak begyűjteni. 2006-ban nádat, keskenylevelű gyékényt és subás farkasfogát gyűjtöttünk be. Mivel vízínövények nehézfém felvételéről rendelkezésünkre álló cikkekből és tanulmányokból (LAKATOS, GY. 2001; DALDANTONI, D. 2004, 2005; GROUDEVA, V. I. 2001; ALMEIDA, C M. R. 2006) kiderült, hogy a felvett nehézfémek legnagyobb része a gyökérben raktározódik el, így vizsgálatainkat a gyökérre koncentráltuk.

A kiválogatott gyökereket hirtelen fagyasztással (folyékony nitrogénben) lefagyasztottuk, arra törekedve, hogy a gyökér szövetei lehetőleg ne károsodjanak, és az elemeloszlások megmaradjanak eredeti állapotukban. $-80\text{ }^{\circ}\text{C}$ -on fagyasztva tároltuk a gyökereket a mérésig. A növények gyökereiből $15\text{--}20\text{ }\mu\text{m}$ vastag metszeteket készítettünk $-25\text{ }^{\circ}\text{C}$ -on kriomikrotróm segítségével, majd a mikrotróm atmoszférájában szárítottuk a mintákat. A mérőkamrába, ahol $10^{-5}\text{--}10^{-6}$ mbar nagyságrendű vákuum van, már liofilizált metszetek kerültek. A metszeteket néhány száz nanométer vastag pioloform fóliák közé helyeztük. A gyökérhossz menti mérésekhez a gyökereket fagyasztottuk és liofilizáltuk.

3. Analízis

A minták ion-mikroszkópiás analízisét a Magyar Tudományos Akadémia Atommagkutató Intézetében működő pásztázó ion mikroszodáján kifejlesztett bio-PIXE mérőrendszerrel (KERTÉSZ, ZS. 2004, 2007a) végeztük.

A módszer pásztázó transzmissziós ionmikroszkópia (STIM) és PIXE-PIXE analitikai technikák együttes alkalmazásán alapul (AUGER, P. 2005; UZONYI, I. 2001). STIM spektrumok és térképek alapján határozzuk meg a minták morfológiáját és felületi sűrűségét. Egy ultra vékony ablakú és egy hagyományos, Be ablakú röntgendetektor által gyűjtött PIXE spektrumokból számítjuk az elemkoncentrációkat és elemeloszlásokat $Z > 5$ rendszámú elemekre. A mérőrendszer részletes leírása megtalálható (KERTÉSZ, ZS. 2005, 2007b) publikációkban. A röntgenspektrumok és a STIM térképek kiértékelése a PIXEKLM programcsomaggal (SZABÓ GY. 1999) valamint valós elem térképezéshez továbbfejlesztett programcsomaggal (UZONYI, I. 2005) történt.

A bio-PIXE mérések 2005 áprilisában és 2007 decemberében történtek az ATOMKI 5 MV-os Van de Graaff gyorsítójának 0° -os nyalábsatornájára telepített pásztázó nukleáris mikroszondáján (RAJTA, I. 1996). A mintákat 2 MeV energiájú, $2,5\mu\text{m} \times 2,5\mu\text{m}$ -re fókuszált protonnyalábbal sugároztuk be. A nyalábáram $50\text{--}200\text{ pA}$ volt, és átlagosan $1\text{--}1,5\text{ }\mu\text{C}$ töltésig mértünk a hosszmenti mérések esetében, és $5\text{ }\mu\text{C}$ -ig a keresztmetszetek esetében.

A hosszmenti vizsgálatnál a gyökér hossza mentén 5 pontban mértünk, a gyökércsúcstól fölfelé haladva $0,5\text{--}1\text{ cm}$ -ként. A nyalábbal pásztázott terület $0,5\text{ mm} \times 0,5\text{ mm}$ és $1\text{ mm} \times 1\text{ mm}$ között változott a gyökér vastagságától függően.

Az alábbi elemekre határoztuk meg a koncentráció értékeket és elemeloszlásokat: C, N, O, Na, Mg, Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Sc, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Br, Pb, Hg. A koncentrációadatokat, száraz tömegre vonatkoztatva, $\mu\text{g/g}$ -ban adjuk meg.

3. Eredmények és diszkusszió

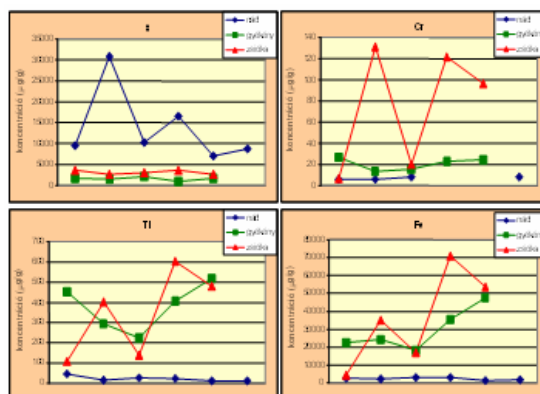
3.1. Elemeloszlások a gyökér hossza mentén

A 2004 szeptemberében gyűjtött növények gyökér hossza mentén mért átlagos elemkoncentráció adatok a 2. táblázatban, és néhány elem hossz menti eloszlása az 1. ábrán látható. Az egyes növényfajokra más-más elemkoncentráció értékek jellemzőek. A gyökércsúcsban az elemkoncentrációk eltérnek a gyökér többi részén mért értékektől.

Megállapítottuk, hogy a nád gyökerében a nehézfémek koncentrációja általában detektálási határ alatt maradt, míg a zsióka nagyobb, a gyékény kisebb mértékben felvett nehézfémeket. Kiderült, hogy a nem esszenciális elemek egy része (mint a Ti, Mn, Cu) és a toxikus elemek (Cr, Hg, Pb) koncentrációja korrelál a vas (esszenciális elem) koncentrációjával.

2. táblázat. Elemkoncentrációk a gyökérben (µg/g)

	nád csúcs	nád átlag	gyékény csúcs	gyékény átlag	zsióka csúcs	zsióka átlag
Na	4366±132	4913±92	15860±176	8294±107	8101±129	3619±257
Mg	1500±74	562±43	3557±56	2786±49	2311±60	1528±40
Si	436±43	471±24	10180±109	5998±69	9077±103	3553±48
P	7501±94	2483±38	5477±62	6415±72	3551±50	3013±41
S	9422±111	14702±155	1624±25	1574±25	2615±39	1745±28
Cl	4657±68	3451±49	9551±101	4417±51	14140±151	9270±101
K	16540±211	10974±132	10800±124	7801±95	45700±488	19035±215
Cr	6±3	7±3	27±4	19±5	7±4	92±8
Ca	869±111	761±66	5966±98	6793±102	1972±183	2730±106
Ti	46±8	18±5	453±13	360±13	108±8	407±15
V	<DL	10±4	26±7	29±8	25±6	24±9
Mn	181±15	102±9	222±11	181±17	107±29	214±31
Fe	2746±82	2319±61	22490±477	31355±664	4180±105	44075±935
Zn	103±20	56±10	110±12	131±13	192±20	202±20
Hg	<DL	12±8	<DL	51±21	<DL	73±25
Al	156±50	92±26	4510±57	2615±41	5154±69	1099±30
Ni	<DL	7±7	<DL	63±15	26±9	43±18
Cu	11±8	10±5	<DL	8±6	13±7	16±8
Sc	39±21	38±12	<DL	109±34	<DL	69±21
As	<DL	9±6	28±11	47±13	<DL	41±18



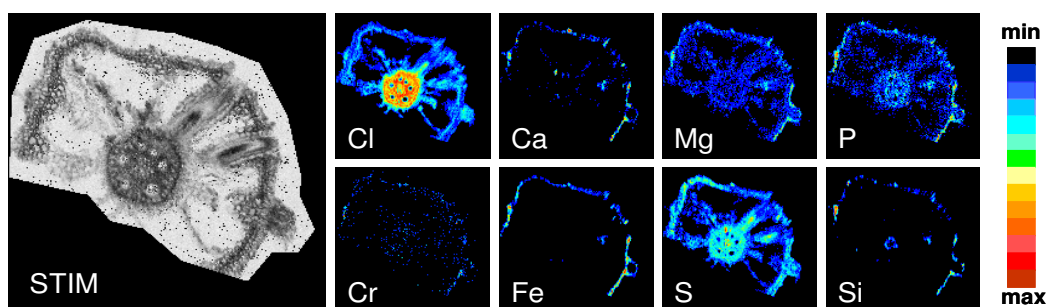
1. ábra. Elemkoncentrációk a gyökér mentén a gyökércsúcsától felfelé (az ábrán balról jobbra)

A mintavételezés során megfigyeltük, hogy némelyik gyökéren barna foltok találhatóak. Ezek a barna foltok valószínű vaslerakódás helyeit jelölik. Vízinövényeknél ez ismert jelenség, az irodalomban több helyen találtunk rá utalást (ALMEIDA, C. M. R. 2006; YE, Z. 1998). A nem esszenciális elemek egy része és a toxikus elemek úgy tűnik, hogy ezekhez a vas-plakkokhoz kötődnek, felvételük összefüggésben van a vaslerakódások jelenlétével. Valószínűleg ez a magyarázata annak, hogy a nád esetében, amelyen nem voltak vaslerakódások, sokkal kisebb fémkoncentrációkat mértünk.

3.2. Elemeloszlások a gyökér keresztmetszetén

Vízi növények gyökerénél három szövettípusát különböztethetünk meg (HARASZTY Á. 1998): a rizodermisz (bőrszövet), parenchimatikus alapszövet és a gyökér központi hengerét kitöltő sztelealapszövet, amelyben megtalálhatóak a szállítóyalabok.

Nád gyökeréről készült STIM energiaterkép és néhány elemterkép látható a 2. ábrán.



2. ábra. STIM energiavesztés térkép és elem térképek egy 15 µm vastag, nád gyökér keresztmetszetén (begyűjtve 2006 augusztusában). A pásztázott terület nagysága 1250 × 1250 µm².

A térképek alapján a különböző szövettípusok jól elkülöníthetők, mivel azokat különböző elemkoncentráció értékek jellemzik. A 3. táblázatban a különböző szövettípusokban mért koncentráció értékek vannak feltüntetve. Az esszenciális elemek közül a szélét magas Cl és K koncentráció jellemzi, míg a parachimatikus alapszövetben a S található magasabb koncentrációban. A rizodermiszben magasabb a Mg, Al, Si, P, Ca és Fe koncentrációja mint a többi szövetben.

3. táblázat. Különböző szövettípusokban mért elemkoncentráció értékek (µg/g) nád gyökér keresztmetszetén (begyűjtve 2006 augusztusában)

	rizodermisz	parenchimatikus alapsz.	széle alapsz.		rizodermisz	parenchimatikus alapsz.	széle alapsz.
C	650E±519	680E±952	570E±481	Cr	33±8	<DL	<DL
O	300E±547	310E±1023	269E±511	Mn	1183±33	300±22	23±7
Na	4019±58	8555±106	4351±59	Fe	7599±94	447±32	41±8
Mg	2683±39	2066±60	610±32	Co	<DL	21±17	17±7
Al	4319±41	524±46	92±27	Ni	12±9	<DL	6±5
Si	10320±59	1629±46	1662±33	Cu	<DL	<DL	<DL
P	1074±30	561±40	606±27	Zn	18±10	11±10	9±6
S	2129±36	3116±60	2381±41	As	15±13	<DL	<DL
Cl	2194±12	4796±24	8996±24	Se	<DL	<DL	<DL
K	2961±26	4387±43	11440±53	Br	<DL	39±36	<DL
Ca	4970±40	2181±43	924±44	Sr	<DL	<DL	<DL
Ti	155±9	22±7	8±4	Hg	<DL	<DL	<DL
V	13±7	<DL	<DL	Pb	<DL	<DL	<DL

A keresztmetszetelekről készült elem térképeken és a táblázatból is látható, hogy a fémek jelentős része a rizodermiszben található, a központi hengerbe csak elenyészően kis koncentrációk voltak kimutathatók. Ez azt jelenti, hogy a fémek a gyökérben csapódva maradnak, a fölfelé tartó ionáramba csak kevés fém kapcsolódik be.

4. Összegzés

A vizsgálat során megállapítottuk hogy az esszenciális makroelemek gyökéren belüli és gyökér menti eloszlása nagyjából egyenletes, amíg a legtöbb fém (Fe, Mn, Cu, Zn, Al, Ni, As, Ti, Sc, Hg és Cr) magasabb koncentrációban fordul elő az rizodermiszben mint a gyökér belsejében. A nem esszenciális, kimondottan toxikus elemek felvétele a gyökér felszínén előforduló vas-plakkokhoz kötődik.

Megállapítható, hogy az általunk vizsgált növényfajok nem tekinthetők hiperakkumulátor szervezeteknek, de ennek ellenére esetenként magas nehézfém-koncentráció volt kimutatható

a gyökerekben. A vizsgált növényfajok rezisztensek, képesek elviselni a nehézfémekkel szennyezett környezetet, így szennyezett területek monitorozására kiválóan alkalmasak.

A mikro-PIXE módszer kiválóan alkalmas nyomelemeloszlások mikroszkópikus szintű meghatározására, mivel nem csak a koncentráció változásokat, hanem az elemek növényen belüli elhelyezkedését mikronos felbontással nyomon tudjuk követni (KERTÉSZ, ZS. 2005c, 2007; SZIKSZAI, Z. 2005). A növényen belüli elemeloszlásokat ábrázoló PIXE térképek és a „bulk” technikákkal kapott koncentráció értékek kiértékelése együttesen segíthet közelebb kerülni a növényekben kialakuló nehézfém rezisztencia és a növényben lejátszódó elemtranszport folyamatok megértéséhez.

Irodalom

- ALMEIDA, C. M. R. – MUCHA, A. P. – VASCOLENSOS, M. T. S. D. (2006) Comparation of the role of the sea club-rush *Scripus maritimus* and the sea rush *Juncus maritimus* in terms of concentration, speciation and bioaccumulation of metals in the estuarine sediment. *Environmental Pollution*, 142, pp. 151-159.
- AGUER, P. – ALVES, L. C. – BARBERET, PH. – GONTIER, E. – INCERTI, S. – MICHELET-HABCHI, C. – KERTÉSZ, ZS. – KISS, Á. Z. – MORETTO, P. – PALLON, J. et al. (2005) Skin morphology and layer identification using different STIM geometries. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B*, 231, 1-4, pp. 292-299.
- DALDANTONI, D. – ALFANI, A. – TOMASSI, P. – BARTOLI, G. – DE SANTO, A. V. (2004) Assessment of macro and microelement accumulation capability of two aquatic plant. *Environmental Pollution*, 130, pp. 149-156.
- DALDANTONI, D. – MAISITO, G. – BARTOLI, G. – ALFANI, A. (2005) Analysis if three aquatic plant species to assess spatial gradients of lake trace element contamination. *Aquatic Botany*, 83, pp. 48-60.
- GROUDEVA, V. I. – GROUDEV, S. N. – DOYCHEVA, A. S. (2001) Bioremediation of waters contaminated with crude oil and toxic heavy metals. *Int. J. Miner. Process*, 62, pp. 293-299.
- HARASZTY Á. (1998) Növényiszervezetten és növényélettan. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 198: 219-222.
- JOHANSSON, S. A. E. – CAMPBELL, J. L. (1988) PIXE, A Novel technique for elemental analysis. John Wiley & Son, Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore
- JOHANSSON, S. A. E. – CAMPBELL, J. L. – MALMQVIST, K. G. (1995) Particle induced X-ray emission spectrometry (PIXE). John Wiley & Son, Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore
- KERESZTÚRI P. (2004) Krómtartalmú üledék fitoremediációjának vizsgálata (1998-2001). Debreceni Egyetem Kossuth Egyetemi Kiadója, Debrecen
- KERTÉSZ, ZS. – SZIKSZAI, Z. – UZONYI, I. – SIMON, A. – KISS, Á. Z. (2005) Development of a bio-PIXE setup at the Debrecen scanning proton microprobe. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B*, 231, pp. 106-111.
- KERTÉSZ, ZS. – SZIKSZAI, Z. – UZONYI, I. – SIMON, A. – SZABÓ, GY. – SZIKI, G. Á. – RAJTA, I. – KISS, Á. Z. (2004) The Debrecen micro beam analysis facility: Report of recent development and applications with special emphasize on bio-PIXE. 10th International Conference on Particle Induced X-Ray Emission and its Analytical Applications. Portoroz, Slovenia, 4-8 June, 2004. Proceedings, CD, (<http://pixe2004.ijs.si/904>)
- KERTÉSZ, ZS. – SZIKSZAI, Z. – GONTIER, E. – MORETTO, P. – SURLÈVE-BAZEILLE, J-E. – KISS, B. – JUHÁSZ, I. – HUNYADI, J. – KISS, Á. Z. (2005) Nuclear microprobe study of TiO₂-penetration in the epidermis of human skin xenografts, *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B*, 231, 1-4, p. 280.
- KERTÉSZ, ZS. – SZIKSZAI, Z. – PELICON, P. – SIMCIC, J. – TELEK, A. – BÍRÓ, T. (2007) Ion beam microanalysis of human hair follicles. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B*, 260, pp. 218-221.
- KERTÉSZ, ZS. (2007) The Debrecen scanning nuclear microprobe and its application in biology and environmental science – In: Granja, C. – Stekl, I. eds.: 4th International Summer School on Nuclear Physics Methods and Accelerators in Biology and Medicine. Prague, Czech Republic, 8-19 July, 2007, Proceedings, New York, AIP 958 33
- KERTÉSZ, ZS. – SIMON, A. – SZIKSZAI, Z. – DOBOS, E. – SZÍKI, G. Á. – KISS, Á. Z. – UZONYI, I. (2007) Development of an ion microprobe setup for the complex microanalysis of individual microparticles and microstructures – In: Miranda, J. – Ruvalcaba-Sil, J. L. – de Lucio, O. G. eds.: Proceedings of the 11th International Conference on Particle-Induce X-ray Emission and its Analytical Applications, Puebla, Mexico, 25-29 May, 2007, CD PI-12 1-4

- LAKATOS, GY. – KERESZTÚRI, P. – TÓTH, V. – PAKSI, V. – MÉSZÁROS, I. (2003) Phyto-succession on contaminated areas as potential tool for phytoremediation processes – In: Haberl, R. – Langergraber, G. eds.: Achievements and prospects of phytoremediation in Europe. Book of Abstract, COST Action 837. Final Workshop, Vienna'2003. BOKU, Vienna, Austria, p. 11.
- LAKATOS, GY. – MÉSZÁROS, I. – SIMON, L. – TÓTH, A. – KISS, M. (2001) Phytoremediation and phytoextraction as new methods in environmental protection. *Acta Pericemonologica Debrecina*, 1, pp. 100-106.
- LAKATOS, GY. – MÉSZÁROS, I. – TÓTH, A. – KERESZTÚRI, P. – GALICZ, É. – PAKSI, V. (2002) Study on phytostabilization and phytoextraction in Hungarian practice – In: Mench, M. – Mocqout, B. eds.: Risk assessment and sustainable land management using plants in trace element-contaminated soils, COST Action 837, 4th WG2 Workshop, Bordeaux'2002, Institut National de la Recherche Agronomique, Villenave d'Omon, France, pp. 144-145.
- RAJTA, I. – BORBÉLY-KISS, I. – MÓRIK, GY. – BARTHA, L. – KOLTAY, E. – KISS, Á. Z. (1996): The new Atomki scanning proton microprobe. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B*, 109, pp. 148-153.
- SZABÓ GY. – BORBÉLYNÉ, KISS I. (1999) PIXELKM programrendszer PIXE spektrumok kiértékelésére, programleírás. Kézirat, ATOMKI, Debrecen
- SZIKSZAI, Z. – KERTÉSZ, ZS. – UZONYI, I. – SZÍKI, G. Á. – MAGYAR, M. T. – MOLNÁR, S. – IDA, Y. – CSIBA, L. (2005) Regional calcium distribution and ultrasound images of the vessel wall in human carotid arteries. in *Physics Research Section B*, 231, 1-4, pp. 263-267.
- UZONYI, I. – SZABÓ, GY. (2005) PIXEKLK-TPI – a software package for quantitative elemental imaging with nuclear microprobe. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B*, 231, pp. 156-161.
- UZONYI, I. – RAJTA, I. – BARTHA, L. – KISS, Á. Z. – NAGY, A. (2001) Realization of the simultaneous micro-PIXE analysis of heavy and light elements at a nuclear microprobe. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B*, 181, pp. 193-198.
- YE, Z. – BAKER, A. J. M. – WONG, M. H. – WILLIS, A. J. (1998) Zinc Lead and Cadmium accumulation and tolerance in *Typha latifolia* as affected by iron plaque on the root surface. *Aquatic Botany*, 61, pp 55-67.

Nagy Beáta¹ – Dr. Andrikovics Sándor²

About the quality changing of the Ephemeroptera larvae in a frequent conservation intervention (Szalajka Stream, Bükk Mountain)

Abstract

The fauna transformation effect of the “channel cleaning” was investigated by the Ephemeroptera larvae in 2002. The composition of species was changed under the treatment. The similarity of fauna was 41% before and after modification. After the channel cleaning 6 new species was found among the Ephemeroptera’s larvae. The species number of larvae was increased altogether in that insect group. The fauna changing was well-explained by the drift. The quantity collection method was made the calculating of the area density possible what we adopted. The average density of the larvae was difference about the disturbance in the stream. After the channel cleaning the density of Ephemeroptera were higher then before. It was characterised to the lower parts of the stream. The species numbers of the shredder – grazer – detrivore Ephemeroptera fauna were increased. Firstly, we found that the channels cleaning which was every year in the present form are not appropriate, because the sensitive elements of fauna were changed by the affects and the decrease of its diversity was proved. Secondly, the stragglng of riverside vegetation, tree cutting, pine-tree planting and fish utilizing has resulted in drastic diversity decreased, too.

1. Introduction

The main object of the nature conservation is to protect the fresh water quality from the anthropogenic impacts. The Ephemeroptera larvae are one of the most important indicator invertebrate groups of fresh waters quality. The composition of the Ephemeroptera fauna indicates the changing of the water quality.

Several studies were performed to study the ecological quality of freshwaters in the literature (LAKATOS, G. 1978; KISS O. et. al. 1986; LAKATOS, G. 1989; DEÁK Cs. et. al. 2005; GYÖRGY K. et. al. 2005). More studies were analyzed the composition of macroinvertebrate communities of the streams in the lotic and lentic sections (ANDRIKOVICS, S. 1991, ANDRIKOVICS, S. – KÉRI, A. 1991; GÓR D. et al. 2004; DEÁK Cs. et. al. 2005; PONYI J. et. al. 2005). The studies of ANDRIKOVICS S. – KISS O. (1999), SZABÓ T. – MOGYORÓSI A. (2001), KISS, O. et. al. (2002), KISS, O. (2004) have dealt with the functional feeding groups of the aquatic insect larvae.

These papers were designed to describe the quality changing of the composition of the Ephemeroptera larvae due to the anthropogenic impacts.

2. Material and methods

Seven sample sites were selected in the Szalajka Stream (*Fig. 1*) which are located in Bükk Mountain (Northern Hills). The samples were taken before the channel cleaning (21 February 2002), and during the channel cleaning (5 March 2002), and after this activity (19 March

¹ Nagy Beáta *Eszterházy Károly Főiskola, Állattani Tanszék, Eger* E-mail: aquabird2006@aries.ektf.hu

² Dr. Andrikovics Sándor *Eszterházy Károly Főiskola, Állattani Tanszék, Eger* E-mail: tanarandsan@ektf.hu

2002). This anthropogenic „channel cleaning” was going on in that manner, that on a mechanical manner, each of the streams was scraped throughout with a pitchfork and with a shovel. The most commonly used gear types were the kick and sweep net and Surber sampler. The collected larvae were conserved in 70% ethanol. The larvae were identified from book of BAUERNFIELD, E. – HUMPECH, U. (2001). For estimation of the quality parameters were used the paper of MOOG, O. (1991,1995) and CUMMINS, K. W – KLUG, M. J. (1979).

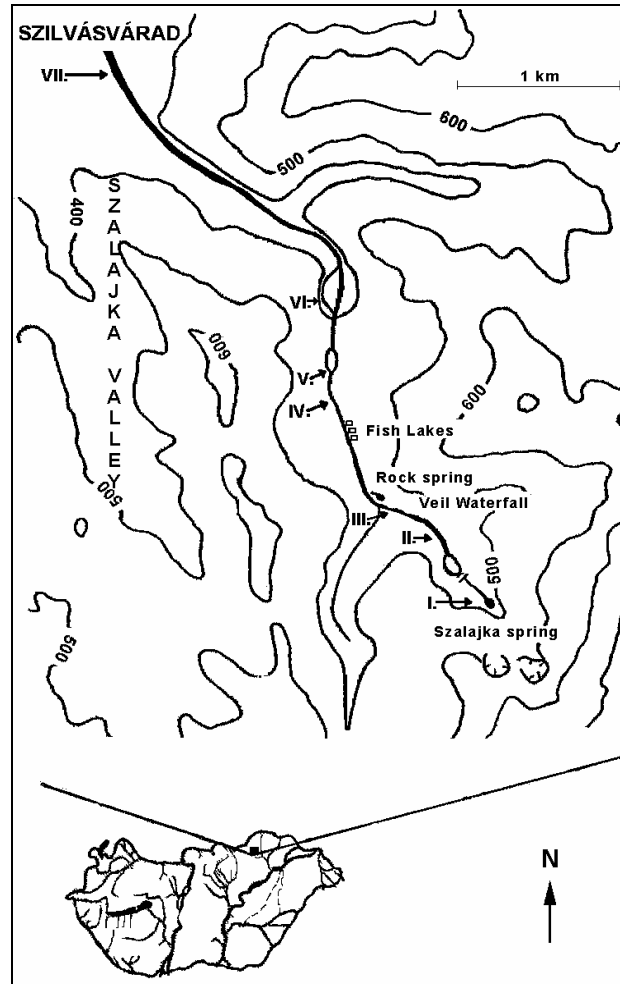


Figure 1. Sketch map of the sampling sites (Szalajka Stream, Bükk Mountain)

3. Results

In the total, the present investigation comprised 9 species from the 7 sampling sites for example *Baetis rhodani* (Pictet, 1843). The larvae of *Rhithrogena puytoraci* (SOWA – DEGRANGE, 1987), *Rhithrogena semicolorata* (CURTIS, 1834) were identified in the highest individual number. The larvae of *Habroleptoides confusa* Sartori et Jacob, were frequent in the sampling sites.

After the channel cleaning the larvae of *Habroleptoides* and the *Ecdyonurus* were disappeared, but the larvae of *Rhithrogena puytoraci* was turned up. The larvae of *Baetis* taxa occupied the emptied niche.

First of all the distribution of the larvae was equable, but the second time the generality of the larvae was the I., II. and V. sampling sites. It was caused of the channel cleaning what was observable between the III. and the IV. sites, during the samples taken.

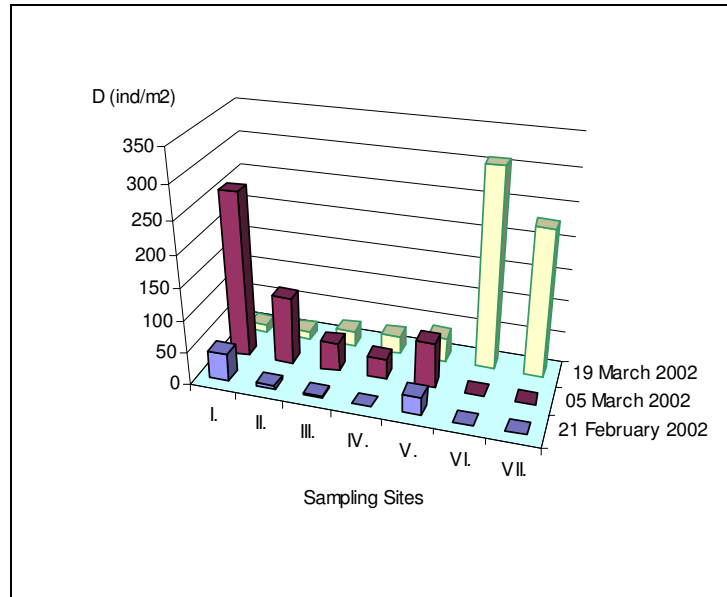


Figure 2. The spatial distribution of the Ephemeroptera larvae due to the anthropogenic impact

The quantitative collection method was made by the calculating of the possible area density which we adopted. The average density of the larvae was determined 182 ind/m², (dispersion: 17,79) before the distribution in the first and the second sampling sites. After the channel cleaning the density of Ephemeroptera were 270 ind/m² (dispersion: 122,91) in the VI. and the VII. sampling sites. It was placed to the lower sections of the stream. The species numbers of the gathering-collectors (GAT-COLL) and grazer-detrivore (GRA-DET) Ephemeroptera fauna were detected. Collectors remove deposits or attached material from a substratum by direct contact of the feeding structures with the food material. As you can see in the Fig. 3, the filter feeding group (*Ephemerella danica* MÜLLER, 1764) was appeared after the channel cleaning. Filterers derive food material from the water, and the filter may consist of either parts of the body or manufactured devices such as silk nets.

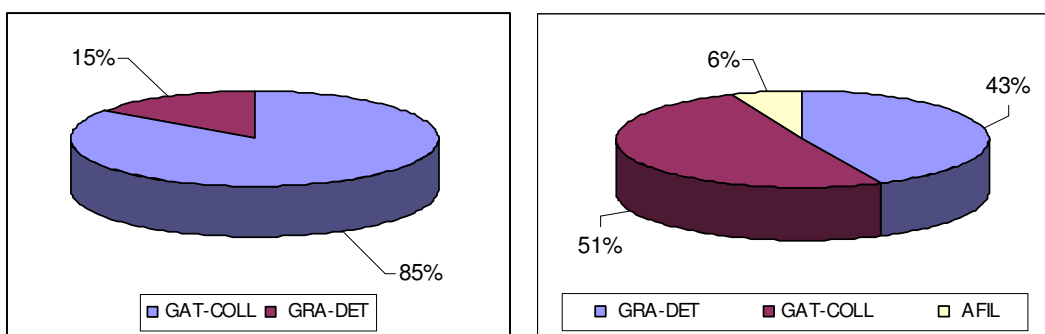


Figure 3. Mean the Ephemeroptera larvae of functional feedings groups (FFG): GAT-COLL – collector-gatherers, GRA-DET – grazer-detrivore, AFIL – filterers, before (A) and after (B) the channel cleaning (for each sites n = 7).

4. Discussion:

A frequent anthropogenic impact was studied in the Szalajka Stream. We have stated that the composition of the mayflies had changed by the results of the collecting. The most of the

species was disappeared. The average density of the larvae was different after disturbance. After the channel cleaning the generality of Ephemeroptera larvae were detected in the lower section of the stream. The functional feeding groups of the macroinvertebrate of the Szalajka Stream can be related that they were characteristic of the grazer, but after the disturbance it had been changing. The main component was the collectors. The possible cause of the appearing of the filters was the stirred up detritus.

It can be assessed that in the present form of the yearly bed cleaning inapposite. The sensitive animal communities quickly modify and the diverse macrofauna leads to the demonstrable decrease of its variety. The modification of this conservation treatment is suggested to protect the biodiversity of our streams.

References

- ANDRIKOVICS, S. (1991) On the long-term changes of the invertebrate macrofauna in the creeks of the Pilis-Visegrádi Mountains (Hungary). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24, pp. 1969-1972.
- ANDRIKOVICS, S. – KÉRI, A. (1991) Winter macroinvertebrate investigation along the Bükkös stream (Visegrádi Mountains, Hungary). *Budapest, Opusc. Zool.* 24, pp. 57-58.
- ANDRIKOVICS S. – KISS O (1999) A gerinctelen makrofauna funkcionális táplálkozásbiológiai csoportjai az Eger-patak mentén. *Hidrológiai Közlöny*, 79, pp. 300-302.
- BAUERNFIELD, E. – HUMPESCH, U. (2001) Eintagsfliegen Zentraleuropas (Insecta: Ephemeroptera). *Bestimmung und Ökologie, Nat. Hist. Muz. Wien*, 239p.
- CUMMINS, K. W. – KLUG, M. J. (1979) Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 10, pp. 147-172.
- DEÁK CS – MÁLNÁS K – MÓRA A. (2005) Kvantitatív és kvalitatív makrozoobenton vizsgálatok a Rakacán *Hidrológiai Közlöny*, 85, pp. 174-176.
- DEÁK CS. – GÓR D. – FERENCZ I. – LAKATOS GY. (2005) Makrozootekon vizsgálatok a Nyéki Holt-Dunán. *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* 13, pp. 55-61.
- GÓR D. – VARGA É. – GYULAI I. – LAKATOS GY. (2004) A Kerka-patak ökológiai állapotváltozása. *Hidrológiai Közlöny*, 84, pp. 46-47.
- GYÖRGY K. – KRISKA GY. – BARDÓCZYNÉ SZÉKELY E (2005) A makrogerinctelen élőlényegyüttes változása a mederviszonnyok és az antropogén hatások tükrében a Rák-patakban (Soproni-hegység, Hidegvíz völgy) *Hidrológiai Közlöny*, 85, pp. 42-43.
- KISS O. – SZABÓ B. (1986) A Bükk hegységi Kós-völgyi csermely Trichoptera lárváinak kvantitatív vizsgálata (Bükk Mountains, Hungary) *Natura Borsodiensis*, 1, pp. 185-206.
- KISS, O. (2002) Diversity of Trichoptera. Edited and published by Kiss, O. pp. 112.
- KISS, O. (2004) Functional feeding groups of Trichoptera along the Vöröskő Valley Rill, Bükk Mts., North Hungary, *Acta Entomologica Slovenica*, 12, pp. 123-128.
- KISS, O. – ANDRIKOVICS, S. (2001) Functional feeding groups along a lowland stream (Eger Stream, Hungary). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27, pp. 1489-1493.
- KISS, O. – ANDRIKOVICS, S. – SZABÓ, T. – MOGYORÓSI, A. (2002) Functional feeding groups of Trichoptera along streams typical of north Hungary. *Nova Suppl. Ent.* 15, pp. 529-536.
- LAKATOS, GY. (1978) Comparative analysis of biotecton (periphyton) samples collected from natural substrate in waters of different trophic state. *Acta Bot. Acad. Sci. Hung.* 24, pp. 285-299.
- LAKATOS, GY. (1989): Composition of reed periphyton (biotecton) in the Hungarian part of Lake Fertő. *BFB – Bericht*, 71, pp. 125-134.
- NAGY B. – KISS O. – ANDRIKOVICS S.: A medertisztítás hatásairól a Szalajka-patakban (Bükki Nemzeti Park) *Természetvédelmi Közlemények*, in press
- MOOG, O (1991) Biologische parameter zum Bewerten der Gewässergüte von Fließgewässern. *Wien, Landschaftswasserbau*. 11, pp. 235-266.
- MOOG, O. (1995) *Fauna Austriaca*. Wien, pp. 1-200.
- PONYI J. – ZÁNKAI N. (2003) A Tetves-patak hidrozoológiai vizsgálata. *Natura Somogyiensis*, 5, pp. 29-40.
- SZABÓ, T. – MOGYORÓSI A. (2001) A Trichoptera funkcionális táplálkozásbiológiai csoportjai a Bükk hegységi Vöröskő völgyben. (The functional feeding groups of the Vöröskő Valley in the Bükk Mountains, North Hungary). *Hidrológiai Közlöny*, 81, pp. 471-473.

Gór Dénes¹ – Deák Csaba² – Czudar Anita³ – Gyulai István⁴ – Dr. Lakatos Gyula⁵

A Kerka makrogerinctelen faunájának vizsgálata

Abstract

Our aim was to examine the invertebrate fauna of certain macrophyte species. In addition, we gave a special attention to the invertebrate fauna of submerged and emergent vegetation. Our investigations on the stream Kerka began in summer 2003 and were repeated in every year till 2006. Five sampling sites were chosen along the stream from border to mouth. Periphyton samples were taken submerged and emergent macrophytes. Besides comparing the density, number of taxa and diversity of species, detected taxa were arranged to functional feeding guilds and list of invertebrate species was drawn up as well. Nine macrophyte species were chosen from the sampling areas in every year, these species became the subjects of our examinations. On the basis of the determination of invertebrate's functional feeding guild, it can be established that the grazers and the predators were dominant. In accordance with the presence-absence data, three groups of macrophyte species can be distinguished. *Typhoides arundinacea* separates well from other species. It is the different morphology of macrophyte species which leads to the formation of groups.

1. Bevezetés

A vízi makrogerinctelenek több különböző folyamatban vesznek részt a folyóvízi ökoszisztémákban (WALLACE, B. J. – WEBSTER, J. R. 1996). Az élőhely struktúra fontos szerepet játszik a faji diverzitás kialakításában, azzal, hogy a fizikailag összetettebb élőhelyek fajgazdagabbak (BELL, S. S. et al. 1991). A növényzethez kötődő makrogerinctelenek előfordulása összefüggésbe hozható számos tényezővel, beleértve a növénymorfológiát, felszíni struktúrát, az epifitikus alga növekedését és a közösségi összetételt, a növényi szövetek tápanyagtartalmát és a védelmi funkciót ellátó kémiai anyagok jelenlétét (DOWNING, J. A. – CYR, H., 1985).

A Kerka hidrobiológiai feltárásával és monitoring jellegű vizsgálatával kapcsolatban meglehetősen szórványos irodalmi adatok állnak rendelkezésre. A 90-es évek közepétől kezdődtek, a patak alsó szakaszára irányuló vízminőségi és hidrobiológiai állapotfelmérések.

Munkánk során célul tűztük ki annak megállapítását, hogy van-e összefüggés a bevonatkozó makrogerinctelen fauna egyedszáma, taxoneloszlása illetve diverzitása, és a növényi életformatípusok, valamint az egyes makrofita fajok között.

2. Anyag és módszer

A Kerka földrajzi elhelyezkedését tekintve a Nyugat-magyarországi-peremvidék, azon belül is a Zalai-dombság, pontosabban a Nyugat-Zalai-dombság nyugati peremén helyezkedik

¹ GóR Dénes Debreceni Egyetem, Alkalmazott Ökológiai Tanszék, Debrecen E-mail: gorden@freemail.hu

² Deák Csaba Debreceni Egyetem, Alkalmazott Ökológiai Tanszék, Debrecen

³ Czudar Anita Debreceni Egyetem, Alkalmazott Ökológiai Tanszék, Debrecen E-mail: aczudar@freemail.hu

⁴ Gyulai István Debreceni Egyetem, Alkalmazott Ökológiai Tanszék, Debrecen

⁵ Dr. Lakatos Gyula Debreceni Egyetem, Alkalmazott Ökológiai Tanszék, Debrecen E-mail: lakgyu@delfin.klte.hu

el (MARTONNÉ E. K. 2001). A kisvízfolyás forrása Szlovéniában, Trdkovo településhez közel található, földrajzilag a terület a Muraközkhöz tartozik.

Vizsgálatainkat 2003 nyarán kezdtük, melyet 2006-ig minden évben megismételtük. A Kerka teljes magyarországi szakaszán összesen öt mintavételi helyet jelöltünk ki. Bajánsenyénél a közúti híd után jelöltük ki az első mintavételi helyet, (N 46° 47,883' E 016° 22,869') ahol a patak, torkolattól való távolsága 57,4 km. A második mintavételi hely (N 46° 43,992' E 016° 30,555') Csesztreg község után található és a meder az előzőhöz viszonyítva már kevésbé természetes állapotú. A következő mintavételi hely Lentinél a közúti híd előtt helyezkedik el (N 46° 37,572' E 016° 33,093'), ahol a meder erős antropogén behatása ellenére növényzettel gazdagon borított. A szécsiszigeti hídnál kiválasztott mintavételi helyen (N 46° 34,409' E 016° 35,870') zavart állapot a jellemző, de ennek ellenére itt is jelentős a vízínövényzet. Az előzővel szemben az utolsó, kerkaszentkirályi mintavételi helyen (N 46° 30,011' E 016° 34,614') a patakra a természetes, vízi növényzettel borítás a jellemző.

A helyszínen mértük a víz fontosabb fizikai és kémiai mutatóit, összeállítottuk a növényfajlistát, valamint további laboratóriumi vizsgálatokat végeztünk (FELFÖLDY L. 1987). A szubmerz növényekről valamint az emerz növények víz alatti száráról élőbevonat mintát vettünk, mikroszkópos feldolgozás céljából. Az eredmények értékelése során összesen kilenc növényfajt választottunk ki, melyek mind a négy évben jelen voltak (1. táblázat). A békabuzogányról vett élőbevonat minták esetében (*Sparganium erectum* L. és *Sparganium emersum* Rehman.) a hasonló habitusból eredően, az eredmények kiértékelése során nem tettünk különbséget. Elvégeztük a zootekon minták analízisét, megadtuk a taxonszámot, egyedszámot, diverzitást és az azonosított taxonokat, táplálkozási csoportokba soroltuk. A vizsgálatok során kapott eredményeket matematikai, statisztikai módszerekkel értékeltük ki.

1. táblázat. A növényfajokról vett élőbevonat minták a mintavételi helyeken (2003-2006)

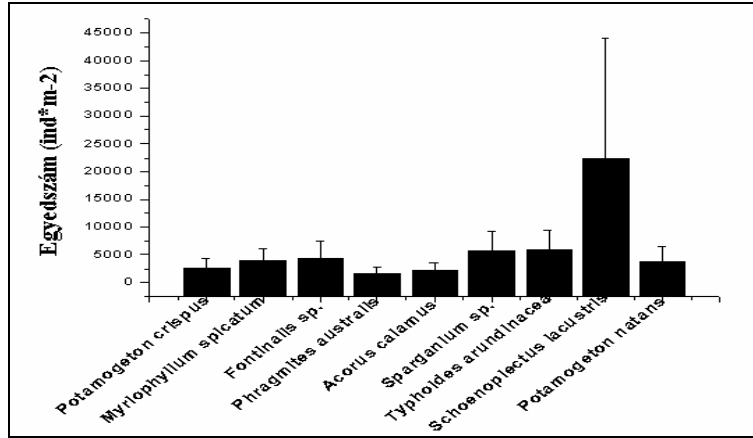
	KE 1	KE 2	KE 3	KE 4	KE 5
<i>Potamogeton crispus</i> L.	03,05				03
<i>Potamogeton natans</i> L.			03,04,05,06		03,04
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.			03,04,05		03,04,05
<i>Fontinalis</i>	05,06		03,04,05,06		
<i>Phragmites australis</i> Cav.			03,04,05,06		
<i>Acorus calamus</i> L.		03,04,05,06			
<i>Sparganium</i> sp.	03,04,05		03,04,05,06	03,04,05,06	03,04,05
<i>Typhoides arundinacea</i> L.	03,05,06	03,04,05,06	03,04,05	03,04,05,06	03,04,05
<i>Schoenoplectus lacustris</i> L.		04	03,04,05,06	03,04,05,06	04

3. Eredmények ismertetése és értékelése

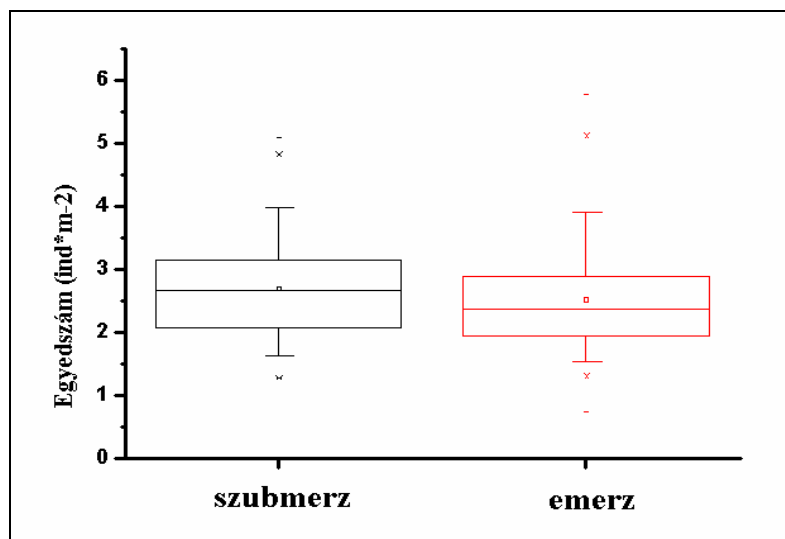
3.1. Egyedszám

A különböző vízínövény fajokról gyűjtött élőbevonat mintákban azonosított makrogerinctelen taxonok egyedszáma jelentős különbséget mutat, ami a tavi kákáról (*Schoenoplectus lacustris* L.) származó élőbevonatot alkotó Simuliidae-k tömeges jelenlétének köszönhető (1. ábra). Az eredményeket Kruskal-Wallis teszt felhasználásával dolgoztuk fel: $H = 29,47$; $P = 0,0003$.

A növényi életformatípus és a gerinctelenek egyedszáma közötti összefüggések megállapítására log transzformált Mann-Whitney U tesztet használtunk. A kapott eredmények ebben az esetben is szignifikáns különbséget mutattak: $U = 8564$; $P = 0,0109$ (2. ábra).



1. ábra. A növényfajokon azonosított gerinctelenek átlagos egyedszáma

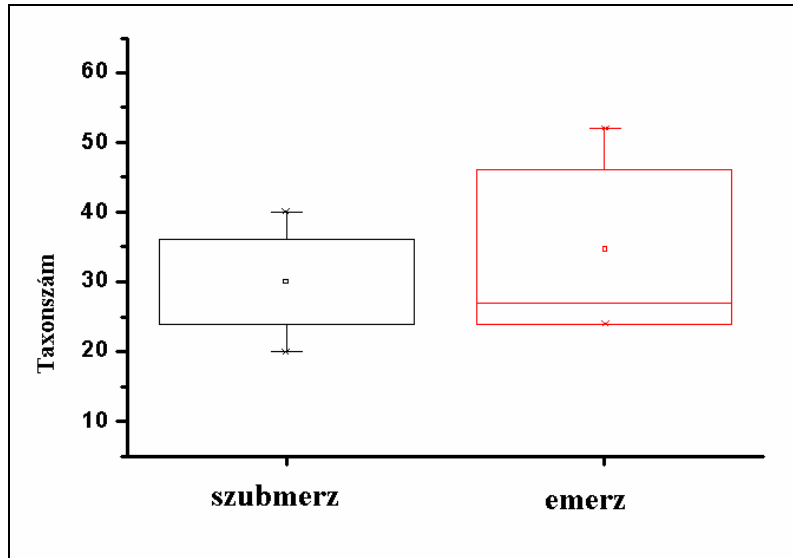


2. ábra. A növényi életformatípusokon azonosított gerinctelenek átlagos egyedszáma

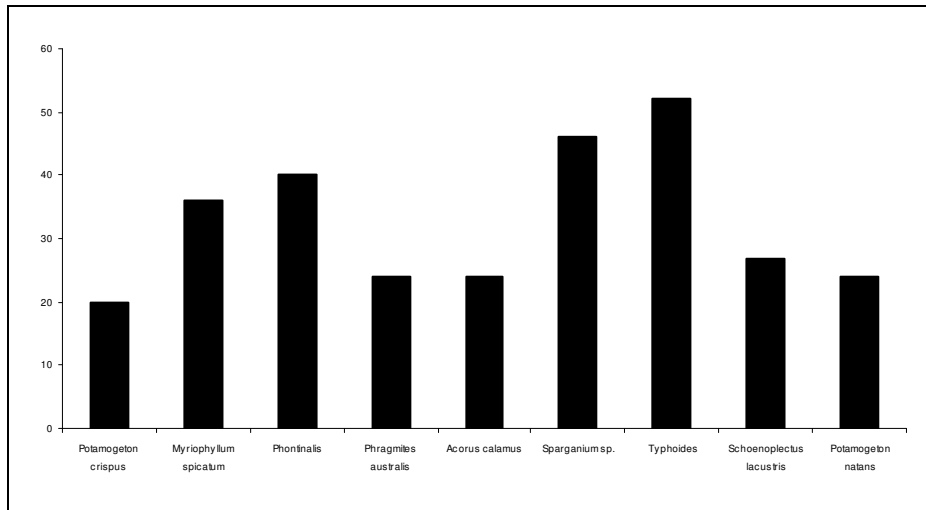
3.2. Taxoneloszlás

Az élőbevonat mintákban azonosított makrogerinctelen taxonok eloszlását T-teszt felhasználásával elemeztük. Az elvégzett vizsgálat alapján megállapítható, hogy a szubmerz és emerz növényekről gyűjtött élőbevonat minták makrogerinctelen faunája között nem találtunk számottevő eltérést: $P = 0,5817$; $t = 0,5774$; $df = 7$ (3. ábra).

Megvizsgálva az egyes makrofita fajokra jellemző taxoneloszlást, már jelentősebb különbségeket figyelhetünk meg. Az analízist egy mintás T-teszt felhasználásával végeztük: $< 0,0001$; $t = 8,590$; $df = 8$ (4. ábra).



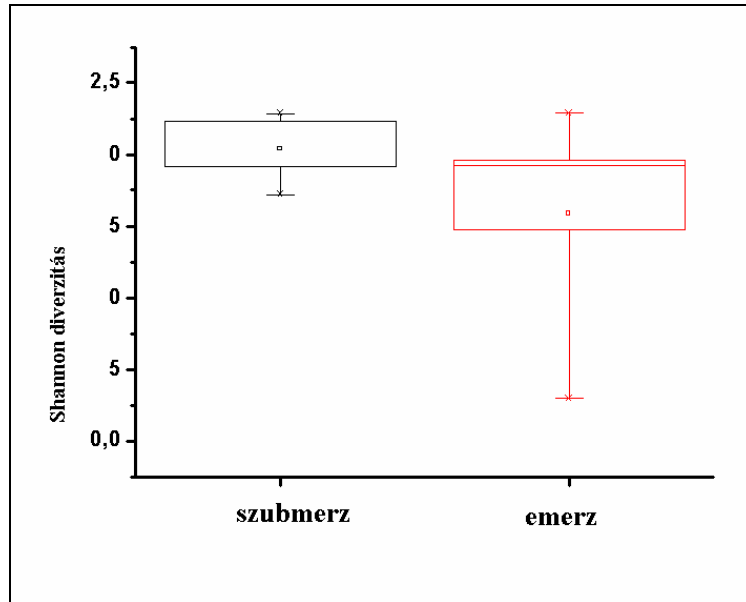
3. ábra. A növényi életformatípusokon azonosított gerinctelenek taxonszámjai



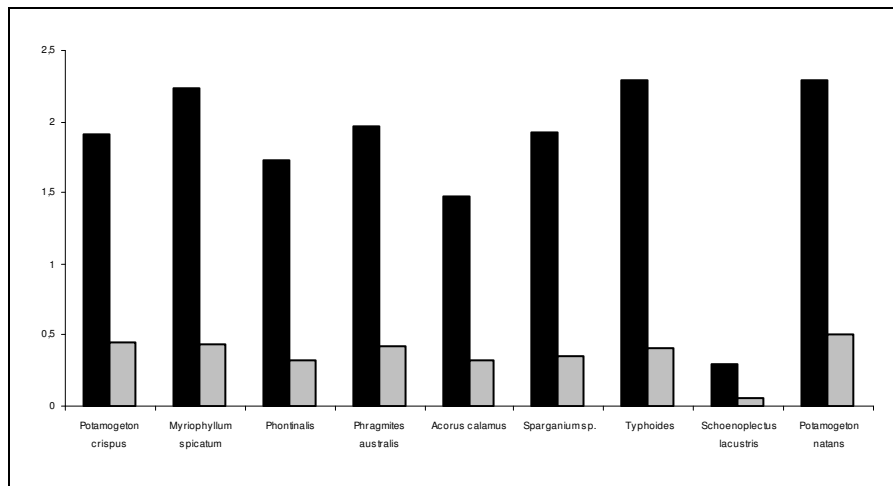
4. ábra. A növényfajokon azonosított gerinctelenek taxonszámjai

3.3. Diverzitás

A diverzitás vizsgálata esetében, annak ellenére, hogy az 5. ábrán látszólag különbségek mutatkoznak, nem találtunk statisztikai különbséget sem a kétféle életformatípus, sem pedig az egyes növényfajok faunája között. Az eredményeket páratlan T-teszt segítségével végeztük: $P = 0,3114$; $t = 1,091$; $df = 7$ (5. és 6. ábra).



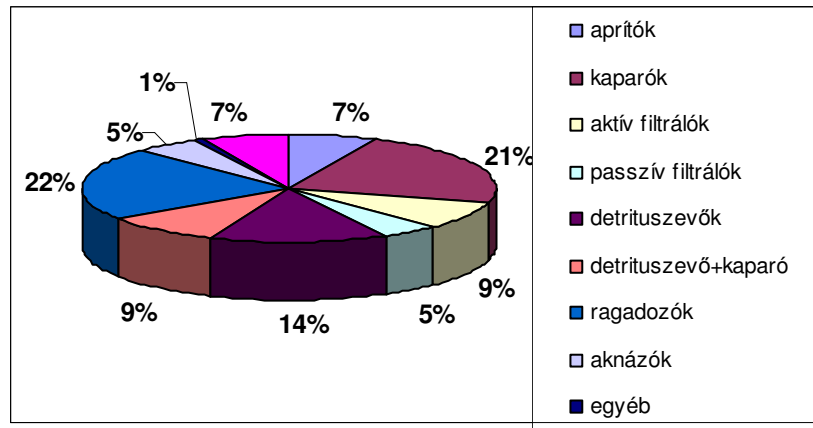
5. ábra. A növényi életformatípusokon azonosított gerinctelenek diverzitása



6. ábra. A növényfajokon azonosított gerinctelenek diverzitása

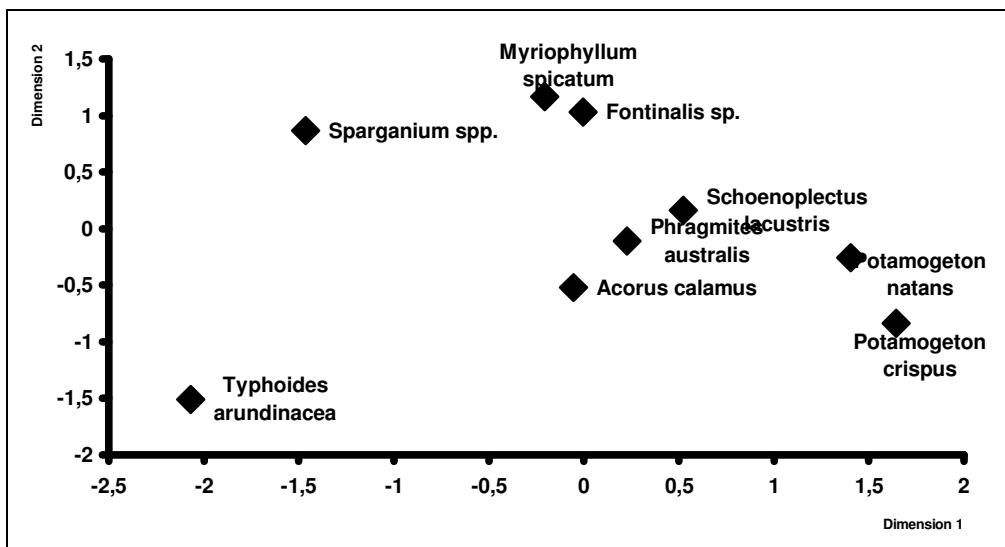
3.4. Az azonosított taxonok funkcionális táplálkozási csoport szerinti megoszlása

A minták feldolgozása során 53 gerinctelen taxont azonosítottunk 2003-ban, 43 taxont 2004 és 2006-ban, és 45 taxont 2005-ben. A legtöbb fajt a tegzesek, puhatestűek, vízibogarak és kérészek esetében azonosítottunk mind a négy vizsgált évben. A vizsgálat során felhasznált növényfajokról gyűjtött bevonatmintákban talált taxonokat funkcionális táplálkozási csoportokba soroltuk (CUMMINS, K. W. – KLUG, J. 1979) alapján. Összesen tíz csoport különíthető el, és ezek közül megközelítőleg csoportonként mintegy 20%-al a kaparók és a ragadozók dominanciája a jellemző (7. ábra).



7. ábra. A gerinctelen taxonok funkcionális táplálkozási csoportok szerinti besorolása

A prezencia-abszencia adatokat multi-dimenziós skálázással megvizsgálva megállapítható, hogy a kiválasztott kilenc növényről származó élőbevonat minták alapján három csoportot lehet elkülöníteni. Az első elkülöníthető csoportba a füzéres süllőhínár (*Myriophyllum spicatum* L.) és a vizimohák (*Fontinalis*) tartoznak, a másodikba a tavi káka (*Schoenoplectus lacustris* L.), a nád (*Phragmites australis* L.) és a kálmos (*Acorus calamus* L.), míg a harmadik csoportba a békaszőlők (*Potamogeton natans* L., *Potamogeton crispus* L.) tartoznak. Az ábrán az is jól látszik hogy a többi csoporttól a pántlikafű (*Typhoides arundinacea* L.) jól elkülönül. A kialakult csoportok, a makrofitonok eltérő morfológiájával magyarázhatók (8. ábra).



8. ábra. A prezencia-abszencia adatok alapján történő multi-dimenziós skálázás

4. Összefoglalás

Munkánk során célul tűztük ki annak megállapítását, hogy van-e összefüggés a bevonatlakó makrogerinctelen fauna egyedszáma, taxoneloszlása illetve diverzitása, és a növényi életforma típusok, valamint az egyes makrofita fajok között. Vizsgálatainkat 2003 nyarán kezdtük, melyet 2006-ig minden évben megismételtünk. A Kerka teljes magyarországi szakaszán összesen öt mintavételi helyet jelöltünk ki.

A szubmerz növényekről valamint az emerz növények víz alatti száráról élőbevonat mintát vettünk, mikroszkópos feldolgozás céljából. Elvégeztük a zootekton minták analízisét, megadtuk a taxonszámot, egyedszámot, diverzitást és az azonosított taxonokat, táplálkozási csoportokba soroltuk.

Az elvégzett vizsgálatok eredményeiből megállapítható, hogy az egyedszám tekintetében mind az egyes makrofita fajok, mind pedig a növényi életformatípusok esetében különbség van. Ez a taxon-eloszlás és a diverzitás esetében nem volt kimutatható, bár az előbbi esetében az egyes vízinövények között találtunk eltérést.

A vizsgálat során felhasznált növényfajokról gyűjtött bevonatmintákban talált taxonokat funkcionális táplálkozási csoportokba soroltuk. Összesen tíz csoport különíthető el, és ezek közül megközelítőleg csoportonként mintegy 20%-kal a kaparók és a ragadozók dominanciája a jellemző. A prezencia-abszencia adatokat multi-dimenziós skálázással megvizsgálva megállapítható, hogy a kiválasztott kilenc növényről származó élőbevonat minták alapján három csoportot lehet elkülöníteni, amik a makrofitonok eltérő morfológiájával magyarázhatók.

Irodalom

- BELL, S. S. – MCCOY, E. D. – MUSHINSKY, H. R. (1991) Habitat structure: the physical arrangement of objects in space. Chapman & Hall, London
- CUMMINS, K. W. – KLUG, J. (1979) Feeding ecology of stream invertebrates. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 10, pp. 147-172.
- DOWNING, J. A. – CYR, H. (1985) Quantitative estimation of epiphytic invertebrate populations. *Can. J. Fish. Aq. Sci.* 42, pp. 1570-1579.
- FELFÖLDY L. (1987) A biológiai vízminősítés. VIZDOK, Budapest, Vízügyi hidrobiológia, 16, pp. 1-258.
- MARTONNÉ E. K. (2001) Magyarország tájféldrajza. Környezettanár, földrajztanár, környezetkutató és geográfus szakos hallgatóknak. Kossuth Egyetemi Kiadó Debrecen, Egyetemi jegyzet, pp. 1-185.
- WALLACE, B. J. – WEBSTER, J. R. (1996) The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology*, 41, pp. 115–139.

Varga Éva¹ – Gór Dénes² – Czudar Anita³ – Gyulai István⁴

A balatoni köves part struktúrájában bekövetkezett változások (2001-2004)

Abstract

The limnological characters of Lake Balaton is largely determined and affected by the structure of her littoral regions. From 2001 to 2004 significant water level changes were characteristic which had an effect on Lake's littoral life. We investigated spatial and temporal changes of the structure in epilithon. Changing of water level influenced the mass proportions and composition of epilithon.

1. Bevezetés

A parti öv sajátos felépítése, helyzete, alzatadó tulajdonsága folytán kiemelt jelentőségű a vízi élet szempontjából (SEBESTYÉN O. 1963), továbbá, mint a víztér és a szárazföld átmeneti sávja kiemelt természetvédelmi és környezetvédelmi fontossággal bír, élőhelyi változatosságot nyújtó szerepe meghatározó az élővilág sokféleségének (biodiverzitásának) biztosításában (LAKATOS, GY. et al. 1998).

A parti öv általában igen változatos tagolódást mutat. Vertikálisan különböző zónákra oszlik, és ezekre jelentős hatással van az alacsony vagy a magas vízállás, illetve ezek váltakozása.

A Balatonban természetes köves partot a zalai oldalon és a Tihanyi-félsziget peremén találunk. Azonban az élőhelyi viszonyok és benépesedése tekintetében a part, mólók, építmények védelmére felhalmozott kórákásvonalatok és kőépítmények, a köves parttal azonosnak tekinthetők és természetes alzatként kezelhetők (LAKATOS, GY. et al. 2001). A Balaton kerületének mintegy 10%-át védi jelenleg is eredetileg ideiglenesnek szánt kőszórás, további 40%-án épült ki egyéb köves part jellegű partvédmű. Ehhez hozzászámítva a természetes köves partokat, a partvonalak mintegy 70%-án, még a kifejezetten lapos, homokos parttal bíró Somogyban is találunk köves partot.

2. Célkitűzés

A DE Alkalmazott Ökológiai Tanszéken a 90-es évek közepén elkezdett epilithon tanulmányozását folytattuk. A Balaton vízszintje rendkívül alacsony volt 2003-ban, melyet magasabb vízállású évek követtek. Vízszint ingadozás hatására a köves part jelentős része szárazra került, ezáltal csökkentve az epilithon kialakulásához szükséges felületet. Célunk a változó vízszint hatására kialakult állapotok felmérése.

¹ Varga Éva *Debreceni Egyetem, Alkalmazott Ökológiai Tanszék, Debrecen* E-mail: vavica@gmail.com

² Gór Dénes *Debreceni Egyetem, Alkalmazott Ökológiai Tanszék, Debrecen* E-mail: gorden@freemail.hu

³ Czudar Anita *Debreceni Egyetem, Alkalmazott Ökológiai Tanszék, Debrecen* E-mail: aczudar@freemail.hu

⁴ Gyulai István *Debreceni Egyetem, Alkalmazott Ökológiai Tanszék, Debrecen*

3. Vizsgálati anyag és módszer

Vizekben a szilárd fázis és a víz határfelületén található élőlények és élőlénytársulások összessége a benton, amelynek egyik jellegzetes formája a bentosz, a másik a perifiton, a meder fenekétől eltérő alzaton élő élőlények közössége (LAKATOS, GY. 1976). Az alzat minősége alapján különböztetjük meg az epifiton (a növényen élő szervezetek), és az epiliton (a kövön élő szervezetek) fogalmát (LAKATOS, GY. 1976). Vizsgálataink tárgyát a kövön kialakuló élőbevonat, azaz az epiliton – az epilitikus fito– és zootekton képezte.

A Balaton köves partján a következő mintavételi helyeken végeztünk helyszíni méréseket és vettünk élőbevonat mintát a kövek felszínéről; az északi parton: a Fűzfői-öböl balatonalmádi sétány köves partjainál (F), a tihanyi részen a MTA Balatoni Limnológiai Kutatóintézet előtti szakaszon (Ti), a Szigligeti-öböl badacsonyi hajókikötő kőszórásánál (Sz), a Keszthelyi-medence győriki strandjánál (Gy), a keszthelyi kikötőnél (K). A déli parton a balatonaligai kikötőben (A), a zamárdi strandszakaszon (Z), a balatonlellei kikötőben (L), a fonyódi kikötőben (Fo) és Balatonmáriafürdő (Mf) kikötőjében jelöltük ki a mintavételi helyeket (LAKATOS GY. et al. 1997).

A köves part menti 30 cm vízmélységből óvatosan, de gyorsan kiemelt köveket fehér színű műanyag tálcákba helyeztük. Adott területről a nedves élőbevonat tömeget éles szikével mintatartó edényekbe kapartuk, és azokat fénytől elzárva hűtőtáskába raktuk. A zootekton szervezeteket csipesszel, illetve desztillált vizes lemosás után planktonhálóban való tömörítéssel gyűjtöttük be műanyag edényekbe, amelyeket a helyszínen 70%-os alkohollal konzerváltunk. Háromszoros mintavétellel dolgoztunk.

A szükséges háttérinformáció nyeréséhez a mintavételkor vízmintát merítettünk a fontosabb vízkémiai paraméterek laboratóriumi meghatározásához (FELFÖLDY L. 1981). A helyszínen Secchi koronggal az átlátszóságot és a vízmélységet (cm), hordozható terepi műszerek segítségével (WTW) a vízhőmérsékletet, pH-t, a vezetőképességet ($\mu\text{S}/\text{cm}$) az oldott oxigén koncentrációt és oxigéntelítettséget valamint redox potenciált mértük.

2001–2004 között júliusban és októberben vizsgáltuk az epiliton tömegviszonyait. Jelen cikk a nyári eredményeket mutatja be.

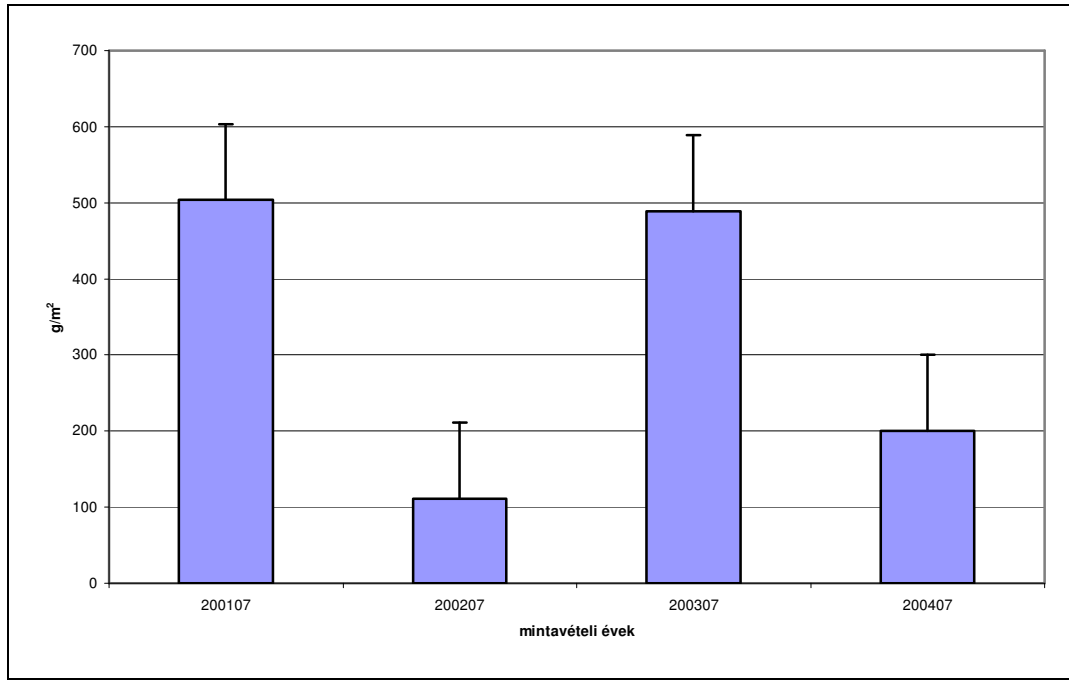
4. Eredmények

A Balaton vízszintje rendkívül alacsony volt 2003-ban, melyet magasabb vízállású évek követtek. A tó fokozatos visszatöltődése a 2003/2004. téli félévben kezdődött meg, amely 2004 további hónapjaiban és különösen 2005-ben tovább folytatódott. 2005 nyári féléve jelentősen felgyorsította a Balaton vízháztartási eredeti állapotának visszatérését. A Balaton felületére 2004-ben a sokévi átlagnál 7%-kal, 2005-ben pedig 12%-kal több csapadék hullott (KRAVINSZKAJA, G. et al. 2005).

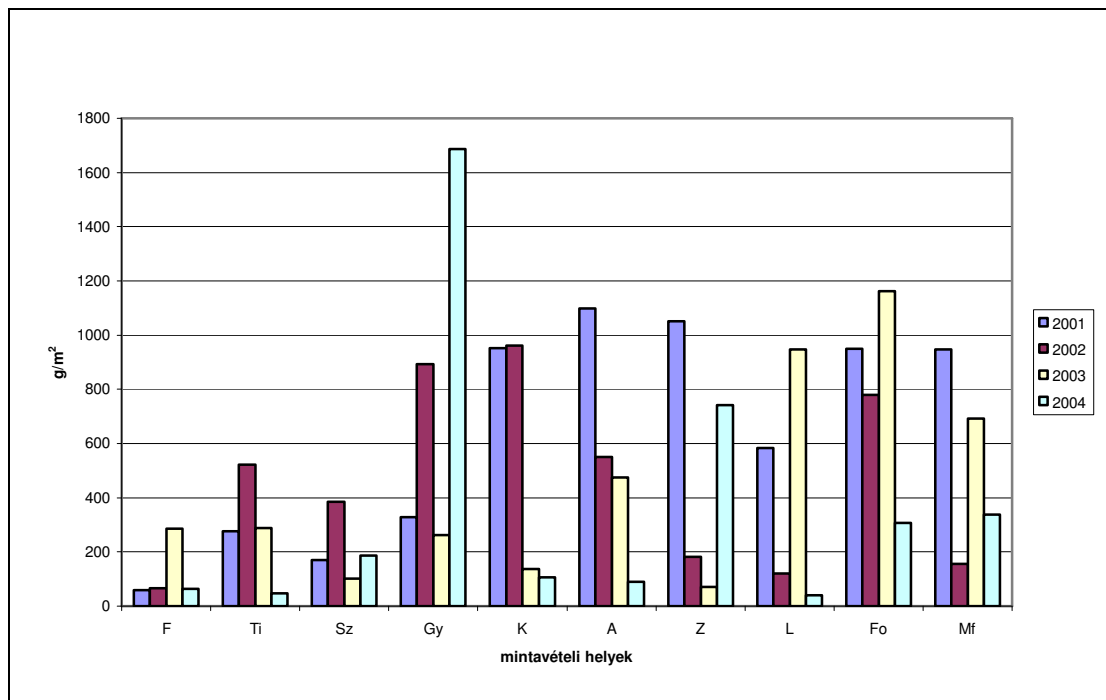
Az epiliton minták tömegviszonyainak alakulását nagymértékben befolyásolta a vízszintingadozás.

2001 nyarán vett élőbevonat minták szárazanyag mennyisége alapján (1. ábra) a tömegviszonyokat elemezve a nagy tömegű élőbevonat kategóriába ($>500 \text{ sza g}/\text{m}^2$) sorolható (LAKATOS, GY. et al. 2001). 2002-es minták kis tömeggel jellemezhetőek. 2003-ban, amikor a vízszint a legalacsonyabb volt és a köves part mintegy kétharmada szárazra került ismét nagy tömegű élőbevonat fordult elő. 2004-ben az előző évhez képest kedvezőbb vízborítás lett a jellemző mivel a két évvel korábban szárazon maradt köves alzat újra víz alá került. A fokozatosan kialakuló élőbevonat mennyisége alatta marad a korábbi évhez képest.

Megvizsgáltuk az egyes mintavételi helyeken az élőbevonat mennyiségének alakulását (2. ábra). A kapott eredmények jól szemléltetik a vízszintingadozás hatását. A 2003-ban a lellei, fonyódi és máriafürdői mintavételi helyeken nagy tömegű minták fordultak elő az alacsony vízállás ellenére. 2004-ben az újra víz alá került kövek felületén a bevonatképződés csak lassan indult meg, amit a győriki mintavételi hely kivételével mindenhol kis tömeggel jellemezhető az epiliton minták támasztanak alá (LAKATOS, GY. et al. 2006).



1. ábra. Balaton 2001–2004 nyári epiliton minták szárazanyag mennyisége



2. ábra. Epiliton minták szárazanyag tartalmának megoszlása

5. Összefoglalás

2004-ben az előző évhez képest kedvezőbb vízborítás lett a jellemző mivel a két évvel korábban szárazon maradt köves alzat újra víz alá került. 2000-ben a Balatonra jellemző élőbevonat struktúra kialakulásához több, mint két évre volt szükség, hogy a vízborítás hiánya következtében a köves part felsőbb, szárazra került bevonatmentes részén, a vízszint emelkedés és borítás eredményeként a korábbi tipikus balatoni élőbevonat struktúra alakuljon ki.

Megállapítható, hogy a Balaton vízállása jelentősen befolyásolja a köves part epilítionjának struktúráját, ami befolyásolja a működését és ezáltal eltérő a szerepe a vízminőség alakításában, ill. esztétikai megítélés szempontjából. (LAKATOS, GY. et al. 2006).

Köszönetnyilvánítás

A munka a DE Alkalmazott Ökológiai Tanszék munkatársainak segítségével készült.

Irodalom

- FELFÖLDY L. (1981) A vizek környezettana. Általános hidrobiológia. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 290p.
- KRAVINSZKAJA G. – URBÁN J. – VARGA GY. (2005) Száraz és nedves időszakok hatása a Balaton 2000–2005. közötti vízháztartására
- LAKATOS, GY. (1976) A terminological system of the biotecton (periphyton). Acta Biol. Debrecina, 13, pp. 193-198.
- LAKATOS GY. – BÍRÓ P. – KOZÁK L. – KISS K. M. – KISS M. – KERTI A. (1997) A Balaton kövesparti öv élőbevonatának előzetes tanulmányozása. Hidrológiai Közöny, 77, pp. 33-35.
- LAKATOS, GY. – GRIGORSZKY, I. – BÍRÓ, P. (1998) Reed-periphyton complex in the littoral of shallow lakes. Verh. Int. Ver. Limnol. 26, pp. 1852-1856.
- LAKATOS, GY. – KOZÁK, L. – BÍRÓ, P. (2001) Structure of epiphyton and epilithon in the littoral of Lake Balaton. Verh. Int. Ver. Limnol. 27, pp. 3893-3897.
- LAKATOS, GY. – ÁCS, É. – KISS, K. M. – VARGA, É. – BÍRÓ, P. (2006) Ecological classification of epilithon in two shallow lakes in Hungary. Verh. Int. Ver. Limnol. 29, pp. 1782-1784.
- SEBESTYÉN O. (1963) Bevezetés a limnológiába. Akadémiai Kiadó, Budapest, 236p.

TÁJ- ÉS TELEPÜLÉSÖKOLÓGIA

Dr. Konkoly Gyuró Éva¹

Tájkarakter elemzés a Fertő-Hanság medencében Esettanulmány és módszertan a Kárpát-medencét felölelő tájmonográfia tervéhez

Absztrakt

Az Európai Táj Egyezményt 2000-ben indították útjára az Európa Tanács koordinálásával (COE 2000). Az egyezmény a tájat az emberek által érzékelt olyan térségként értelmezi, amely természet és társadalom kölcsönhatásában formálódik. Az aláírók feladata többek között a tájak számbavétele az országok teljes területét lefedően. Ez nem pusztán természettudományos tájleírás jelent, hanem a tájak egyedi jellegzetességeinek, karakterének feltárását és regisztrálását, amely a tájhasználat, a kultúra és a tájesztétikai vonások révén alakul ki. Hazánkban mindeddig csak esettanulmányok formájában készült tájkarakter elemzés néhány tájegységre. Az előadás ezek sorából mutatta be a Fertő-Hanság medence 2007. évben elkészített tájkarakter elemzését.

A tájkarakter elemzésnek fontos része a tájkarakter határok megvonása. E feladatot adekvát módon csak országhatárokon átnyúlóan lehet elvégezni, ezért szükséges az országok közötti kutatási együttműködés e témában. E gondolat nyomán született meg a Kárpát-medence földrajzi egységére vonatkozóan egy egységes szempontok és módszerek alapján készülő tájmonográfia elkészítésének terve. Jelen írás az esettanulmány vázlatos bemutatásán túl figyelemfelhívás is kapcsolatteremtésre hívja az e téma iránt érdeklődő kárpát-medencei kutatókat.

1. A tájkarakter elemzés előzményei

A tájkarakter elemzésnek három egymásra épülő, szervesen kapcsolódó rétege van. Az első a természetföldrajzi adottságok feltérképezése, a második az antropogén hatótényezők, az emberi tájalakítás vizsgálata és a harmadik a percepció, azaz az esztétikai vonások feltárása. A hazai és nemzetközi szakirodalomból ismert tájkutatások és tájosztályozások (WASCHER, D. M. ed. 2005) számbavétele során megállapítható, hogy e tényező-együttesek figyelembevételével a kutatások három típusát, illetve generációját jelenti, amelyek térben és időben elkülöníthetők.

Az első jellemzően a természetföldrajzi tájkutatás, amelynek főként a skandináv országokban és német nyelvterületen vannak hagyományai. Hazánkban két tájfelosztás született e szellemben a hetvenes években: a „Természetföldrajzi tájtípusok” és a „Természeti tájak rendszertani felosztása”, amelynek térképei a Magyarország Nemzeti Atlaszában kerültek a nyilvánosság elé. A természetföldrajzi tájak típusainak kijelölésével a természeti tényezőkre alapuló generikus tájosztályozás született, míg a második az egyedi tájak lehatárolását adta. A tájtípusok megnevezésében, csakúgy, mint a tájak leírásában (MAROSI S. SOMOGYI S. 1990) utalást találunk a fő hasznosítási formákra, illetve lehetőségekre, de a típusmeghatározás alapja egyértelműen a geológia, a geomorfológia, a klíma és a hidrológia.

¹ Dr. Konkoly Gyuró Éva *Nyugat-Magyarországi Egyetem, Környezet- és Földtudományi Intézet, Sopron*
E-mail: egyuro@emk.nyme.hu

A második generációs tájosztályozások a természeti és az antropogén tényezőket egyaránt figyelembe veszik, olykor a kulturális örökségre helyezve nagyobb hangsúlyt. Ennek az iskolának jellemzően a francia és olasz nyelvterületen vannak példái, de számos, az egyes országok teljes területét lefedő tájosztályozást találunk pl. Portugáliában, Belgiumban és Szlovéniában is, valamint igen nagy számú esettanulmány készült Európa szinte más-más léptékben és területre kiterjedően is.

Harmadik generációs tájelemzésnek tekinthetjük a természeti és az antropogén, valamint az esztétikai vonásokat együttesen és kölcsönhatásaikban vizsgáló módszertant. Ez a tulajdonképpeni tájkarakter elemzés, amely az Európai Táj Egyezmény fogalom-meghatározásából és szemléletéből is következik. A definíció tartalmazza a tájelemzés harmadik rétegét az emberi érzékelést, azaz a percepciót. A percepció latin eredetű kifejezés, görögül *aesthetis*. Az érzékelés révén jön létre a szellemi kapcsolat, az esztétikai élmény ember és létközege között. Ezáltal fogjuk fel a környező tér sajátosságait és látjuk viszont tevékenységünk eredményét, szerzünk információt, benyomásokat és alkotunk véleményt környezetünkről. Mindez nem elhanyagolható mértékben befolyásolja a tevékenységeinket, döntéseinket, végső soron természethasználatunk mikéntjét. Ez az a mozzanat, amely az ember-természet kapcsolat egyik fő formája, nyilvánvalóan a konkrét tevékenységek, az építés, gazdálkodás stb. mellett. Ez tehát a tájelemzés harmadik rétege a percepcionális, azaz esztétikai vonások feltárása.

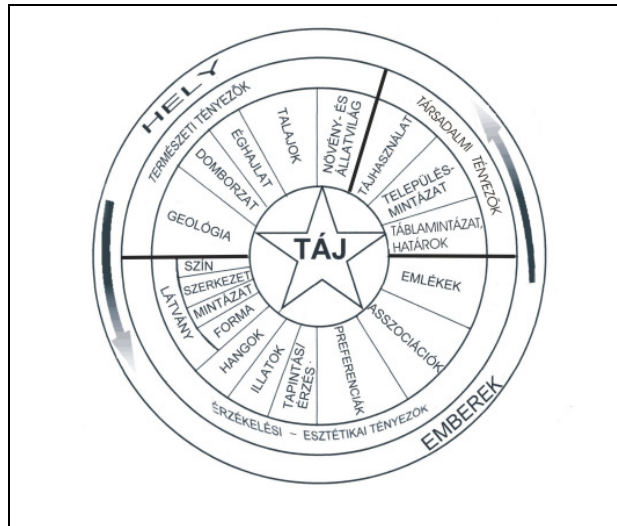
A három réteg, a természeti potenciál, az emberi használat és hatások, valamint ezek eredményeként létrejött tájkarakter érzékelése, felfogása nyilvánvalóan összefüggenek. Ennek felismerése vezette az angol és a skót kutatókat, valamint a természeti és a kulturális örökség védelmének hatósági szakembereit, hogy elkészítsék a nyolcvanas években az Anglia és Skócia területét lefedő tájkarakter elemzést (*Countryside Agency 1999*), amelyben mindhárom tényező-együttes helyet kap. A munka eredménye a nyolc kötetből álló tájmonográfia, amelynek aktualizálásáról folyamatosan gondoskodni szándékoznak. Így nem egy statikus, befejezett leírás készült, hanem aktuális, konkrét kiinduló dokumentum, amely a tervezés, a tájvédelmi és térségfejlesztési stratégiaalkotás számára jelent fontos alapot.

Tényként kezelve, hogy a tájak alapvető sajátossága a folyamatos változás, a tájleírások frissítésének elvégzését segítő Útmutatót (SWANWICK, C. et al. 2002) adtak közre a tájkarakter elemzés elvégzéséhez. Az útmutató alapos vezérfonal és módszertani segédlet a tájelemzéshez. Ennek nyomán széles körben lehetővé vált a lakosság, a helyi érintettek bevonása is a munkába, lévén, hogy közérthetővé tette a célokat és az elérésükhöz vezető utat. Jelentős hatása volt továbbá az útmutatónak és az elkészült tájleírásoknak a szemlélet és a módszer elterjesztésében a kontinens más országaiban is. A tájkarakter elemzések készítését iniciálta az Európai Tájegyezmény is, amely az aláírók kötelezettsége többek között a tájak számbavétele az országok teljes területét lefedően. Az Egyezményben foglalt tájfogalomból adódóan nem pusztán természettudományos tájleírás jelent, hanem az angol és skót példához hasonlóan a tájak egyedi jellegzetességeinek, karakterének feltárását és regisztrálását, amely a tájhasználat, a kultúra és ezek érzékelése révén alakul ki.

2. A tájkarakter elemzés a Fertő-Hanság medencében

Hazánkban mindeddig csak esettanulmányok formájában készült tájkarakter elemzés néhány tájegységre. Jelen tanulmányban esettanulmányként a Fertő-Hanság medence 2007. évben elkészített tájkarakter elemzésből mutatunk be vázlatos szemelvényeket. Módszertani kiindulásként a fent említett brit útmutató szolgált, amely a tájalkotó elemeket és tényezőket az 1. ábrában foglalta össze.

A **tájkarakter** a természeti és antropogén tájalkotó elemek elkülöníthető, felismerhető, konzisztens rendszeréből, sajátos együtteseiből kialakult jellemzők összessége, amely a tájakat egyedivé, megkülönböztethetővé teszi. Elkülöníthetünk tájkarakter típusokat és tájkarakter területeket. A típusok a földfelszín több helyén is előfordulhatnak, ún. generikus egységek (pl. dombsági erdő-gyepmozaikos táj szórvány településekkel), míg a karakter területek egyediek a típus valamely konkrét előfordulását jelentik (pl. Órség). A karaktertípusok és a karakter területek a léptékhierarchiában is összekapcsolódnak, csakúgy, mint a tájtípusok és az egyedi tájak. A fő tájtípusokon belül (pl. síkságok) találjuk hazánkban a Kisalföldet és az Alföldet, ezek mindegyikében különböző síksági tájtípusok találhatóak (pl. homokvidékek, folyóvölgyek, löszhátak), amelyekben egyedi középtájak, azokban további tájtípusok, majd kistájak különböztetők meg. Nyilván feltárhatóak a sajátosságok az egyes hierarchiaszinteken, így meghatározhatjuk a Nagyalföld és a Kisalföld karaktervonásait, de ugyanúgy a Kiskunságét és a Nyírségét és így tovább. A sor végén az alapegységek a legkisebb karaktertípusok állnak, amelyek jellegzetességeikben határozottan elkülönülnek a szomszédságuktól. Jóllehet generikusak – azaz az országban több helyen előfordulhatnak, egyedi kombinációjuk és területi sajátosságaik kistájléptékű karakterterületeket hoznak létre. A karakterterületek hasonlatosak a természetföldrajzi tájfelosztáshoz, mégsem azonosak azzal, hiszen lényegesen több tényező figyelembevételével határozhatóak le.



1. ábra. Tájalkotó elemek és tényezők (SWANWICK, C. et al. 2002)

A Fertő-Hanság medence mintaterületen, amely két természetföldrajzi kistájból a Fertő-medencéből és a Hanságból áll, hat tájkarakter típust különítettünk el és határoltunk le. A következőkben négy kiválasztott típus néhány kulcsjellemzőjét ismertetjük.

1) Tómedence természetközeli nádas, vizes, gyepes sík területei - a Fertő-tó és környéke

- Síkvidéki, nagytávlatú, természetközeli medencetáj, amelyben jellegadó a szabálytalan partvonalú, sekély, szikes tó, kiterjedt összefüggő nádassal és kevés nyílt vízfelszínnel, a nádtengerben csatornákkal.
- A tómedencét gyepes övezik, a keleti parton fátlan szikesek és hagyásfás mocsárrétek fordulnak elő, fás vegetáció jellemzően a délnyugati térségekben tagolja a gyepeseket.
- Az építmények nem meghatározók, elvéve gazdasági épületek, üdülési létesítmények, madármegfigyelő kilátók és egykori határórtornyok lelhetőek fel.



2. ábra. A Fertő tó keleti látképe



3. ábra. Szikes gyepek Fertőújfalutól északra

2) Mozaikos dombosági táj - a Fertő-melléki dombosor területe

- Egységes, a domborzat által meghatározott zonáció jellemző: a dombok gerincét erdők, a lejtőoldalakat szőlők és kertek borítják, a dombvonulat alján a települések sora választja el a tómedencétől.
- A hagyományos szőlő- és kertművelés mellett az ókortól folyamatos bányászat, valamint a dinamikus fejlődő üdülési, turisztikai hasznosítás formálja a tájat, amelyek következtében alacsony a természetközeli területek aránya.
- A terjeszkedő falvak jelentős kultúrtörténeti értékek hordozói, azonban az egyedi tájértékek mellett ökológiai és esztétikai degradációk is megjelennek. A kultúrtáj világörökség címhez kevésbé méltó a tradicionális építészettől eltérő stílusú épületek arányának növekedése.
- A mozaikosság és a változatosság a terjeszkedő intenzív természetfelületeken csökken, ugyanakkor a zárt melegkedvelő lombos erdők védett foltjai egyedi természeti értéket képviselnek.
- A mozgalmas, a tómedence irányában tágas láthatarú, rurális tájban ellentmondásos fejlődési tendenciák a tájkaraktert veszélyeztetik.





4. ábra. Jellemző tájrészletek, települések, erdők, szőlők, gyepek váltakozása

3) Erdő- gyeptermészetközeli táj tavakkal – Hanság, Tóköz

- Telepített és természetközeli erdők, természetközeli gyepek, parlagok és nádasok, esetenként beékelődött szántófoltok mozaikja borítja az enyhén hullámos felszínt.
- Jellemzőek az egyenes vonalú csatornák, az ezeket kísérő úthálózat, amelyek mértani rendben hálózák be a térséget, de a hansági lápvilág maradványfoltjaiban, a természetes és mesterséges tavak környékén szabálytalan mintázatú a táj.
- A felszínt jelentős arányban borítják természetes és természetközeli élőhelyek, annak ellenére, hogy a vízháztartás számottevően átalakult a vízrendezések következtében.
- A látványterek jellemzően kisléptékűek, az erdőmozaikos területeken zárt, illetve a csatornák és utak mentén hosszan elnyúló a vizuális dinamika, a nyitott gyepek tereket fás vegetáció, facsoportok, erdősávok és erdőfoltok tagolják, a tavakat nádas és fás sávok határolják.
- A pasztellek egységességét nem zavarják kirívó színhatások. A táj hangulata csendes, békés. Főként a természetes élőhelyekkel borított változatos mintázatú terekben és a tavak környékén különösen megnyugtató, illetve inspiráló az időtlenség benyomását kelti. Ugyanakkor a nemesnyárasok szabályos ültetvényei merev, némiképp nyugtalanító ellenpontokat adnak és átmenetiséget, modernitást és ürességet érzékeltetnek.



5. ábra. Gyepes ligetes tájrészlet az egykori Kis-Hanyban Kónytól nyugatra a „Tófenéken”



6. ábra. Telepített nemesnyárasok az Észak-Hanságban



7. ábra: Észak-Hansági védett természetes erdők, Oslói égererdő

4) Szántókkal jellemzett sík, monoton rurális agrártáj

- A vizsgált terület egészén, több foltban előforduló síksági agrártájban a nagytáblás szántóterületek dominálnak, a természetközeli vegetáció alacsony aránya jellemző.
- Az egyhangúságot, a szántókat határoló erdősávok, fasorok, facsoportok, szoliter fák és a táblák különböző terményeinek változatossága töri meg olykor.
- A térségben községek és a mezőgazdasági majorok tipikusak. A hansági terület egyedi vonásait az Eszterházyak által egységes stílusban építtetett majorsági épületek és a közöttük húzódó fasorok adják.



8. ábra. Látkép Fertőtől északra



9 a. ábra. Védett jegenyenyárfák
Öntésmajorban



9 b. ábra. Osliba vezető út
platánsora

A tájkarakter leírás és bemutatás során a kulcsjellemzők felsorolása és fényképes illusztrációja révén vázoljuk fel a leglényegesebb egyedi és tipikus vonásokat, de távolról sem pusztán ebből áll egy tájrészlet jellemzése. A tematikus térképekkel, légifelvételekkel, vázlat és metszetrajzokkal kiegészített leírásokkal mutatjuk be a tájkaraktert meghatározó természeti és antropogén elemeit, valamint változásukat, a tájhasználat tájformáló hatását, a felszínborítás mintázatát és természetességét, a percepcionális jellemzőket, mindenkor a sajátosságokra helyezve a hangsúlyt. Ezt követi az értékelés, amely a tájkarakter megőrzendő elemeit és a degradációkat tárja fel, s így módon alapot ad a helyes döntésekhez a hatósági munkában és a tervezési feladatok megoldása során.

A tájkarakter elemzés felhasználása igen sokrétű lehet. Napjainkban számos programterv - környezetvédelmi programok, terület- és vidékfejlesztési stratégiák, agrárkörnyezetvédelmi programok stb.- készítésénél, valamint a terület- és településrendezési tervek szabályozási övezeteinek lehatárolása és a szabályozási előírások megfogalmazása során is támaszkodnunk kell azokra az ismeretekre, amelyek egy-egy térség egyedi sajátosságait tárják fel. Enélkül üres frázisok maradnak azok az előírások, amelyek a tájjelleghez való illeszkedés kötelezettségét fogalmazzák meg. Valójában sok esetben senki nem tudja pontosan, hogy mihez is kellene illeszkednie.

Magyarországon és a Kárpát-medence egészben a természeti adottságok és az itt élő népek kultúrájának változatossága, a turbulens történelem hatásai együttesen igen változatos karakterű kistájak sokaságát hozták létre. Ám az egyedi, diverz térségek többsége jelentős mértékű degradációknak is áldozatul esett. A jelenkor ellentétes folyamatai – a globalizáció és az EU uniformizáló hatása a negatív tendenciákat erősítheti, ugyanakkor a természeti és a kulturális örökség megőrzését célzó értékmentő politikák és a határok eltűnése pozitív irányba terelheti a tájkarakter megőrzést és a rehabilitációt. Ennek első lépése a jelen állapot számbavétele közös határon átnyúló projektekkkel, amelyek feltárják és a Kárpát-medence tájainak karakterét, bemutatják az értékeket és a degradációkat, valamint kedvező tendenciákat és a veszélyeket.

Irodalom

- COUNCIL OF EUROPE: ETS No. 176: European Landscape Convention Florence, 20.X. (2000) (<http://conventions.coe.int/Treaty/en/Treaties/Html/176.htm>)
- COUNTRYSIDE AGENCY (1999) The character of England's natural and man-made landscape. Vol. 1-8.
- KONKOLY GYURÓ É et al. (2007) Tájvédelmi modellterv a Fertő-Hanság középtáj térségére. Tájműhely Kft. Megbízó: Fertő-Hanság és Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság. p.141, 22 Térképmelléklet
- MAROSI S. - SOMOGYI S. (1990) Magyarország kistájainak katasztere I-II. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet
- MOPP-UPP. (1998) Regional Distribution of Landscape Types in Slovenia. Methodological Bases. Republic of Slovenia, Ministry of Environment and Physical Planning
- PÉCSI M. főszerk. (1989) Magyarország Nemzeti Atlasza. MTA- Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest
- SWANWICK, C. et al. (2002) Landscape Character Assessment Guidance for England and Scotland. Countryside Agency & Scottish Natural Heritage
- WASCHER, D.M. ed. (2005) European Landscape Character Areas – Typologies, Cartography and Indicators for the Assessment of Sustainable Landscapes. Final Project Report as deliverable from the EU's Accompanying Measure project European Landscape Character Assessment Initiative (ELCAI), funded under the 5th Framework Programme on Energy, Environment and Sustainable Development (4.2.2), x, 150 p.

Dr. Rakonczai János¹

A globális változások néhány mérhető következménye és tájaink átalakulása

Abstract

Recently the amount of available data proving the consequences of global climate change has increased intensively. But, these proofs are mostly climate data, showing big variability in natural conditions, as we know. Our research activity of the past 30 years has revealed several mechanisms which go beyond the broadly studied questions (variation in temperature and precipitation) of climatic change. What is more, these relationships are established on a fairly unstudied territory.

As a result of precipitation decrease, especially from the 1980s, the greatest changes in the ground water table, which sank at some locations by 7 m, were experienced on the plains rimmed by Hungary's two largest rivers, the Danube and the Tisza. It is novel even on an international level that we applied remote sensing and GIS for determining *the degree of annual water shortage*, the estimated maximum of which was 4.8 km³, occurring in 1995 and 2003. The above value is seemingly low, however it *is almost as much as the total annual water consumption of the country!* Beside climatic reasons there could be further factors in the background of ground water depletion, however, numerous pieces of evidence support the dominant role of precipitation decrease.

Long term ground water shortage can induce significant changes in the soil, as it was seen on several occasions during our research on the lowland territories of Hungary. The key factor behind environmental change is usually the alteration of the water cycle, which influences the character of landscape components through direct and indirect processes, amplified frequently by additional anthropogenic impacts.

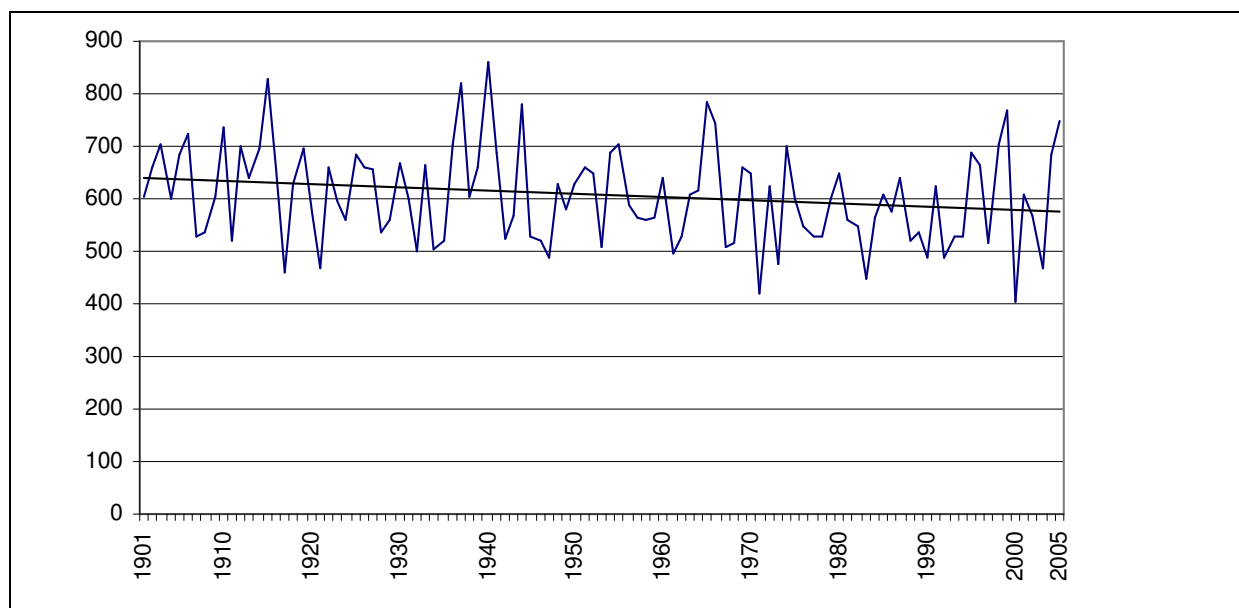
Climate change induces both short term and long term alterations in the water cycle. Short term changes, signed by droughts, crop failures, flood events etc., can be observed fairly unambiguously. Nevertheless, the perception of long term changes is not at all straightforward. In fact, one of the most important processes in our case, the sinking ground water level, might exert its effects through various interrelated mechanisms. Firstly, the deeper the water table moves the more difficult the plants can reach and utilise ground water, which finally leads to the decrease of biomass. In extreme cases, ground water depletion might cause permanent changes in the composition of natural vegetation, or in case of agricultural areas the selection of grown crops. Secondly, *changes in ground water can also modify the vertical water and salt transfer in soils, which might result the transformation of genetic soil types*. As a consequence, sodification processes or under reverse conditions desalination can be observed. In both cases *the modification of soil type is followed by the change of natural vegetation*. In Hungary climatic changes are best indicated by sodic soils. In less than 30 years sodic soils with sparse vegetation have transformed into steppe soils, and grassland vegetation advanced. The previously dominant sodium content has sharply declined, while organic material content increased. The above processes have got two important consequences: the fertility of the soil changes (in the above mentioned case it has increased) and some unique landscape features under national protection may disappear,

¹ Dr. Rakonczai János *Szegedi Tudományegyetem, Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Szeged*
E-mail: rjanos@earth.geo.u-szeged.hu

actually as a result of climate change (e.g. the famous Hungarian “puszta” is under transformation at numerous locations).

1. Bevezetés

Az utóbbi években egyre több adat gyűlt össze a világban a globális éghajlati változások következményeinek bizonyítására (legátfogóbb értékelését ezeknek a 2007-ben közreadott IPCC jelentések tartalmazzák). Ezek a bizonyítékok többnyire klíma adatok, amelyekről ugyanakkor tudjuk, hogy természetes körülmények között is nagy változékonyságot mutatnak. Példaként hozhatjuk hazánk évi csapadékátlagait, amelyekben hatalmas ingadozások figyelhetők meg (1. ábra). Szemléletesen mutatja ezt az 1998-2000 közötti három év 515, 780 és 400 mm-es adataival – és akkor még arról nem is szóltunk, hogy kisebb területi egységekre nézve még nagyobb szélsőségek tapasztalhatók. Mindezek miatt nem véletlen, hogy vannak olyanok (igaz egyre kevesebben), akik a globális klímaváltozás szerepét lebecsülik, és az éghajlati ingadozásokat a természetes változékonyság részeként tekintik. Éppen ezért fontos, hogy olyan *változásokat is feltárjunk, lehetőleg számszerűsítsünk*, amelyek változékonysága kicsi, és képesek akár trendszerű változásokat is jelezni. Az utóbbi 30 évre vonatkozó kutatásaink alapján ilyen lehet a talajvíz, a talaj és a rajta kialakult természetes növénytakaró.



1. ábra. Magyarország átlagos évi csapadékai (mm), illetve annak trendje (1901-2005)

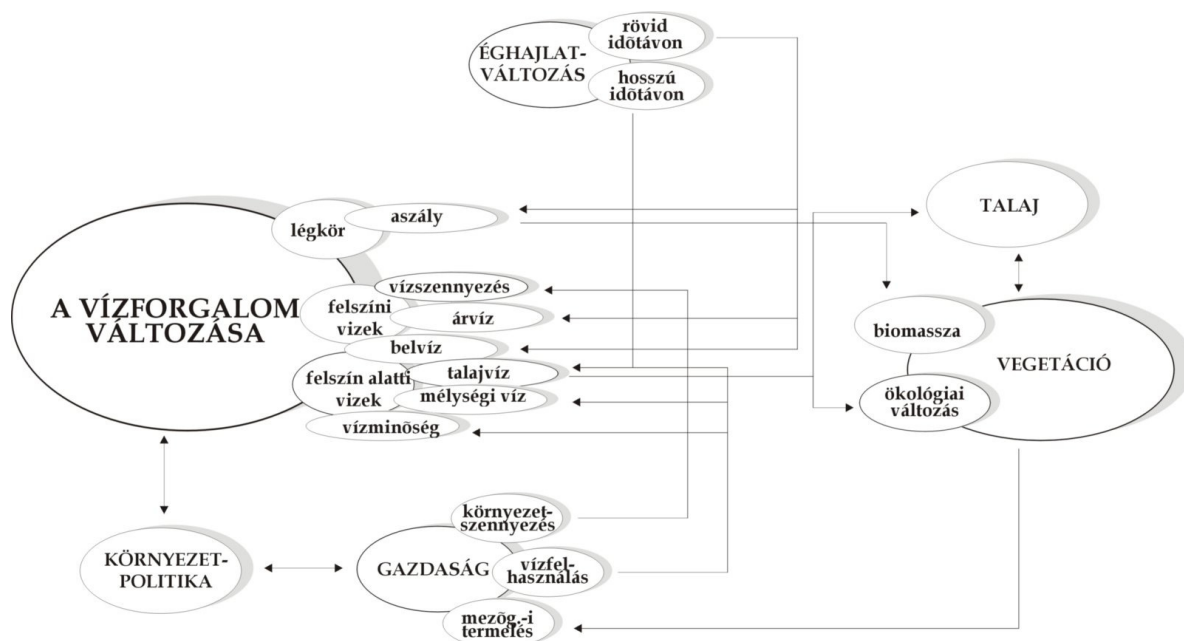
2. A vízforgalom változásának következményei

A környezeti változásokban a kulcsszerepet a természetes vízforgalom megváltozása tölti be, ami számos közvetlen és közvetett hatáson keresztül – gyakran antropogén hatásokkal kiegészítve – változtatja meg a tájalkotó tényezők tulajdonságait. (A hatásmechanizmusokat vázlatosan a 2. ábrán mutatjuk be.)

Az éghajlatváltozás a vízforgalomban rövid és hosszú időtartamú változásokat indít el. A rövid távú változások következményeit aránylag egyértelműen érzékelhetjük: aszály, illetve az ezzel együtt járó természsökkenés, az árvízi események, az egyes tájakon kialakuló belvízi

előntések. A hosszú távon megfigyelhető változások közül legfontosabb a talajvíz-csökkenés – még ha ez az első pillanatban nem is nyilvánvaló.

A talajvíz csökkenése több kapcsolatrendszeren keresztül is érvényesíti hatásait. Egyrészt a mélyebbre kerülő talajvízszint mind nehezebben érhető el és hasznosítható a növényzet számára, ami a biomassza csökkenését eredményezi (KOVÁCS F. 2005), sőt jelentős változás esetén vegetációváltozást is okozhat (pl. mezőgazdaságilag művelt területeken a természetett növényi kultúrák változtatását is kikényszerítheti). Másrészt azonban a talajvíz változása módosítja a talajok vertikális víz- és sómozgását, ami a talajok genetikai típusának átalakulásával jár együtt. Ennek következtében szikesedési folyamatok indulhatnak el, vagy szikes talajok esetében akár egy sócsökkenési folyamat is elindulhat. Mind a két esetben a talaj minőségének változása a természetes vegetáció átalakulását vonja magával.



2. ábra. A természetes vízforgalom változásának környezeti következményei

3. Talajvízszint-csökkenés mértéke

Az 1980-as évektől kezdődő csapadékhiányos időszak hazánkban a Duna és a Tisza közötti területen okozta a legnagyobb talajvízcsökkenést, s mértéke elérte egyes területeken akár a 7 métert is. (Megjegyezzük, hogy az öntözésbe volt nagykunsági és jászsági részeken ugyanakkor kisebb talajvízszint növekedést tapasztalunk.)

Nemzetközi viszonylatban is újszerű, hogy geoinformatikai módszerekkel sikerült a vízhiány mértékét meghatározni, ami 1995-ben és 2003-ban mintegy $4,8 \text{ km}^3$ volt (1. táblázat). Ez nem tűnik nagy számnak, de megközelíti Magyarország teljes évi vízfelhasználását (annak kb. 85%-a)!

Bár a talajvízszint csökkenésének a klimatikus hatásokon kívül más okai is vannak, a Duna-Tisza közén több tényező a csapadékhiány domináló szerepére utal. Ezen a területen ugyanis a folyó menti területeket leszámítva (domborzati okokból) a talajvíz csak csapadékból jut utánpótlódáshoz.

1. táblázat. Az 1970-es évek elő feléhez viszonyított vízhiány hozzávetőleges értéke a Duna-Tisza közti hátságon

Év	Vízhiány (km ³)
1980	1,15
1985	2,32
1990	4,08
1995	4,80
2000	2,84
2003	4,81

4. A talajok változásai

A hosszabb időszakra kiterjedő talajvízszint-csökkenés azonban jelentős átalakulást indíthat a talajokban, ahogyan ezt Magyarország síksági területein többfelé megfigyelhetjük, illetve kutatásaink során meg is mértük.

Az 1970-es évek közepén részletes geomorfológiai és talajtani vizsgálatokat végeztünk a Szabadkígyósi pusztán (ami ma a Körös-Maros Nemzeti Park egyik egysége) – a terület védettségét előkészítő munkák részeként. Ennek során nemcsak pontos morfológiai térképet készítettünk a vidékre jellemző egyik szikpadkás tájrészlet mikroformáiról, hanem botanikusokkal közösen mintaterületeket jelöltünk ki közös értékelésre (RAKONCZAI J. 1986, KOVÁCS A. – MOLNÁR Z. 1986). A vizsgálat része volt a részletes botanikai felvételezés a megjelölt területrészeken (3. ábra) és a különböző vegetáció típusok talajainak kémiai elemzése (az akkoriban rutinszerűen végzett talajvizsgáló módszerekkel). Akkor még senki nem gondolt arra, hogy 25-30 év után ez a terület alkalmas lehet a tájváltozások kimutatására. (Ez az oka annak, hogy nem történt meg a teljes talajszelvény vizsgálata, hanem csak e felső 30 cm-ről gyűjtöttem mintákat.)



3. ábra. A mintavételi helyek három évtized(!) után is jól azonosíthatóak a pusztán

A másfél évtizedes szárazabb időszak kedvezett a padkás erózió areális típusának is. Ezt bizonyítja, hogy a pusztán az 1970-es évek végén végzett padkatérképezés során felmért több kisebb szikpadka „eltűnt”, helyüket viszont pontosan kijelölik a környezetüktől eltérő

sótartalmat igénylő vegetáció foltjai (4. és 5. ábra). Ez, az egykori padkával teljesen egyező mintázat a klasszikus, a padkákat a peremük felől erodáló folyamattal nem alakulhatott volna ki.



4-5. ábra. A tartós száraz időszak a padkás erózió areális típusának kedvezett

Figyelmünk 2003-tól irányult újra a területre. Ekkor derült ki egy terepbejárás során, hogy negyedszázad alatt a jellegzetes szikes táj arculata jelentősen megváltozott, és az is, hogy a korábbi mintavételi helyek zöme (8-ből 6 mérési pont) teljes biztonsággal azonosítható. Már ekkor sejthető volt, hogy a változások háttérben, a terület vízforgalmában bekövetkezett változások vannak. Mint azonban később kiderült, az 1980-as évek elejétől az 1990-es évek közepéig tartó száraz időszak csak az egyik, bár gyaníthatóan fontosabb oka a változásoknak. A tartósan száraz időszakban a talajvíz lényegesen lesüllyedt, így az akár 5000 mg/l sótartalmú talajvizek hatása egyre kevésbé érvényesült a felszínen, és megszűntek a vakszikes felszíni sóvirágzások (6. ábra). A csökkenő sótartalom így fokozatosan lehetővé tette a felszín begyepesedését (7. ábra).

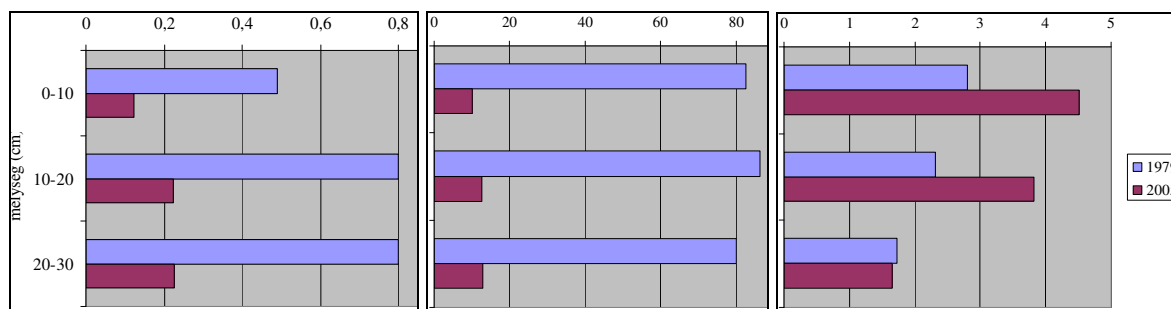
A puszta északi részén azonban természetvédelmi célból az utóbbi években egy vízvisszatartási tevékenység is elkezdődött. Így ennek hatása részben „felülírja” a természetes folyamatokat. Referencia pontjaink egy részénél így egy sztyeppesedést, és az azt követő rétiesedés hatásait tapasztaljuk (igaz az utóbbi sokkal rövidebb ideje tart).



6-7. ábra. A „vakszikes” táj 1976 és 2006 között teljesen átalakult, begyepesedett

A 2005-ben begyűjtött minták lehetővé tették, hogy a talajokban bekövetkező változásokat mennyiségileg is vizsgálni tudjuk. Az eredmények számszerűsítve is igazolják a táj átalakulásának fizikai-kémiai hátterét. Közel 30 év alatt – a környezeti tényezők hatására –

jelentősen csökkent a talajok sótartalma, ezen belül is visszaszorult a nátrium mennyisége (8. és 9. ábra), ami lényegesen kedvezőbb feltételeket teremtett a vegetáció számára. A növényzet fokozatos térnyerése miatt, pedig a humusztartalom növekedése (10. ábra) következett be (BARNA GY. 2007).



8-10. ábra. Az összes só- (S%), a nátrium- (kationok %-a) és a humusz-tartalom (S%) változása 1979 és 2005 között az egyik szelvényben

5. Összegzés

A különböző módszerekkel végzett kutatásaink azt bizonyítják, hogy globális klímaváltozás hatásait nem csak klimatikus adatokkal lehet mérni. A talajvízkészletek változásai, de különösen a talajok bemutatott átalakulásai nem az epizodikus eseményeket tükrözik, hanem inkább a trendszerű folyamatokat jelzik.

A fenti folyamatoknak több fontos következménye is van. Megváltozik a talajok termőképessége (az imént említett esetben például javul), és ezzel egy időben *jellegzetes* – nemzeti parkokban is védett – *táji értékek tűnnek el klimatikus okok miatt* (pl. a sajátos magyar puszták is több felé átalakulóban vannak). A megváltozó természetes vegetációban szikeseinken például olyan értékes gyógynövények is visszaszorulóban vannak, mint a kamilla (részben ez az oka a csökkenő begyűjtési mennyiségnek).

Gyakorlati tapasztalataink azt mutatják, hogy a környezetpolitika még kevésbé veszi figyelembe ezeket a következményeket. A figyelem inkább a klimatikus szélsőségek fokozódására irányul, holott azok részei a nagyobb természetes változékonyságnak.

A talajvíz készletek csökkenése, a talajok átalakulása a tájváltozáson túl jelentős gazdasági következményekkel jár, éppen ezért fokozott figyelmet érdemelne.

Irodalom

- BARNA GY. (2007) Talaj- és vegetációváltozások a Szabadkígyósi pusztán – In: Galbács. Z. szerk., The 14th Symposium on analytical and environmental problems. SZAB. Szeged, pp. 278-281.
- KOVÁCS A. – MOLNÁR Z. (1986) A Szabadkígyósi Tájvédelmi Körzet fontosabb növénytársulásai – In: Környezet- és Természetvédelmi Évkönyv 6. Békés Megyei Tanács Területfejlt. és Környezetvédelmi Biz., Békéscsaba pp. 165-199.
- KOVÁCS, F. (2005) The investigation of regional variations in biomass production for the area of the Danube-Tisza interfluvium using satellite analysis. Acta Geographica, SZTE, Szeged, pp. 118-126.
- RAKONCZAI J. (1986) A Szabadkígyósi Tájvédelmi Körzet talajviszonyai – In: Környezet- és Természetvédelmi Évkönyv 6. Békés Megyei Tanács Területfejlesztési és Környezetvédelmi Bizottsága, Békéscsaba, pp. 19-42.
- RAKONCZAI J. (2006) Klímaváltozás – aridifikáció – változó tájak – In: Kiss-Mezősi-Sümegey szerk.: Táj, környezet, társadalom, SZTE, Szeged, pp. 593-601.

*Dr. Szabó Mária*¹ – *Dr. Kiss Ádám*²

A modern infrastrukturális fejlesztések tájökölógiai hatásai

Összefoglalás

A modern világ — egymással az élet számos területén kialakult és napjainkban egyre erősebb kapcsolatban lévő — társadalmi működésük fenntartásával kapcsolatban jelentős infrastrukturális átalakításokat végeznek. Az urban területek jelentős növekedése mellett itt elsősorban a kiterjedt úthálózatra, energetikai fejlesztésekre, gyárak üzemek létesítésére gondolunk. Mindezek az átalakítások közvetlenül — és áttételes hatások miatt — közvetetten jelentős hatással vannak a társadalmi élet keretétül szolgáló tájra. A tájökölógiai hatások gyakran drámaiak, de sokszor még az előre látható tájrömbölő átalakulások elkerülése is számos társadalmi, gazdasági, kulturális és politikai ok miatt igen nehéz.

Az előadásban néhány példa segítségével bemutatjuk azt az elkerülhetetlen folyamatot, ahogy az infrastrukturális fejlesztések átalakítják a tájat. Példaként elemzünk egy néhány évtizeddel ezelött Salgótarjánban üzemeltetett, és mintegy 20 évvel ezelött már bezárt szénerőmű salakkúpjainak mai tájrömbölő hatását, valamint a Bős-Nagymarosi vízi erőmű országunknak most semmilyen előnyt nem hozó beruházásának a szigetközi tájra gyakorolt hatását.

Az infrastrukturális beruházások bármely formájával együtt járó hatások nagyok és a mai Európában mindenütt hasonlóak. Ezért úgy látjuk, hogy a tájtervezésnek e beruházások szerves részévé kell válniuk. Mindez azonban feltételez egy európai szinten indított alapkutatói előkészítést és az ezt követő, az egész Európai Unióra kiterjedő együttműködést a tájvédelem területén.

¹ **Dr. Szabó Mária** Eötvös Loránd Tudományegyetem, Környezettudományi Centrum, Budapest E-mail: szmarcsi@ludens.elte.hu

² **Dr. Kiss Ádám** Eötvös Loránd Tudományegyetem, Környezettudományi Centrum, Budapest E-mail: kissadam@ludens.elte.hu

Dr. Horváth Gergely¹

Környezeti hatások okozta tájváltozás örökfagyterületeken és az örökfagy, mint időzített környezeti bomba

1. Bevezetés

Közhelynek számít ma már, hogy Földünkön olyan folyamatok zajlanak le, amelyek egyelőre még beláthatatlan (de valószínűleg a jelenleg elképzelnél sokkal rosszabb) változásokat eredményeznek, ill. fognak eredményezni, és amelyekért nagymértékben felelős az emberiség. A legismertebb ilyen probléma a globális felmelegedésnek nevezett jelenség, amit a rendelkezésre álló adatok ismeretében ma már aligha lehet vitatni; a kérdéses csak az, hogy e téren mennyiben ludas a természet és mennyiben az emberiség. A probléma a magyar szakmai közvélemény előtt is jól ismert, meteorológusok számtalan forgatókönyvet is készítettek a várható éghajlati viszonyokról (a Kárpát-medencére viszonyítva legújabban pl. BARTHOLY J. et al. (2007)), és meglehetősen sok tanulmány jelent meg a „száhelesedésről”, egyes trópusi és mérsékeltövi területek fenyegető elsivatagosodásáról, a gleccserek visszahúzódásáról és mindezek következményeiről stb. Az Aral-tó, a Lop-nór, a Csád-tó vagy a Nagy-Sós-tó már bekövetkezett vagy hamarosan bekövetkező teljes eltűnése talán megérdemelné, hogy a hidrogeográfiai változásokra is nagyobb figyelem fordítódjék, de azért még e jelenségek is úgy-ahogy ismertek.

Mindezek a folyamatok rendkívüli mértékű tájváltozásokat eredményeznek, és mivel többé-kevésbé lakott kultúrtájakat érintenek, általában konganak is a vészharangok. Úgy tűnik azonban, hogy jóval kevésbé ismertek a magyar szakmai és nagyközönség előtt a Földünk poláris és szubpoláris területein lejátszódó folyamatok (az utóbbi kifejezés itt a szokásosnál tágabban értendő, hiszen egyes tipikusan „szubpoláris” jelenségek a klasszikus szubpoláris övezetnél jóval délebbre is megtalálhatók, megfigyelhetők). Pedig az a hit, hogy „a hideg észak” kevésbé lesz érintett a változásokban, ill. hogy ha ott is megindul a felmelegedés, az az emberiség számára inkább előnyökkel jár – pl. új megművelhető területeket biztosít a Föld robbanásszerűen növekvő népessége számára –, tarthatatlan, sőt „Észak” felmelegedése eddig nem is sejtett hatalmas veszélyeket rejt. A veszélyforrás pedig – bármily hihetetlen is – nem más, mint az örökfagy, ami túlzás nélkül egy időzített környezeti bombának tekinthető.

2. Az örökfagy

Földünk ezen legészakabbi tájainak egyik természetföldrajzi sajátossága az *örökfagynak* vagy *állandóan fagyott földnek* nevezett jelenség, ill. az örökfaggal jellemezhető területek hatalmas kiterjedése. Kelet-Európában ennek déli határa nagyjából az Északi-sarkkörig terjed; a Nyugat-szibériai-alföldön az ész. 62–63°-ig nyúlik, majd a Jenyiszej keleti oldala mentén hirtelen még délebbre fordul és egészen az Altajig, ill. keletebbre a Sztanovoj-hegységig húzódik, azaz gyakorlatilag Közép- és Kelet-Szibéria szinte teljes területét uralja, de jelentős kiterjedésben megtalálható még az ész. 50°-tól délre, a mongol puszták területén is (sőt még jóval délebbre, pl. a Tibeti-fennsík területén is, ami persze már inkább a magashegységekben kialakult, bármely szélességen megtalálható örökfagy kategóriájába sorolható). Ezen belül kb. az ész. 60°-ig terjedően beszélhetünk egységes, összefüggő örökfagyról, délebbre már egyre

¹ Dr. Horváth Gergely Eötvös Loránd Tudományegyetem, Környezet- és Tájföldrajzi Tanszék, Budapest,
E-mail: horvathg@ludens.elte.hu

inkább csak szaggatottan, ill. szigetszerűen fordul a jelenség elő. Észak-Amerikában a sarkkör menti Nagy-Medve-tótól a Hudson-öböl James-öblének kijáratáig (ész. 55°) megrajzolható körív, ill. a Labrador-félszigeten az ész. 58° mentén meghúzható vonal az a határ, amelytől északra összefüggően megtalálható az állandóan fagyott a föld, ha pedig azokat a területeket is ideszámítjuk, ahol elszórtan vagy foltokban még előfordul ez a jelenség, akkor a déli határ nagyjából az ész. 50-53° mente.

Örökfagy, permafrost, állandóan fagyott föld: mindhárom kifejezés ugyanarra a jelenségre vonatkozik. Pontos definíciót nehéz adni (vö. pl. GÁBRIS Gy. 2007), lényegében a „fagyott föld” olyan közzett, amely az időszakosan (általában évszakosan) felengedő legfelső réteg alatt fekszik és legalább két éven keresztül 0 °C alatti hőmérsékletű (WASHBURN, A. L. 1979). Természetesen léteznek olyan közetrétegek, amelyek akár több tízezer éve ebben az állapotban leledzenek. Nemzetközi kutatások alapján ma már viszonylag jól ismert az örökfagyterületek számos adata, pl. kiterjedése, vastagsága, hőmérséklete stb., ezeket főként az Egyesült Államokban, a coloradoi Boulderben, a University of Colorado keretében működő és a kutatásokat támogató The National Snow and Ice Data Center összegzi. Az ismert adatok szerint az örökfagy vastagsága több száz m is lehet, a kanadai arktikus szigetvilágban eléri a 700 m-t, sőt orosz források szerint a közép-szibériai Viljui folyó mentén az 1450 m-t! Hőmérséklete akár -20 °C is lehet; Szibériában a mérések szerint 15-20 m mélységben -12°C, ez dél felé csökken, a szórványos örökfagyszigeteké már csak 1-3 °C-kal van fagypontra. Magát a jelenséget az 1830-as években Jakutszkban véletlen módon – kútásás közben – fedezték fel: a kútásók már 3 m mélységben beleütköztek a szinte gyémántkeménységű örökfagyrétegbe, s azután nagy erőfeszítéssel még 116 m mélységig fúrtak, de hiába (SZÉKELY A. 1978).

Örökfagy persze nem csak szárazföldi területek, hanem tengerek alatt is kialakult. Ezt ugyan már 1922-ben felfedezték, de pontos kiterjedését, adatait csak az elmúlt évtizedek kutatásai alapján kezdjük alaposabban megismerni.

A szibériai örökfagy eredetét illetően kétféle nézet alakult ki. Az egyik szerint a jelenlegi felszín alatti jég még a jégkorban keletkezett, amit alátámasztani látszik az örökfagy mai rendkívüli vastagsága és a benne megmaradt jégkori állatmaradványok nagy száma (csak mammutokból több mint 20 000-et találtak!). A másik vélemény szerint holocén képződmény, amely hideg és száraz éghajlat esetén folyamatosan keletkezik és terjed. E mellett is szólnak érvek, pl. hogy a folyók jelenkori árterein is található állandóan fagyott altalaj, valamint hogy az örökfagyban emberi csontok is fellelhetők. A legvalószínűbb, hogy az állandóan fagyott föld fő tömege jégkori eredetű, de létezik jelenkorban képződött örökfagy is.

Az állandóan fagyott föld sajátossága még, hogy változó formában és kiterjedésben általában jelentős mennyiségű jeget tartalmaz, sőt néha meg nem fagyott vizet is, aminek fő következményeit a fagyás-olvadás során lejátszódó térfogatváltozások jelentik. Ennek a víz- és jégtartalomnak köszönhető az örökfagyterületek legsajátosabb felszínformái, így a fagyúpok, a tufurok (vagy bugorok), a jégmagos dombocskák, a palsák (vagy bulgunyák) és hatalmas jéglencsét tartalmazó pingók. Bár ezek a formák bizonyos fokig az évszakkal együtt eddig is változtak, mégis a tájkép folyamatosan megújuló meghatározó elemei voltak; napjainkban a tájváltozás egyik biztos jele ezeknek a formáknak a radikális csökkenése, ill. eltűnése. Ha pedig a felmelegedés következtében a jégmagok, sőt a mélyebben fekvő jéglencsék megolvadnak, az a felszín berogyásával jár, sajátos – néha egészen nagy méretű – mélyedések (álászok) jönnek létre, amiket az olvadékvizek általában gyorsan kitöltenek, így tavak keletkeznek. Az ilyen jelenségekre gyakran alkalmazzák a „fagykarsztos” vagy „termokarsztos” jelzőt (bár nyilvánvaló a karsztosodástól való elvi különbség). Összességében az örökfagy víztartalmának kimondottan nagy szerepe van (és egyre nagyobb lesz) a felmelegedés nyomán bekövetkező tájváltozásokban.

3. Az örökfagyterületek gyors olvadása

A jelenség névváltozataiban szereplő jelzők ellenére az „örökfagy” sem marad fenn „örökké”. Egy 2005-ben lebonyolított „U.S.–Russian Environmental Change Research in the Russian Arctic” című konferencia kötetében (COOPER, I. W. 2006) azt a kérdést, hogy „Miért az Arktikus területek?” (azaz hogy miért ez a konferencia központi témája?), a szerkesztő így válaszolja meg: „széleskörű környezeti változások mennek végbe, melynek elemei a tengerjég visszahúzódása, a növényzet és az élővilág közösségeinek változása, az *olvadó permafrost*, a növekvő lefolyás és kiszáradóban lévő talajok”. Vagyis az örökfagy olvadása a környezeti változások egyik központi eleme. Természetesen az éghajlat-ingadozások során az örökfagy kiterjedése állandóan változott, és az utolsó eljegesedés óta területe kiterjedése lassan csökkent, de a területen uralkodó hosszú, kemény telek következtében a nyári olvadás csak egy keskeny ún. aktív zónában jelentkezett, a mélyebben fekvő területeket ez szinte alig érintette. Bizonyos kisebb foltokban, sávokban a növényzet megbontása, erdő kiirtása, erdőtűz, ipari vagy infrastrukturális célú terepelegyengetés, útépítés, olajvezeték fektetése stb. könnyen eredményezhetett az adott helyen és környezetében gyors felszíni hőmérsékletemelkedést és ezáltal olvadást, de ez egészében nem volt nagyon számottevő. Most azonban más a helyzet.

A szárazföldi jégtakaró fogyása kb. az 1960-as évektől kezdve gyorsult fel, és ekkortól kezdve vannak adataink az örökfagy kezdődő csökkenéséről is (RAKONCZAI J. é. n.), KIRPOTIN, SZ., a Tomszki Állami Egyetem kutatója a *New Scientist* riporterének nyilatkozva 2005-ben azt mondta, hogy „... az egész nyugat-szibériai szubarktikus régió elkezdett olvadni” és hogy „mindez az utóbbi három-négy évben történt”. A folyamat valójában persze hamarabb elkezdődött, hiszen a kutatások kimutatták, hogy az ún. globális felmelegedés a hideg északi területeken sokkal nagyobb mérvű, mint a földi átlag: mérési adatok szerint Nyugat-Szibériában pl. az 1970-es évek óta fokozatosan gyorsuló mértékben mintegy 3 °C-kal emelkedett az évi középhőmérséklet! Nagyjából a kilencvenes évek óta érkeznek folyamatosan riasztó hírek az örökfagyterületek soha nem látott mértékű olvadásáról, de a felmelegedés hatása egyértelműen az új évezred beköszöntekekor vált mindenki számára érzékelhetővé. Természetesen a mélyben fekvő, sok száz m vastag fagyott rétegeket ez még nem érinti, de az állandóan fagyott rétegek tömege és kiterjedése egészében mégis gyorsuló ütemben csökken. Ha a hőmérséklet-emelkedés tendenciája változatlan marad, 2050-re az örökfagyterületek déli határa 300-400 km-rel északabbra fog tolni (DUCHKOV, A. D. 2006).

Ez az olvadás a szibériai, kanadai, alaszakai tájak, leginkább a tundrák erőteljes átalakulását eredményezi. A magasabb középhőmérséklet miatt a felengedés hosszabb ideig tart, az aktív réteg vastagsága évente néhány cm-rel nő, miáltal egyre több jég alakul át vízzé, ám mivel a mélyebben fekvő fagyott rétegek tökéletes szigetelést biztosítanak, az olvadt víz nem tud mélyre szivárogni. Az említett „termokarsztjelenségek” is egyre gyakrabban lépnek fel. Mindezek nyomán nyári évszakban a vízzel borított területek aránya robbanásszerűen megnőtt, Oroszország örökfagyterületein 1970 és 2004 között 12%-kal (In: COOPER, L. W. 2006), és úrfelvételek alapján egyértelműen megállapítható, hogy az egész északi féltekére kiterjedő folyamatról van szó. (Érdekes, hogy az övezet déli peremén, ahol fokozatosan véglegesen eltűnik az örökfagy, egy ellentétes folyamat játszódik le: eltűnnek tavak, mivel a „szigetelőréteg” hiánya következtében a vizek már be tudnak szivárogni.)

Míg a síkvidékeken a vízfelületek növekedése a legszembetűnőbb, addig változatos domborzatú területeken más geomorfológiai folyamatok lejátszódása válik mind gyakoribbá. A legáltalánosabb jelenség – teljesen érhető módon – a csuszamlások gyakoriságának megsokszorozódása. A vízzel átitatódott, képlékeny rétegek számára ideális csúszópályát jelent az alattuk lévő fagyott réteg; természetesen minél vastagabb a felengedett réteg, annál könnyebben alakulhat át gyors mozgású sárlavinává egy viszonylag kis méretű csuszamlás is.

Az olvadás hatására a területek minden természeti jelensége átalakul. Egy jellegzetes példa: Alaszkában a hőmérséklet-emelkedés hatására rendkívüli mértékben elterjedt egy lucfenyőt károsító bogár, amelynek egyedei 2005-ben pl. 1,6 millió ha-nyi erdőt pusztítottak el. Ám ehhez rekord hőség kellett, ugyanis 15,5 °C alatt a bogár nem képes átrepülni egyik fáról a másikra. És természetesen a változások hatnak az emberek életfeltételeire is. Ebből a szempontból legszembetűnőbb az építmények süllyedése, repedezése; a szibériai Vorkutában pl. ez már az épületek 80%-ánál bekövetkezett, a híradások szerint sorra megdőlnék a házak és már számos veszélyesnek nyilvánított épületet ki is ürítettek (persze azért ebben a szovjet idők építkezésének borzalmas színvonala is szerepet játszik). E folyamatok részletesebb tárgyalására jelen tanulmány keretei nem elegendők, de annyi elmondható, jelenleg még felmérhetetlen, hogy előbb-utóbb nem következnek-e be az örökfagyra épített városokban katasztrófák. Az esély, sajnos, nem kicsi.

Mindezek a veszélyek és változások természetesen nem jelentéktelenek, egészében véve azonban az *örökfagyterületek gyors olvadása még sokkal nagyobb, globális, az egész Földre kiható veszélyeket is rejt.*

4. Örökfagy és üvegházhatás

Az örökfaggal jellemezhető területek földtani felépítése alapvetően nem különbözik a Föld más övezeteitől, így természetesen igen nagy arányú a felszínen vagy a felszínközeli felhalmozódott, többnyire fiatal, néha igen nagy vastagságú üledékes kőzetek aránya. A pleisztocén kori éghajlat-ingadozások következtében ezek a ma fagyott üledékek igen változatosak, folyóvízi és eolikus eredetűek, utóbbiakat főként a sokfelé feltárt löszrétegek képviselik. A nemzetközi irodalomban a fagyott löszösszleteket Szibériából kölcsönzött kifejezéssel gyakran „yedoma” néven említik (bár vannak szerzők, akik egyszerűen minden fagyott pleisztocén üledéket így neveznek) és összterületüket legalább 1 millió km²-re, átlagos vastagságukat 25 m-re becsülik. Az éghajlat változásával együtt járt a területen uralkodó ökoszisztéma változása is: általánosságban elmondható, hogy a lehülések során többnyire tundra vagy délebbre erdős tundra, a felmelegedések során – a csapadékviszonyoktól függően – erdő, erdős sztyep vagy sztyep jellemezte a tájat. A felszín közeli üledékes kőzetek ezért igen sok biogén szenet tartalmaznak.

A földi szférák széntartalmáról és annak változásáról különféle becslések vannak. A továbbiakban ZIMOV, S. A. et al (2006) adatait ismertetjük, akik szerint az atmoszférában ez az utolsó eljegesedés tetőzésekor 360 Gt, az ipari forradalom kezdetekor 560 Gt volt, jelenleg pedig 730 Gt; az óceánokban 40 000 Gt, a talajokban 1500 Gt, a növényzetben pedig 650 Gt tárolódik. A litoszféra képződményei ugyancsak hatalmas „széntárolók”; mennyiségük nehezen becsülhető, de annyi biztosan tudható, hogy a hagyományos energiahordozók, tüzelőanyagok elégetése révén évente megközelítően 6,5 Gt kerül a légkörbe. Ilyen földtani szénkészletnek számít az állandóan fagyott területek üledékeinek széntartalma is, amelyet korábban nem nagyon vettek számításba. A fentebb említett szerzők vizsgálatai szerint ez a yedomában 2-5%, amely leginkább az egykori gyökérsztruktúrából, valamint csontokból eredeztethető. Feltételezve egy 2,6%-os átlagos széntartalmat tehát a fagyott löszben kb. 500 Gt, míg tözegekben mintegy 50-70 Gt, egyéb (nem löszös) rétegekben pedig kb. 400 Gt, összesen tehát 950-970 Gt szén rejtőzködik az örökfagyban. Laboratóriumi vizsgálataik szerint ez a szén, ha az örökfagy olvadásnak indul, igen gyorsan bomlik és a légkörbe kerül.

Egy másik munkájukban ZIMOV, S. A. et al (1997) arra is rámutattak, hogy az örökfagyban a szén egy jelentős része eleve egy üvegházgáz, mégpedig metán formájában halmozódott fel. A metán (CH₄) természetes úton a szerves anyagok lebomlásánál keletkezik, amennyiben nincs jelen elegendő oxigén, tehát anaerob körülmények között, pl. mocsarakban (ezért

egykor a metán légkörbe kerülésének fő forrása az ún. „mocsárgáz” volt). A metánkibocsátás nehezen mérhető, de az igen, hogy koncentrációja a légkörben rohamosan emelkedik, 1750-től 2000-ig nagyjából a kétszeresére nőtt, és jelenleg is nő, évente átlag 1%-kal. Ebben a természetes kibocsátások mellett a földművelés, és azon belül a növekvő műtrágya-felhasználás játssza a fő szerepet. Mivel az örökfagyterületeken az aktív réteg felengedésekor, vagy termokarsztos jelenségek hatására gyakran képződtek tavak, és a tófenéken leülepedő szervesanyagok pedig anaerob körülmények között metánt termelő baktériumok számára szolgáltak élelemül, több gigatonnányi metán halmozódott fel, ami mostanában az olvadás hatására felszabadul és robbanásszerűen a levegőbe kerülve rendkívüli mértékben – a legpezzisztább előrejelzéseket is jócskán meghaladóan – felgyorsítja a globális felmelegedést; a metán hatása ebből a szempontból nézve a szén-dioxidnak 23-szorosa! Maga a metán felszabadulása is néha egészen különleges formában játszódik. Megfigyeltek már olyan gigantikus metánkitöréseket is, amelyek találóan a vulkánosság „forrópontjaihoz” hasonlíthatók; az ilyen kitöréseknél a gáz olyan gyorsan buzog, hogy ott a felszín még a leghidegebb télen sem fagy be (WALTER, K. et al. 2002, 2006, 2007; KOUŠHIK, D. et al. 2006).

Az „*időzített bomba*” kifejezés magyarázata tehát abban rejlik, hogy ez egy *önmagát gyorsító folyamat: minél több örökfagy olvad fel, annál több gáz szabadul ki, miáltal felgyorsul a globális felmelegedés, aminek következtében még több állandóan fagyott olvad fel*, és így tovább... A blikkfangos kifejezés egyébként a jelenséget évek óta vizsgáló orosz-amerikai kutatócsoport egyik tagjának, WALTER, K.-nek (University of Alaska, Fairbanks) a „találmánya”, és BORENSTEIN, S. tette ismertté egy az Associated Press hírügynökség által 2006. szeptember 7-én „Scientists Find New Global Warming 'Time Bomb'” címmel közzétett, a Nature-ben aznap megjelent, a permafrost metángáz-kibocsátásával foglalkozó tudományos közleményen alapuló ismeretterjesztő írásával.

Veszélyforrást jelentenek a hatalmas tőzegmezők, tőzegmohalápok is. Az éghajlat felmelegedése ugyanis – az eddigi tényezőkkel némileg ellentétben – a tőzeg esetében inkább kiszáradást eredményezhet, a nagy tömegű kiszáradó szervesanyag aerob bomlása pedig újabb üvegházgázokat „termel”. További hatásai az éghajlatváltozásnak az olvadás következtében megnövekedett lefolyás, valamint a felerősödött lejtőleöblítés. Mindkét folyamat eredménye a vízfolyások feldúsulása szerves anyagokban, az azok bomlása során keletkező gázok pedig ismét csak a légkörben kötnek ki.

A változások a szubarktikus övezetet uraló egyik legnagyobb földi ökoszisztémára, a tajgára is törvényszerűen kiterjednek. Ez természetesen külön tanulmányt érdemelne, itt csak arra lehet utalni, hogy a tajgaövezet eltolódása nemcsak rendkívüli és messzire ható tájváltozást jelent, hanem ugyancsak befolyást gyakorolhat a globális éghajlati rendszerre, egyrészt a benne tárolt óriási tömegű szén miatt, másrészt az albedó megváltozása következtében (OHATA, T. 1996). Az észak felé „vándorló” tajga ugyanis csökkenti a földi albedót, tekintettel arra, hogy az erdő a korábbi hóborította tundrák irányába terjeszkedik. Márpedig itt is belép egy öngerjesztő visszacsatolási mechanizmus: a felmelegedés hatására csökken a hóval és jéggel borított terület, aminek következtében a Föld kevesebb energiát ver vissza a világűrbe és légköre több sugárzást nyel el, tehát még jobban felmelegszik, ami azzal jár, hogy még jobban csökken a hó- és jégmennyiség, és így tovább...

Az örökfagy korábban már említett nagy jégtartalma is további veszélyt jelent hosszú távon, ugyanis szénhidrogén-vegyületek az örökfagy mélyebben fekvő jégszerű struktúráiban klatrátok formájában is felhalmozódhattak. A *klatrátok* (zárványvegyületek) esetében az egyik molekulatípus (a vendég) a másik molekulatípus (a gazda) kristályrácsába épül be, mondhatjuk az egyik vegyület vagy elem kis molekulái a másik anyag kristályrácsának üregeibe vannak bezárva, de kémiai kötés létrejötte nélkül (tehát valójában nem alkotnak vegyületet). Néhány szénhidrogén képes ilyen zárványvegyületet alkotni a vízzel azáltal, hogy

beépül a nyílt jég szerkezetének üregeibe. Az olvadás következtében ezek a „csapdába esett” vagy inkább „kalitkába zárt” szénhidrogéngázok is a légkörbe kerülnek, tovább fokozva az üvegházhatást.

Zárszóként összefoglalóan tehát elmondható, hogy *az örökfagy olvadása nemcsak következménye, hanem egyidejűleg egyik oka is a globális felmelegedésnek és környezetváltozásnak.*

Irodalom

- BARTHOLY J. – PONGRÁCZ R. – BARCZA Z. – HASZPRA L. – GELYBÓ GY. – KERN A. – HIDY D. – TORMA CS. – HUNYADY A. – KARDOS P. (2007) A klímaváltozás regionális hatásai: a jelenlegi állapot és a várható tendenciák. – Földrajzi Közlemények, 131, 4, pp. 257-269.
- COOPER, L. W. szerk. (2006) Proceedings of a Workshop on Facilitating U.S. – Russian Environmental Change Research in the Russian Arctic. Marine Ecology and Biogeochemistry Group, University of Tennessee, Knoxville, 71 p.
- DUCHKOV, A. D. (2006) Characteristics of permafrost in Siberia – In: LOMBARDI, S. – ALTUNINA, L. K. – BEAUBIEN, S. E. eds. Advances in the geological storage of carbon dioxide. Springer, pp. 81–91.
- GÁBRIS Gy. (2007) Földfelszín és éghajlat. ELTE Eötvös Kiadó, 225 p.
- KOUSHIK, D. – SCHUUR, E. A. G. – NEFF, J. C. – ZIMOV, S. A. (2006) Potential carbon release from permafrost soils of Northeastern Siberia. Global Change Biology, 12, 12. pp. 2336–2351.
- OHATA, T. (1996) Snow cover and Permafrost. – In: HANDA, N. ed. Global warming from atmospheric hydrospheric science perspective. The University of Nagoya Press, pp. 227-240.
- RAKONCZAI J. é.n.: Globális környezeti problémák. Lazi Kiadó, Szeged, 191 p.
- SZÉKELY A. (1978) A Szovjetunió I. Gondolat Kiadó, 560 p.
- WALTER, K. M. – CHAPIN F. S. – WHITE, D. M. – ZIMOV S. A. (2002) Stratification of thermokarst lakes in NE Siberia based on diffusive CH₄ emissions. Abstracts of 2002 ARCSS All-Hands Workshop, Seattle
- WALTER, K. M. – ZIMOV, S. A. – CHANTON, J. P. – VERBYLA, D. – CHAPIN F. S. (2006) Methane bubbling from Siberian thaw lakes as a positive feedback to climate warming. Nature, 443, pp. 71–75.
- WALTER, K. M. – EDWARDS, M. E. – GROSSE, G. – ZIMOV, S. A. – CHAPIN, F. S. (2007) Thermokarst lakes as a source of atmospheric CH₄ during the last deglaciation. Science 318, pp. 633–636.
- WASHBURN, A. L. (1979) Geocryology. A Survey of periglacial processes and environments. Edward Arnold, London
- ZIMOV, S. A. – VOROPAEV, Y. V. – SEMILETOV, I. P. – DAVIDOV, S. P. – PROSIANNIKOV, S. F. – CHAPIN, F. S. – CHAPIN, M. C. – TRUMBORE, S. – TYLER, S. (1997) North Siberian lakes: a methane source fueled by Pleistocene carbon. Science, 277, pp. 800-802.
- ZIMOV, S. A. – SCHUUR, E. A. G. – CHAPIN, F. S. (2006) Permafrost and the Global Carbon Budget. Science, 312, pp. 1612-1613.

Zagyvai Gergely¹ – Dr. Berki Imre²

Felhagyott agrárterületek felszínborítási típusai cserhádi mintaterületen

Abstract

In the last decades in Hungary the ratio of abandoned agricultural lands is significantly increased. It became necessary to develop a land-use typology system, which takes into account the succession stage of abandoned areas with different origin and enables the forestal, nature conservational and environmental prognostication and make management proposals.

To establish the land-use typology system, the survey area of Cserhát is suitable, because here quite a lot and diverse abandoned areas can be found from different origin and various age. In the future is necessary to adapt the land use typology system based on the survey results in Cserhát and other landscapes on national level, then for the Carpathian-Basin.

1. Felhagyott területek kialakulása

Magyarországon a 20. század utolsó évtizedeitől, de különösen a termőföldek magánosításának időszakától növekszik a felhagyott agrár területek aránya. Ez alól a folyamat alól egyik fő művelési ág sem jelent kivételt, megfigyelhető a parlagosodás az egykori szántó, kaszáló, legelő, szőlő és gyümölcsös területeken egyaránt.

A történelem során az egykor már művelt területek felhagyása többféle okból következhetett be. A legelőváltó és nyomásos gazdálkodás időszakában, a tervszerűen, ciklikusan pihentetett szántóföldi parcellákat ugarnak nevezték. A régebbi korok gazdálkodási színvonalának, a mezőgazdaságból élő társadalmi rétegek túlsúlyának és földigényének köszönhetően, stabil vagy növekvő népesség esetén a művelési ágak aránya átrendeződhetett, de összesített részesedése a használatba nem vett területekhez képest szinte sohasem csökkent. Az agrárterületek arányának időszakos csökkenéséhez a népesség katasztrófaszerű események hatására történő elpusztulása vagy elvándorlása vezetett.

A 20. század második felétől, a falvak társadalmi viszonyainak és a lakók gazdálkodási szokásainak átalakulása, a falusi népesség elöregedése indította el a földek felhagyásának folyamatát, melynek első helyszínei jellemzően az extenzív gazdálkodású, gépi művelésre kevésbé alkalmas területek voltak. A termelőszövetkezetek és állami gazdaságok sok olyan földet is megműveltek, amelyek anyagilag ráfizetésesek voltak. A termőföldek privatizációját követően a magánkézbe került területeken a tulajdonosok jelentős hányada nem akarta vagy nem tudta folytatni a művelést. Ezeken a parlagokon megindult a szukcesszió, mely többek között az eltérő ökológiai tényezők, a felhagyástól eltelt időszak, a megelőző művelési ág valamint a környező vegetáció függvényében különböző stádiumba jutott napjainkra.

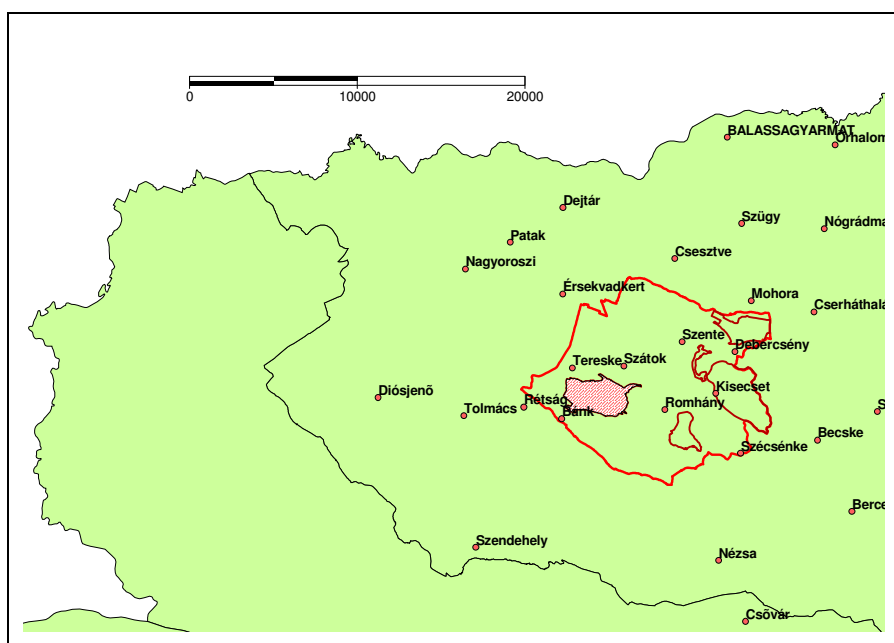
2. Célok, anyag és módszer

A jelenség vizsgálatához a cserhádi, dombsági mintaterület kiválasztását az itteni parlagterületek országos átlaghoz képest is magas aránya és a változatos felszínborítási és

¹ Zagyvai Gergely *Nyugat – Magyarországi Egyetem, Környezet és Földtudományi Intézet, Sopron*
E-mail: zagyvai@emk.nyme.hu

² Dr. Berki Imre *Nyugat – Magyarországi Egyetem, Környezet és Földtudományi Intézet, Sopron*
E-mail: iberki@emk.nyme.hu

földhasználati viszonyok indokolták. A mintaterület kiterjedése 114 km², melyen belül az eltérő felszínborítási kompozíciók alapján öt jellegzetes és részletes térképezésre alkalmas részterületet jelöltünk ki, melyek a teljes terület 20%-át teszik ki (1. ábra). Vizsgálatunk célja annak megállapítása, hogy a különböző művelési ágú és eltérő termőhelyű felhagyott parcellákon mely cserje- és fafajok válnak dominánssá, milyen tényezők határozzák meg a különböző szukcessziós fejlődési utakat és milyen fajok utalnak a várható eltérő klimax társulásra. Célunk továbbá a parlagokon különösen jellemző invazív fajok elterjedésének feltérképezése is. Szükségessé vált a fenti célokban megfogalmazott információk táji léptékű megjelenítése és vizsgálata, úgy hogy a használt felszínborítási kategória rendszer utaljon a megelőző földhasználatra, a szukcesszió fázisára és a természetességre. Ezen szempontok fényében megvizsgáltuk, az eddig használatos felszínborítási kategória- és térképezési rendszereket és a tapasztalatoknak megfelelően megkíséreltünk kialakítani saját, a mintaterületre alkalmazható típusainkat.



1. ábra. A cserhádi mintaterület és a részletesen térképezett területek elhelyezkedése (a sraffozott részterület felszínborítási típusainak térképe a 2. ábrán látható)

3. A különböző térképezések felszínborítási kategóriái

A földhivatali kategória rendszer a következő művelési ágakat ismeri: szántó, rét, legelő, szőlő, kert, gyümölcsös, nádas, erdő, fásított terület, halastó, művelés alól kivett terület. A legelő és rét művelési ágból alakították ki később a gyepek kategóriát. Ezen egyszerű művelési ág kategóriarendszer kialakításánál a szakigazgatási és földhasználati szempontok domináltak. Ennek megfelelően szántóként tartják nyilván az „ideiglenesen” parlagon fekvő parcellákat is, valamint gyepeknek (legelőnek) minősülnek azok a füves területek, melyeken nem folyik legeltetés, de más mezőgazdasági tevékenység sem. Ezt a területhasználat rendszert követi, kiegészülve a védett területek feltüntetésével a „Magyarország kistájainak katasztere” is (MAROSI S. – SOMOGYI S. 1991).

Magyarországon a 18. század végi jozefiánus felmérés óta beszélhetünk módszeres, az egész országra kiterjedő térképezésről. Mintaterületünkön az I. katonai felmérésen

elkülöníthető kategóriák a következők: 1) szántóföld, száraz gyepek, parlag; 2) erdő; 3) nedves gyepek, vizenyős terület; 4) szőlő; 5) település; 6) állóvíz. A szántóföldek és száraz gyepek a vizsgált térképszelvényeken egy színnel szerepelnek, csak a nedves gyepeket jelöli sárgásbarna színezés. A parlagok ebbe a kategóriába sorolását a nyomásos gazdálkodási forma korabeli használata indokolja. A 19. század középső időszakában készített II. katonai felmérésnél a száraz gyepek már elválnak a szántóktól és cserjés, fás legelőket, kaszálókat is megfigyelhetünk. Ebben az esetben a fás legelő nem a szukcesszió előrehaladtára, hanem a hagyományos, extenzív állattartás által kialakított tájhasználatra utal.

Az 1920-as évektől napjainkig csaknem minden évtizedből rendelkezésünkre állnak katonai vagy polgári topográfiai térképek. Az 1950-es évek elejétől a katonai térképek készítéséhez és később a polgári térképészetben is felhasználtak légifényképeket. Az így készített térképszelvényeken a gyepeken található cserjéseket, bozótosokat, elszórt fákat piktogramok jelölik és ezek utalhatnak az akkori fás szukcesszióra is. Fontos megjegyezni, hogy a legutolsó topográfiai térképek szelvényeinek a megújítása történt 1992, 1993-ban, ami a tapasztalatok szerint nem jelenti a változások pontos nyomon követését, így ezeken a térképeken sok tekintetben még az 1970-es 1980-as évek szocialista mezőgazdaságára jellemző viszonyok tükröződnek.

Az EU tagországi az 1980-as évektől kezdték meg a CORINE Land Cover projektet, azzal a céllal, hogy egységes és aktuális felszínborítási térképpel rendelkezzenek. A program 1:100 000 méretarányban készült, magyarországi adatbázisa 1990 körüli állapotokat tükröz. 1998/99-es SPOT-4 műholdfelvételek alapján készítették el Magyarország területére a nemzeti területfejlesztési és környezetvédelmi céljainkhoz alakított, jobb felbontású CLC 1:50 000 léptékű adatbázist. A CORINE Land Cover osztályozás, eltérően a szigorú cönológiai térképezésektől minden felszínborítás besorolására alkalmas. Ez a térkép nagyobb felbontásának köszönhetően korlátozottan bár, de alkalmazható jelen kutatásunk céljaira. Eltérő részletességgel, de mindkét léptékű CLC térképezés kategóriái között megtalálhatjuk azokat az egységeket, melyek szinte bizonyosan vagy jó eséllyel felhagyott területnek minősülhetnek. A CLC 100 térképen ide tartozik az „átmeneti erdős-cserjés területek (3.2.4.)” kategória. A CLC 50 esetében ezek a következők: természetes gyepek fákkal és cserjékkel (3.2.1.2.) spontán cserjésedő - erdősödő területek (3.2.4.3.) (3. ábra), intenzív legelők és erősen degradált gyepek fákkal és bokrokkal (2.3.1.2.)³. Ez utóbbi kategória azt is jelenti, hogy a CLC elsősorban méretaránya miatt kénytelen összevonni intenzíven használt és valószínűleg felhagyott használatú területeket. A fás szárú növényzettel nem rendelkező vagy kis méretű elszórt parlagok a többi felszínborítási kategóriában jelennek meg.

A CLC 50 kategóriái között több esetben megjelennek a „természetes”, „intenzív”, „degradált” jelzők, valamint megtörténik az ültetvényszerű és természetes erdők szétválasztása, így korlátozott mértékben de következtethetünk az élőhelyek egy részének hemeróbia szintjére is. A CLC 50 kategóriákhoz rendelt természetességi és használati intenzitási számok segítségével mód nyílik az egyes felszínborítási egységek pontosabb összehasonlítására is (KONKOLYNÉ GYURÓ É. - NAGY D. 2005).

Az ÁNÉR kategória rendszerének megalkotásánál is szempont volt a magyar viszonyokra való alkalmazhatóság. Ez az osztályozás botanikai szempontú, a Corine térképek rendszerénél jóval részletesebb és ezért könnyen használható, elhatárolható kategóriákból áll (FEKETE G. et al. 1997).

A MÉTA felmérés kategória rendszere a természetes, féltermészetes ÁNÉR osztályok bővítésén, frissítésén alapszik. A MÉTA hatszögek adatait a korábbi élőhely térképekkel és a mintaterületen tapasztaltakkal összevetve rendkívül értékes elemzési lehetőséghez jutunk. Cserhádi vizsgálati területünk kétharmad részére rendelkezünk részletes MÉTA adatokkal. A

³ <http://www.fomi.hu/corine/>

térképezés élőhelykategóriái közül az alábbiak hozhatók fedésbe részben vagy teljesen azokkal az élőhelyekkel, amelyeken a mi terepi vizsgálataink szerint, a felhagyás utáni szukcessziós folyamatok még nem fejeződtek be: jellegtelen üde gyepek és magaskórósok OB, jellegtelen száraz vagy félszáraz gyepek és magaskórósok OC, üde cserjések P2a, galagonyás – kökényes – borókás cserjések P2b (3. ábra), veres csenkeszes hegyi rétek E2, kötött talajú sztyepprétek (löss, agyag, nem köves lejtőhordalék, tufák) H5a, lejtőgyepek egyéb kemény kőzeten H3a, félszáraz irtásrétek, száraz magaskórósok és erdőssztyepppek H4, nem tőzegképző nádasok, gyékényesek és tavikákások B1a (BÖLÖNI J. et al. 2003).

4. Felhagyott területek kategóriarendszere

A terepi felvételezéseink előrehaladtával lehetővé vált egy olyan felszínborítási kategória rendszer kialakítása, mely a kutatás céljainak megfelelő szempontokat egyesíti magában (2. ábra). A felhagyott területeknél az osztályozás fő szempontjai: a megelőző földhasználat, a szukcesszió fázisa és a természetesség. A cserhádi mintaterületre alkalmazandó előzetes felszínborítási típusok az alábbiakban láthatók.

1. Beépített terület

1. 1. Település
1. 2. Ipari terület

2. Felszíni bánya

2. 1. Működő felszíni bánya
2. 2. Gyomos, felhagyott bányaudvar
2. 3. Cserjés, felhagyott bányaudvar

3. Szántó és parlagjai

3. 1. Szántó
3. 2. Szántóparlag döntően nem invazív, idegenhonos gyomokkal
3. 3. Szántóparlag döntően invazív, idegenhonos gyomokkal
3. 4. Szántóparlag honos fászfűakkal
3. 5. Szántóparlag honos és invazív, idegenhonos fászfűakkal
3. 6. Döntően honos fafajokkal erdőződő szántóparlag
3. 7. Döntően invazív, idegenhonos fafajokkal erdőződő szántóparlag

4. Gyepek és parlagjai

4. 1. Legelő
4. 2. Kaszáló
4. 3. Legelőparlag döntően honos gyomokkal
4. 4. Legelőparlag döntően invazív, idegenhonos gyomokkal
4. 5. Legelőparlag honos fászfűakkal
4. 6. Legelőparlag invazív, idegenhonos és honos fászfűakkal

4. 7. Kaszálóparlag döntően honos gyomokkal
4. 8. Kaszálóparlag döntően invazív, idegenhonos gyomokkal
4. 9. Kaszálóparlag honos fászfűakkal
4. 10. Kaszálóparlag invazív, idegenhonos és honos fászfűakkal
4. 11. Döntően honos fafajokkal erdőződő gyepparlag
4. 12. Döntően invazív, idegenhonos fafajokkal erdőződő gyepparlag

5. Gyepes gyümölcsös és parlagjai

5. 1. Gyepes gyümölcsös
5. 2. Felhagyott, döntően honos fafajokkal erdőződő gyepes gyümölcsös
5. 3. Felhagyott, döntően invazív, idegenhonos fafajokkal erdőződő gyepes gyümölcsös

6. Nagyüzemi gyümölcsös és parlagjai

6. 1. Nagyüzemi gyümölcsös
6. 2. Felhagyott nagyüzemi gyümölcsös döntően honos gyomokkal
6. 3. Felhagyott nagyüzemi gyümölcsös döntően invazív, idegenhonos gyomokkal
6. 4. Döntően honos fafajokkal erdőződő nagyüzemi gyümölcsös
6. 5. Döntően invazív, idegenhonos fafajokkal erdőződő nagyüzemi gyümölcsös

7. Szőlők, bogyósok és parlagjai

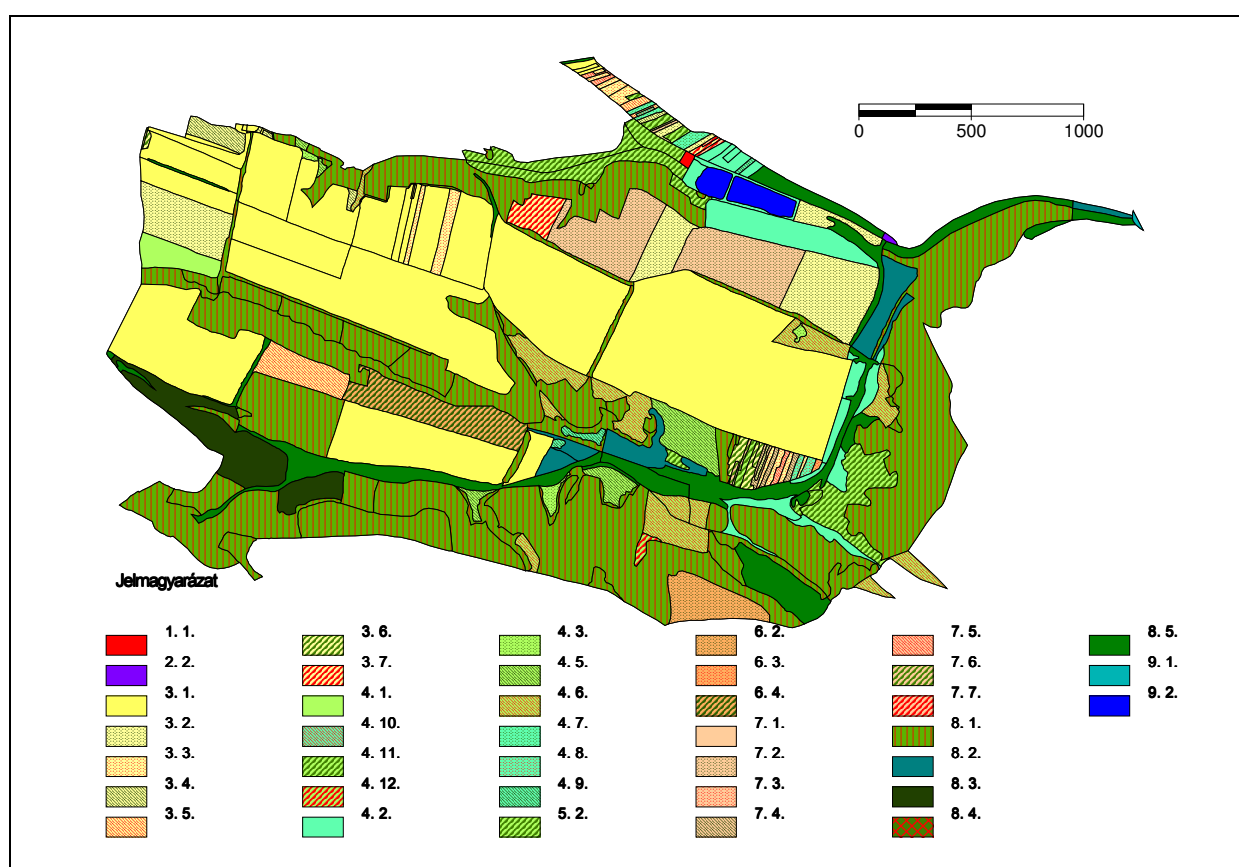
7. 1. Szőlő, bogyósok
7. 2. Szőlő- és bogyósparlag döntően honos gyomokkal
7. 3. Szőlő- és bogyósparlag döntően invazív, idegenhonos gyomokkal
7. 4. Szőlő- és bogyósparlag honos fásszárúakkal
7. 5. Szőlő- és bogyósparlag invazív, idegenhonos és honos fásszárúakkal
7. 6. Döntően honos fafajokkal erdősödő szőlő- és bogyósparlag
7. 7. Döntően invazív, idegenhonos fafajokkal erdősödő szőlő- és bogyósparlag

8. Erdők

8. 1. Akácos és egyéb invazív fajokból álló erdő
8. 2. Nemesnyaras
8. 3. Fenyőültetvény
8. 4. Honos és invazív, idegenhonos fafajokból álló vegyes erdő
8. 5. Természetközeli erdő

9. Vízi-mocsári élőhelyek

9. 1. Vízi makrofiták dominálta terület
9. 2. Nyílt vízfelület



2. ábra. Egy kiválasztott részterület felszínborítási típusainak térképe

Kategóriáink kialakításában egyrészt igyekeztünk kifejezni a növényzet eltérő természetességi állapotát és ezzel részben összefüggésben azt is, hogy az illető terület egységen a honos vagy az idegenhonos invazív növények részaránya-e a döntő.

A kategóriák kialakításának másik fő szempontja, hogy rögzítsük a felhagyott területek szukcessziós folyamata során hosszú ideig fennálló vegetációs stádiumokat. Ennek megfelelően lényegesnek tartjuk a parlagszukcesszió kezdeti szakaszára jellemző gyomos fázist, amit annak alapján különítettünk el, hogy invazív vagy nem invazív lágyszárúak döntőek bennük. Még a legelők, sőt a kaszálók felhagyása után is gyomos szakasz következik, ami főleg akkor tart igen hosszú ideig, ha a termőhely viszonylag száraz, és ha az invazív

gyomok jutnak uralomra bennük. A következő stádium az, amikor a parlagon már megjelennek a honos vagy az invazív fásszárúak, de még a gyepes rész borítása az uralkodó. A szukcesszió klimax közeli szakaszában előbb – utóbb meghaladja a fásszárúak borítása az 50%-ot, így ez már az erdősödés folyamata. Elsősorban természetvédelmi szempontból nem mindegy, hogy honos, vagy invazív fafajokból álló erdő alakul ki az egykori különböző művelési ágak területén.



3. ábra. Erdősödő, cserjésedő szőlőparlagok

Köszönetnyilvánítás

Ezúton köszönjük az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet munkatársainak segítségét a MÉTA adatok közrebocsátásáért. Köszönettel tartozunk Kovács Tibornak, Bölöni Jánosnak, Illyés Eszternek, Kun Andrásnak és Tímár Gábornak, a MÉTA felmérés azon részvevőinek, akik mintaterületünkön gyűjtöttek adatokat.

Irodalom

- BÖLÖNI J. – KUN A. – MOLNÁR ZS. (2003) Élőhelyismereti Útmutató 2.0. MÉTA program anyag, MTA-ÖBKI, - Kézirat, Vácrátót
- FEKETE G. – MOLNÁR ZS. – HORVÁTH F. szerk. (1997) Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer II.: Magyarországi élőhelyek. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest
- KONKOLYNÉ GYURÓ É. - NAGY D. (2005) „Táj- és természetvédelmi tervek rendszere” Modellterv a Zempléni-hegység térségére. Konkoly Mérnöki Iroda, Budapest
- MAROSI S. – SOMOGYI S. szerk (1991) Magyarország kistájainak katasztere I.-II. köt. MTA FKI, Budapest.
- ³<http://www.fomi.hu/corine/>

Csengeri Erzsébet¹

Rurális települések sorsa a gazdasági szektorok alakulása tükrében

Abstract

The change of ecosystems is mainly influenced by the material handling activity of man. This is particularly accentuated in an area sensitive in other respects as well, where a couple of decades ago man still fought hardly for a farming as efficient as possible on this extensive area with saline, bad quality soils. A characteristic feature of Hortobágy is that it represents a well-delimited natural unit from both botanical and zoological and hydrographic respects, which preserves several cultural features. I will present the environment-modifying activity of man mainly after the industrial revolution on the example of communities with large agricultural lands.

Due to the social and economic changes brought about by the political change the communities with dominance of agriculture got into more and more unfavourable conditions which resulted in depopulation and the discontinuation of land use forms, and thus, a new change of environment. From a demographic point of view, Hortobágy can be divided into two main parts, the core village centre where 65% of the population lives and the farm centres lying in a radius of 3 to 10 km, which used to be centres of the former Hortobágy State Farm. By now, these communities partly became depopulated, partly became parts of Hortobágy. All these communities are characterised by aging of the population due to the lack of economic income. In respect of farming, the tendency of shifting from the earlier intensive activities to extensive ones is typical. Plants are produced only in areas with good quality soils which fulfills only the need for feeds. Mainly the breeding of indigenous breeds is preferred for rehabilitation of the original state of vegetation on the ploughed areas.

1. Bevezetés

Miután a társadalom egyre meghatározóbb szerepet játszik az ökoszisztémák anyagcseréjében, az ökológiában szükségszerűen előtérbe került az ember, mint kulcsfaj tevékenységének, anyagmozgatásának, vagyis a társadalom anyagcseréjének kutatása. Ebben, pedig a helyi közösségek demográfiája, gazdasága, kultúrája, szociológiája, politikai és hatalmi szerkezete és működése a meghatározó.

Célkitűzésem az ember, mint kulcsfaj ökoszisztémákra való hatásának bemutatása Hortobágyi települések példáján. A bemutatni kívánt vidéki településeken, elsősorban a mezőgazdaság szerepének változását elemzem a települések demográfiai alakulásainak szemszögéből.

A második világháború előtt Magyarországon a falu, vagyis a vidék népessége döntően mezőgazdálkodásból élt. Az iparszerű szocialista nagyüzem, majd a kényszerű háztáji integrációs rendszer hatására mára a mezőgazdaság, ipar és szolgáltatás részaránya nagyjából azonos mértékben harmadolja a falusi munkát és megélhetést. A kilencvenes évek első felében országsszerte 7,2 ember hagyta el végleg faluját. A nagyüzemek, és a háztáji integráció megváltoztatta a szocialista vidékgazdaságot, felgyorsítva a fejlődő falvak látványos átalakulását. A rendszerváltás felbomlasztotta a nagyüzemeket, a háztáji integrációs rendszert,

¹ Csengeri Erzsébet *Tessedik Sámuel Főiskola MVKFK, Szarvas* E-mail: csengeri.erszebet@mvk.tsf.hu

felszámolta a vidéki ipart. Ez a folyamat néhány év alatt rendkívüli mértékre növelte a falusi munkanélküliséget (OLÁH J. 2006).

Hortobágy Magyarország legnagyobb pusztája, neve és híre messze túlszállt az ország határain. A névadó település a kő- és bronzkorszakban lakott település volt, de a név eredete az Árpád korban gyökerezik. Az 1200-as évekből származó adatok szerint ilyen nevű helységek voltak itt: Bágy, Hort, Ohat, Zám, Máta, Papegyháza, Csécs, Bodajcs. Később e kis településeket egységes átfogó névvel Hortobágyként emlegették. A település a legtágabb határu, sajátos településszerkezettel rendelkezik. A jelenlegi lakosság 61%-a a községközpontban, míg 39%-a külterületi településeken él. Távolságuk a központtól 3-10 km. Ma a község az 1973-ban alakult Hortobágyi Nemzeti Park közepén található.

A gazdálkodás szervezett formája 1948-ban indult meg a Hortobágyi Állami Gazdaság Nemzeti Vállalat névvel. Ezt megelőzően is folyt gazdálkodás ezen a területen. Pl. 1909-ben 52 248 állat után fizettek fűbért, ez számos állatra számolva 20 062 darab.

Az első jelentős változást Hortobágy életében, ami főként a mezőgazdálkodást érintette a Tisza szabályozása volt. E folyamat eredményeként egyre uralkodóbbá vált az aszály és komolyan veszélyeztette a pusztát állattartó képességét. A kilencszázas évek elején, már öntözés és melioráció nélkül nem volt kivitelezhető a gazdálkodás, ennek eredményeképp az itt élő parasztság tömegesen hagyta el a vidéket.

Megoldást erre a problémára csak a 1960-as évek szocialista gazdálkodás megteremtése jelentett, melyet a fent említett Állami gazdaság képviselt első körben, majd a legkülönbözőbb gazdasági és szervezeti formában működő állami gazdaságok tevékenykedtek e területen. Az 1960-as év végén egy földművelésügyi miniszteri utasítás elrendelte a területen működő gazdaságok egyesítését Hortobágyi Állami Gazdaság néven. Így jött létre a gazdaság az Elepi Állami Gazdaság, Borsósi Állami Gazdaság, Árkusi Állami Gazdaság, Hortobágyi Halgazdaság, Ohati Állami Gazdaság, Tiszafüredi Állami Gazdaság összevonásából (SZEIFERT I. 1969). Ez a nagyüzemi gazdálkodási forma jellemző az 1970-es évekre, majd a nyolcvanas években kialakult lappangó válság és az ezt követő rendszerváltás, felbomlasztotta a nagyüzemet és a kényszerből létrehozott háztáji integrációs rendszert, teljesen felszámolva ezzel a vidék fő iparágát. Mindez a folyamat néhány év alatt rendkívüli mértékre növelte a falusi munkanélküliséget, majd az izoláltabb falvak elnéptelenedéséhez vezetett. Kardinális kérdésként merül fel, vajon mi lehet a megoldás a tipikusan vidéki és tipikusan mezőgazdálkodási beállítottságú magyar falvaknak, a kiút ebből az útvesztőből. Munkámmal igyekszem ezt a kérdéskört részletesebben feltárni, továbbá közelebb lépni a megoldási lehetőségekhez.

2. Anyag és módszer

A településeken személyesen gyűjtöttem a demográfiai és gazdasági adatokat. A szükséges adatokat a saját gyűjtésen túl a Központi Statisztikai Hivataltól és a T-STAR adatbázisból gyűjtöttem. A demográfiai mutatók a Clock vidékindex paraméterei alapján határozom meg, melyek megmutatják a település jövőbeni fejlődési irányát. A vizsgált települések Árkus, Hortobágy-halastó, Kónya, Máta, Szásztelek, Borsós, Kungyörgy, Kuntelek, Várostantya, Malomháza, Faluvégháza, Villongó I, Hortobágy, jellegzetes mezőgazdasági települések, így a több évet átfogó vizsgálatuk érdekes a mezőgazdaság egyre csökkenő népességmegtartó ereje miatt.

A mezőgazdasági szerkezet változásait a medián értékek megadásával illusztrálom a hozzáférhetőség és az évek függvényében. A vizsgálat a különböző mezőgazdasági földhasználatokra, a mezőgazdaságilag hasznosított termőterületek arányainak változásaira, valamint az állatállomány alakulására törekszik.

3. Eredmény és értékelés

A hortobágyi állattartás klasszikus aranykora a XV. századtól a szabadságharcig tartott. Ebben az időszakban a szarvasmarha tartás Magyarország egyik meghatározó bevételi forrása volt és ez évente több mint százezer marha élő exportját jelentette. Ebből a korszakból szinte semmilyen kézzelfogható számadat nem származik, leginkább városi levéltári anyagok utalásai engednek következtetni az állattartás módjára és nagyságrendjére. Ezekből kiderül, hogy szinte kizárólag a szarvasmarha tartása és tenyésztése jelentette a vagyoni erőt. Az állattartás jellemző módjaként az ún. szilaj, vagy ridegtartás említhető, amely azt jelenti, hogy az állomány télen-nyáron a legelőn tartózkodott, és a tenyésztői elképzelések csak kevésbé tudtak érvényesülni a döntően a természetes kiválasztódásra alapuló állományalakulásban. Jelenlegi ismereteink szerint a Hortobágy ekkori képe még nagyban hasonlíthatott az eredeti természetes állapotokhoz (SZEIFERT I. 1969).

Ezen időszak legjellemzőbb történése az egyre belterjesebbé váló gazdálkodás. Debrecen városa a hortobágyi pusztán nagy területeket adott bérbe, ahol szántóföldi gazdálkodásra tértek át (pl. Ohat-puszta). Ebben a korszakban alakultak ki a klasszikus hortobágyi gazdaságok, járások, amelyek a legeltetési állattartás alapjául szolgáltak (Máta mögötti gazdaság, Halasközi gazdaság stb.). Ez a korszak a hortobágyi gyepterületek erőteljes túllegeltetésével jellemezhető, a legelőre kihajtott állatlétszám többszörösen meghaladja a mait, bár az ideálisnak tekintett 1 számosállat/ha sűrűséget soha nem tudta elérni a krónikus zsúfoltság miatt kialakuló betegségek, járványok miatt. Egyre nagyobb szerepet kapott a lótarás, amely az egyre növekvő arányú szántóföldi gazdálkodás igaerő szükségletét volt hivatva kielégíteni. Soha annyi lovat a Hortobágyon nem tartottak, mint a két világháború közötti időszakban (1. táblázat).

Az 1800-as évek végétől a legeltetés különböző módjai és az egyéb jellegű gyephasználat egyik évről a másikra is rendkívül jelentős eltéréseket eredményezhet. Ez a korszak a II. világháború befejezésével ért véget, és ekkor gyorsult fel a mesterséges beavatkozások térhódítása a pusztán, gyökeres változásokat hozva a táj és a vegetáció alakulásában.

A mezőgazdaság szocialista átszervezése kapcsán jöttek létre azok az állami gazdaságok, amelyek az egykori Debrecenhez tartozó területeken működtek. Ezek később a Hortobágyi Állami Gazdaságban egyesültek és így kialakult Magyarország legnagyobb területén gazdálkodó mezőgazdasági nagyüzeme (36.000 ha). A termelést elsősorban az ésszerűtlen belterjesség fokozása jellemezte, amely sokszor természeti értékek károsodásához vezetett. A század elején megkezdődött nagyléptékű tájalakítási munkák vezettek a '70-es évek közepére a hortobágyi pusztá legnagyob mervű átalakításához. Az állattartást a nagytestű fűevők számának csökkenése és a juh, valamint baromfiállomány ugrásszerű növekedése jellemezte (1. táblázat).

1. táblázat. Állatállomány alakulása Hortobágyon

	1756	1870	1880	1910	1960	1970	1980	1990	2000
Szarvasmarha	8.477	13.516	18.723	11.982	2.172	2.615	2.980	2.955	2.681
Disznó	1.063	16.366	49.995	2.609	7.489	7.820	7.905	5.015	1.870
Ló	1.302	3.314	6.774	4.114	630	715	608	520	385
Juh	10.469	30.536	62.366	18.384	31.838	33.200	29.020	14.835	6.485
Összesen	<i>21.311</i>	<i>63.732</i>	<i>137.858</i>	<i>37.089</i>	<i>42.129</i>	<i>44.350</i>	<i>40.513</i>	<i>23.325</i>	<i>11.421</i>

A XVII. század végétől egyre több szántóföldet alakítanak ki, ez egészen az 1960-as évekig folyamatos növekedést mutat. Az 1930-as évektől kezdődően mély fekvésű legelőket is feltörtek, és rizsteleppé alakították. Ezeknek a rizstelepeknek nagy része ma ismét legelőként, vagy kaszálóként szolgál. A hortobágyi pusztá legnagyob mértékű felszántása a

60-70-es évekre datálható, azóta lassan, de folyamatosan növekszik ismét a gyepterületek aránya.

1846-tól kezdődően egyre nagyobb hatással volt a hortobágyi legelőviszonyok alakulására a Tisza szabályozása. Az áradások elmaradása, a csatornázás elsősorban a terület kiszáradását eredményezte, amely a fűhozam nagymértékű csökkenéséhez vezetett. Ezt a feszültséget a későbbiek során öntözéssel próbálták enyhíteni, amely újabb gyepterületek bolygatásához (árasztásos legelő, illetve kaszáló kialakítása) vezetett (2. táblázat).

2. táblázat. Öntözőtelepek és halastavak a Hortobágyon

Öntözőtelepek	Típus	Keleti-főcsatorna (ha)	Nyugati-főcsatorna (ha)	Összesen (ha)
	Algacsöves	3854	785	4639
Felszíni öntözéses	10249	5704	15953	
Egyéb	10557	7117	17675	
Hordozható	1074	-	1074	
Halastavak		2063	4870	6933
Összesen		27797	18476	46274

A kiszáradt puszták termőképességét növelendő halastórendszereket és ahhoz tartozó feltöltő és lecsapoló csatornahálózatokat alakítottak ki. Ezeket elsősorban a mélyebb fekvésű mocsarak, laposok helyén jelölték ki, de a megépített tápcsatornák (Nyugati-főcsatorna) magas vezetőségű jellege miatt akár jobb minőségű telkes földeken is (pl. Derzsi halastó). A halastavak építése a 10-es évektől egészen a 60-as évek végéig tartott és földrészünk egyik legnagyobb mesterséges halastó-rendszere alakult itt ki, több mint 5.000 ha összkiterjedésben.

A második világháború után többféle elgondolás született a Hortobágy jobb hasznosítására. Abban az egyben azonban mindegyik elgondolás megegyezett, hogy az állattenyésztés az egyetlen lehetséges fő irányzat. Ma is a gazdálkodás fő ága. Az ehhez szükséges takarmányt a Hortobágyon feltört területeken termelték meg (SZEIFERT I. 1969).

A hortobágyi talajadottságok ismeretében (réti agyag, szikesek, mezőségi vályog, homokos vályog, öntés jellegű, homok), a növénytermesztés elsősorban az állatállomány, s ezen belül a juhállomány téli takarmányszükségletét kielégítő kukorica, cukorrépa termesztésre rendezkedett be. Az 1960-as években 30 351 hektáron kezdték meg a művelést, melyben a legnagyobb hangsúlyt a tervezett mezőgazdasági profilhoz alakítva legnagyobb részarányt a rét- és legelőgazdálkodás kapta, mintegy kétszeresét képviselte az akkori szántók területének. Ez látszólag olyan nagy terület, amely a melegvérű állatállomány, teljes nyári és téli takarmányozását szükségyszerűen el kell, hogy lássa, a valóság ennél lényegesen rosszabb. A rét-legelőterületek jelentős része ugyanis olyan terület, amely június elejétől teljesen kopár, hasznosításuk kizárólag juhlegelőként lehetséges. Az ilyen tulajdonsággal bíró területek Hortobágy gazdasági területeinek 65%-a.

A terület 22%-án lucernatermelés szintén az állattartás takarmányigényét szolgálta. A termőterület további 5%-án, olyan növények termelése folyt (mák, dohány, szója), amely megfelelő eredményt nem hozhatott. Őszi búza termesztése általában a leggyengébb termőképességű szikes, vagy erősen szikes talajokon történt, intenzív búzafajták alkalmazásával, nagyadagú műtrágyázás mellett.

Szintén a 60-as évek vívmánya a tervszerű erdősítési program, melyek a legelők legmélyebb pontjain húzódoó ún. „laposokon” indult meg (3. táblázat).

A földhasználati tendencia megmaradt az évek során, bár a hasznosítható termőterület egyre csökkent, ami egyrészt a művelés alóli kivonásokkal, másrészt az 1973-ban megalakult Hortobágyi Nemzeti Park terület elvonásával magyarázható.

3. táblázat. Földhasználat alakulása Hortobágyon

Földhasználat	1880	1934	1975	1998
Gyep	89.64	84.73	66.78	75.33
Szántó	0.69	3,30	11.99	3.44
Erdő	0.33	1,30	1.92	1.92
Halastó	0	5.86	14.89	14.89
Terméketlen (szik, mocsár)	9,27	4.81	3.59	3.59
Beépített	0	0	0.60	0.60

A történelmi korok során előbb gyéren, később egyáltalán nem lakott Hortobágyon elsősorban a XX. század elejétől kezdődően egyre több állandó emberi lakóhely (major, állami gazdasági központ, majd maga Hortobágy falu) létesült. Ehhez járult még az egyéb jellegű beépített területek (közutak, vasút) arányának növekedése.

A lakónépeség alakulása ezt követően szorosan követi a gazdasági élet alakulását. Időben korábban az 1960-as, 1970-s években Hortobágy külterületei a tanyatelepülések rendelkeztek nagyobb lakos-számmal. A nyolcvanas években a mezőgazdaság, főként az állattenyésztésből származó fiskális javak lehetővé teszik a parasztság igényeinek növekedését. A lakosság a tanyatelepülésekről Hortobágyra költözött, a jobb infrastrukturális adottságok miatt, foglalkozásukat megtartva. Ekkor érte el Hortobágy és a hozzá tartozó tanyatelepülések összes létszáma a maximumot, ami közel kétezer főt jelentett. Ezt követően az 1990-es években egy lassú csökkenési folyamat kezdődik, ami mai napig is tart. A csökkenési folyamat eredményeképpen a tanyatelepülések vagy összeépültek Hortobággal pl. Borsós, vagy pedig teljesen elnéptelenedtek, mint pl. Várostantya, Malomháza, Faluvégháza, Kuntelek. Jelen pillanatban tíz család alatti létszámmal rendelkezik Kungyörgy és Villongó I., 10 fő feletti családokkal rendelkezik Máta, Kónya, Hortobágy-halastó, Árkus és Szásztelek (EGYEDNÉ KERTÉSZ I. 1999).

Clocke vidékindex paraméterei megmutatják a vidéki népesség dinamikáját. A paraméterek a következő korcsoportos arányokat vizsgálják.

Előregedési arány – ezzel a mutató a 65 év feletti populációhoz mért arányát vizsgálom. Amennyiben ez az arány egyenlő eggyel – egy stagnáló populációról van szó. Ha az arány nagyobb, mint egy, akkor öregedő populációról van szó, ha kisebb, mint egy, úgy a populáció, fiatalodó.

Generáció megújulás arány – a 15 és 19 év közötti korcsoport arányát vizsgálja a 40 és 64 éves korcsoporthoz viszonyítva.

Termékenységi arány – a 0-tól 4 éves populáció nagyságát vizsgálja a szaporodóképes 20-tól 24 éves női populáció nagyságához arányítva. Amennyiben ez egyenlő eggyel a populáció stagnál, amennyiben kisebb, mint egy a populáció termékenysége alacsony, amennyiben nagyobb, mint egy akkor a populáció termékenysége magas.

Ivararány – 100 férfi/nő.

Eltartottak aránya – foglalkoztatási szempontból inaktív generáció, tehát a 15 év alatti, valamint a 64 év feletti korcsoport aránya a foglalkoztatási aktív keresőkhöz viszonyítva, vagyis a 15 és 64 év közötti korcsoport (CLOCK, P. J. 1997) (4. táblázat).

4. táblázat. Falusi népesség demográfiai szerkezete

	1995	2001
Előregedés arány	0,8	0,6
Generáció megújulás arány	0,8	0,9
Termékenység arány	1,3	1,15
Nemek aránya	95	96
Eltartottak arány	0,4	0,44

Eredményként leszögezhető, hogy az országos tendenciával megegyező népességmegőregedés a mezőgazdasági típusú vidéki területekre, így Hortobágyra és a hozzá tartozó tanya-településekre még fokozottabban érvényesül. A hortobágyi települések népességének kor szerinti összetétele a következőképpen alakulnak. 1995-ben a lakosság 21%-a volt gyermekkorú, 67%-a a középkorúak csoportjához (a 15-19 évesekhez) tartozott, 12%-a pedig már betöltötte a 60. életévét. A 2001. éves statisztikai adatok alapján elmondható, hogy a 1995-ös adatban szereplő gyermekkorúak egy része áttevődött a középkorúak csoportjához, viszont ezt a hiányt újabb szaporodás nem fedezte, így a gyermekkorúak 19%-kal képviseltetnek. A középkorúaknál ez a tendencia szintén megfigyelhető, ők 69%-os megoszlásúak. A 60 év feletti populáció 11%. A generáció megújulása jónak mondható, bár ez is lassan közelít az egyhez. A termékenységi arány is romló tendenciát mutat. Az eltartottak aránya a településen jónak mondható, hiszen az aktív keresők aránya túlsúlyban van, és a munkanélküliség nem haladja meg a 10%-ot. Ezek az eredmények azt mutatják, hogy a korábban részben lezajlott elvándorlási folyamat, most egy lassú előregedési folyamattal egészül ki, aminek beláthatatlan következményei lesznek, ezen a sok szempontból is jelentős területen. Ezt a folyamatot is szépen tükrözi a település összlétszámának változása (5. táblázat).

5. táblázat. Lakónépesség alakulása Hortobágyon

Évek	Lakónépesség összesen/fő
1960	1508
1970	1791
1980	1848
1990	1690
2000	1763
2004	1670

4. Összefoglalás

Az ökoszisztémák változását leginkább az ember anyagmozgató tevékenysége befolyásolja. Fontos hangsúlyt kap ez egy egyébként is érzékeny területen, ahol pár tíz éve még kemény küzdelmet folytatott az ember azért, hogy ezt a nagy kiterjedésű, szikes rossz talajú területen minél eredményesebb gazdálkodást valósítson meg. Hortobágy jellemző tulajdonsága, hogy növénytanilag és állattanilag, illetve vízmozgás szempontjából egy jól elhatárolható természetes egységet alkot, mely számos kulturális jegyet őriz.

Az ember környezetalakító tevékenységét főként az ipari forradalom után, a nagyobb mezőgazdasági földekkel rendelkező településeknél mutatom be. A rendszerváltás hozta társadalmi gazdasági változások miatt a mezőgazdasági dominanciájú települések egyre kedvezőtlenebb helyzetbe kerültek, ami elnéptelenedést, valamint a területek hasznosítás nélkül hagyását, s ezzel újabb környezet-átalakulást hozott magával. Demográfiai szempontból Hortobágy két fő részre osztható a belterületi községközpont, ahol a lakosság

65%-a található, valamint a 3-10 km-re lévő tanyaközpontokra, amelyek a hajdani Hortobágyi Állami Gazdaság központjai voltak. Mára ezek a települések részben elnéptelenedtek, részben összeépültek Hortobágyal. Mindegyik településre a népességöregedés jellemző, amely a gazdasági jövedelem hiánya miatt alakult ki. A gazdálkodás tekintetében a korábbi intenzív ágazatok extenzívra való módosítási tendencia jellemző. Növénytermesztést csak a jó talajadottságú területeken végeznek, ami a takarmányigényt elégíti ki. Főként őshonos fajták tenyésztését helyezik előtérbe, a feltört területeken való vegetáció eredeti állapotának visszaállítása érdekében.

Irodalom

- CLOCKE, P. J. (1997) An index of rurality for England and Wales. *Regional Studies* 11, pp. 31-46.
- EGYEDNÉ KERTÉSZ I. (1999) A helyi önkormányzatok hatáskörébe tartozó adók elemzése és ellenőrzése a bevételek alakulása folyamatában Hortobágy Község Önkormányzatának 1991-1998. évi gazdálkodásán és adóztatási gyakorlatán keresztül. Államigazgatási Főiskola, Budapest
- KSH (2004) Egyéni agrárgazdaságok és népsűrűségük. Észak-Alföld, KSH Házinyomda, Debrecen, Szolnok, Nyíregyháza
- OLÁH J. (2006) Környezetgazdálkodás. Tessedik Sámuel Főiskola, Mezőgazdasági Víz- és Környezetgazdálkodási Főiskolai Kar, Szarvas
- SZEIFERT I. (1969) Hortobágyi Állami Gazdaság. Hajdú-Bihar Megyei Lapkiadó Vállalat, Debrecen

Deák Balázs¹ - Török Péter² - Vida Enikő³ - Valkó Orsolya⁴ - Miglécz Tamás⁵ - Déri Eszter⁶ - Lontay László⁷ - Dr. Lengyel Szabolcs⁸ – Dr. Tóthmérész Béla⁹

Tájléptékű gyeprekonstrukció eredményei az Egyek-Pusztakócsi LIFE területen

Abstract

Restoration of grasslands on former arable lands is in the focus of interest since decades, but only a few studies were able to discuss the results of a multiple plot experiment. We studied a directed grassland restoration program which is connected to the rehabilitation works in Egyek-Pusztakócs marshland (Hortobágyi Nemzeti Park, Egyek-Pusztakócs LIFE).

In the last three years (2005 – 2007) we restored 480 ha grassland on former ploughed fields. We sowed seed mixtures of dominant alcalic and loess species (*Festuca pseudovina*, *F. rupicola*, *Poa angustifolia*, *Bromus inermis*) in density of 25kg/ha. Percentage cover and the number of individuals of vascular species were recorded in early June 2006 and 2007. In late June in both years, close to the plots, 10 aboveground phytomass samples (20×20 cm) were collected before cutting. Our results show that the grassland restoration by sowing seed mixtures is a fast and effective technique to restore the former grassy vegetation of ex arable fields. However, to increase the species richness and naturalness of the restored fields sowing seed mixtures of herbaceous species, hay transport from non degraded sites, and/or moderated grazing are needed.

1. Bevezetés

Az intenzív mezőgazdasági művelés, illetve a nagy kiterjedésű tájrendezés, lecsapolások élőhely-átalakító tevékenysége miatt a korábban jellemző élőhelyrendszerek Európa szerte megszűntek (BRADSHAW, A. D. 1983, BAKKER, J. P. 1989). Közösségi szinten az intenzívebbé váló tájhasználat, kiváltképp a természetes ökoszisztémák agrár-ökoszisztémákká alakítása a természetes élőhelyek fajösszetételének megváltozását, diverzitásának csökkenését eredményezte (BUREL, F. et al. 1998, SCHLÄPFER, F. et al. 1999).

Ennek a folyamatnak a visszafordítása leggyakrabban az élőhelyek rehabilitációjával, rekonstrukciójával vihető végbe, melynek célja, az eredeti, kiindulási állapot visszaállítása a jelenkori lehetőségek figyelembe vételével (CLEWELL, A. F. 2000). Cikkünkben egy tájléptékű rehabilitációs programhoz kapcsolódó visszagyepesítési program eredményeit mutatjuk be, mely az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer (HNP) területén, Európai Unió (LIFE) támogatással folyik. Munkánk jelentőségét növeli, hogy ilyen léptékű, az egész tájra kiterjedő rehabilitációs program igen kevés van Európában (PERNER, J. – MALT, S. 2003)

¹ Deák Balázs Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Debrecen E-mail: deakb@hnp.hu

² Török Péter Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék, Debrecen E-mail: edulis@freemail.hu

³ Vida Enikő Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék, Debrecen

⁴ Valkó Orsolya Debreceni Egyetem, Növénytan Tanszék, Debrecen

⁵ Miglécz Tamás

⁶ Déri Eszter Debreceni Egyetem, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék, Debrecen

⁷ Lontay László Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Debrecen E-mail: lontay@hnp.hu

⁸ Dr. Lengyel Szabolcs Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék, Debrecen, E-mail: szabolcs@delfin.unideb.hu

⁹ Dr. Tóthmérész Béla Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék, Debrecen, E-mail: tothmerb@delfin.klte.hu

2. Anyag és módszer

2.1. A mintaterület jellemzése és története

Az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer a Nagykunság keleti peremén (EOV 790600; 249800), Tiszafüred és Egyek községek közigazgatási határában elhelyezkedő, mintegy 4000 ha-os terület. Az 1973 óta a Hortobágyi Nemzeti Park (HNP) részét képező Ramsari- és Natura 2000 terület, Fontos Madárélőhely (IBA) valamint a Világörökség része. Domborzata sokkal változatosabb, mint a tőle keletre elterülő Hortobágyé. Átlagos tengerszint feletti magassága 88-92 m. Az éves középhőmérséklet 9,5 °C, a csapadék évi összege 550 mm. A csapadékmaximum júniusban van (80 mm) (PÉCSI M. 1989). A magasabb térszíneken jellemző löszös üledéken főként mezőségi talajok alakultak ki, míg az övzátányok közötti mélyebb fekvésű részeken szikes és szikesedő agyagos réti talajtípusok dominálnak (GÖRI SZ. 2001).

A terület legmélyebben fekvő részein nagy kiterjedésű mozaikos szikes mocsarak helyezkednek el, melyeket számos társulás (*Bolboschoeno-Phragmitetum*, *Schoenoplectetum tabernaemontani*, *Typhetum latifoliae*, *Typhetum angustifoliae*, *Bolboschoenetum maritimi*, *Glycerietum maximae*, *Galio palustris - Caricetum ripariae*) alkot. A mocsarak környékén a magasabb térszín felé haladva szikes rétzóna húzódik (*Agrostio stoloniferae-Alopecuretum pratensis*, *Agrostio stoloniferae-Glycerietum pedicellatae*, *Agrostio stoloniferae-Beckmannietum eruciformis*, *Eleochari-Alopecuretum geniculati*), majd nagy kiterjedésű szikes pusztai gyepeket találhatunk (*Achilleo setaceae - Festucetum pseudovinae*, *Artemisio santonici - Festucetum pseudovinae*). Az övzátányok tetőrészein löszevegetáció (*Salvia nemorosae - Festucetum rupicola*, *Cynodonti - Poëtum angustifoliae*) maradványai maradtak fenn (GÖRI SZ. 2001).

A katonai felmérések tanulsága szerint az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer a 19. századig ártér volt, övzátányokkal, folyóhátakkal tagolt mozaikos tájszerkezettel, viszonylag kevés szántóval, melyek a folyóhátak, övzátányok tetején helyezkedtek el. Ebben az időben rendszeresek voltak a Tiszáról érkező áradások. A folyószabályozások után azonban a területet már csak kivételes esetekben érték el az áradások. A mocsarak közvetlen vízutánpótlása így megszűnt. Az ármentesítést követően a szántóföldi gazdálkodás nagyobb teret nyert és a szántóföldi művelésre alkalmas gyepek túlnyomó hányadát beszántották. A beszántások elsősorban az övzátánysorokon tetőhelyzetben található mezőségi talajú löszgyepeket, valamint a zátánysorok között magasabb térszíneken, szikes réti szolonyc talajon található cickafarkfüves pusztagyepeket érintették.

A térség rehabilitációja már közvetlenül a védetté nyilvánítás után megkezdődött, mely elsőként a mocsarak vízutánpótlásának helyreállítására koncentrált. A rehabilitáció sikerességét nagyban befolyásolta az a tény, hogy a helyreállítani kívánt mocsarakat (Fekete-rét, Kis Jusztus, Csattag, Meggyes-mocsár, Hagymás-mocsár) nagy kiterjedésű szántóterületek választották el egymástól. Mivel ezek a meliorált szántók a mocsarak vízgyűjtő területein helyezkedtek el, jelentősen csökkentették a vizes élőhelyek vízutánpótlását, és területükről vegyszerek (műtrágya és növényvédő szerek) mosódtak be a természetes vizekbe, ami növelte az eutrofizáció sebességét valamint egyes élőlénycsoportok pusztulásával járt. Mindezek miatt a 2004-ben induló LIFE program egyik legfontosabb célja ezeknek a szántóknak a felszámolása és gyepterületté alakítása.

2.2. Mintavétel

A projektterületen 2005-ben összesen 78,55 ha szántóterületen (korábbi lucernások helyén) végeztünk magvetéses visszagyepesítést. A visszagyepesítés során kétféle, sziki és löszgyepi vázfajokat tartalmazó magkeveréket használtunk. A tetőhelyzetű területeken (90 m-es tszf. magasság felett) „lösz” (*Festuca rupicola*, *Poa angustifolia*, *Bromus inermis*) az alacsonyabban fekvő részekre „szikes” (*F. pseudovina*, *P. angustifolia*) magkeveréket szórtunk, mintegy 25 kg/ha sűrűségben, 2005 októberében. A gyepesítést követően a területeket évi egyszeri kaszálással illetve mérsékelt extenzív legeltetéssel (szarvasmarha, birka) kezeljük.

A visszagyepesített területeken a vetést követő év tavaszán (2006. május) az egyes szántókon mérettől függően random módon 2 ill. 4 mintavételi helyet jelöltünk ki, ahol egyenként 4-4 darab, állandósított 1 m²-es mintakvadrátot mértünk fel. A mintakvadrátokban felvettük fajonként a növényzet százalékos borításértékeit (2006. és 2007. május). Minden mintavételi ponton 10 darab 20×20 cm-es földfeletti fitomassza-mintát is vettünk. A fitomassza-mintákat szárítószekrényben tömegállandóságig szárítottuk (65 °C, 24 h). A száraz mintákat holt, egyszikű (*Poaceae*, *Cyperaceae*, *Juncaceae*) és kétszikű csoportokra válogattuk. Válogatás után a csoportok tömegeit 0,01 g-os pontossággal mértük.

2.3. Adatfeldolgozás

Kiszámítottuk a vegetációfelvételek alapján a borítással súlyozott életforma csoportok arányait (therophyta csoport = egy- és kétéves fajok: therophyta és hemitherophyta; hemikryptophyta csoport = évelők: chamaephyta, hemikryptophyta és kryptophyta) valamint meghatároztuk a fajok relatív nitrogénigény (NB) és természetesség értékeit (BORHIDI A. 1993).

Az adatsorok normalitását Kolmogorov-Smirnov próbával, míg a varianciák egyezőségét F-próbával teszteltük. Összetartozó páros adatsorok átlagait a normalitás teszt eredményének függvényében páros t-teszttel vagy Wilcoxon előjelteszttel vetettük össze.

3. Eredmények

3.1. Vegetáció

A visszagyepesedés első évében minden területen egy- és kétéves életciklusú fajokból álló gyomok domináltak, nagy átlagos gyepmagassággal. A következő évre a gyomállományokat klonális fűnemű fajok dominálta szignifikánsan alacsonyabb gyepmagasságú közösségek váltották fel.

A vizsgált két évben összesen 104 fajt találtunk a mintaterületeken (78 kétszikű, míg 26 egyszikű). A mintaterületek átlagos fajszáma 2007-ben szignifikánsan alacsonyabb ($p < 0,001$) volt mindkét magkeveréssel vetett területen, mint 2006-ban. A természetes termőhelyek fajainak aránya szignifikánsan magasabb ($p < 0,001$), míg a nagy nitrogénigényű és az egy- illetve kétéves fajok aránya szignifikánsan alacsonyabb ($p < 0,001$) volt 2007-ben mind a lösz, mind a szik magkeveréssel vetett területen (1. táblázat).

3.2. Fitomassza

2007-ben a holt fitomassza tömege mindkét területtípuson szignifikánsan nagyobb volt ($p < 0,001$). A graminoid fitomassza értékei is magasabbak voltak 2007-ben, de szignifikáns különbséget ($p < 0,001$) csak azon a területtípuson tapasztaltunk, ahol lősz magkeverék volt vetve. A dudvanemű fitomassza tömege ezzel szemben mindkét területen szignifikánsan csökkent ($p < 0,001$) a 2006-os értékekhez képest. 2007-ben az összfitomassza mennyisége minden területen mintegy harmadára csökkent a 2006-os értékekhez képest, magkeveréktől függetlenül (1. táblázat).

1. táblázat. A szikes és löszös magkeverékkel vetett területek növényzetének adatai (átlag \pm SE). A felső indexben szereplő eltérő betűk a szignifikáns különbségeket jelzik az egyes évek között (páros t-teszt vagy Wilcoxon teszt, $p < 0,001$). Az átlagok tesztelését a fitomassza adatok esetében a 20 \times 20 cm-es mintakvadrátok fitomassza tömegeivel végeztük.

	Szikes magkeverék		Löszös magkeverék	
	2006	2007	2006	2007
Gyepmagasság (cm)	64,2 \pm 2,1 ^a	43,4 \pm 0,8 ^b	60,3 \pm 1,6 ^a	41,4 \pm 1,1 ^b
Összfajszám	65	44	74	51
Átlagos fajszám (m⁻²)	16,6 \pm 0,7 ^a	8,4 \pm 0,7 ^b	17,0 \pm 0,7 ^a	8,6 \pm 0,7 ^b
Kétszikű fajszám (m⁻²)	11,3 \pm 0,7 ^a	3,6 \pm 0,5 ^b	12,1 \pm 0,5 ^a	3,4 \pm 0,4 ^b
Egy-és kétéves fajok aránya (%)	65,2 \pm 4,5 ^a	17,4 \pm 5,2 ^b	83,4 \pm 3,4 ^a	7,2 \pm 1,3 ^b
Természetes termőhelyek fajainak aránya (%)	9,0 \pm 2,2 ^a	33,9 \pm 5,3 ^b	11,2 \pm 3,2 ^a	19,0 \pm 4,1 ^b
N-igény (NB) értékek átlaga	5,1 \pm 0,1 ^a	4,0 \pm 0,2 ^b	6,3 \pm 0,2 ^a	3,9 \pm 0,1 ^b
Egyszikű fitomassza (gxm-2)	545,4 ^a	482,5 ^a	388,9 ^a	445,7 ^b
Kétszikű fitomassza (gxm-2)	1020,2 ^a	54,2 ^b	989,0 ^a	6,4 ^b
Holt fitomassza (gxm-2)	19,95 ^a	262,4 ^b	37,8 ^a	288,3 ^b

4. Diskusszió

4.1. Fajszám és fitomassza

Minden mintaterületen a holt fitomassza mennyiségének szignifikáns növekedését tapasztaltuk. Számos vizsgálat kimutatta, hogy az avar mennyiségének növekedésével a kétszikű fajgazdagság lecsökken (JENSEN, K. – MEYER, C. 2001, WHEELER, B. D. – SHAW, S. C. 1991, TÖRÖK P. et al. 2007). Ezt vizsgálataink is igazolják. A vetést követő második évben mindkét magkeverék-típussal vetett szántókon jelentős fajszámcsökkenést figyeltünk meg, melynek fő oka a rövid életű, elsősorban egy- és kétéves fajok eltűnése. A kompetitor évelő vetett füvek már a második év elejére jól záródó gypet alkottak, amelyben a kevésbé jó kompetíciós képességű, nyílt és zavart felszín igénylő egy- és kétéves gyomok nem tudtak felújulni. (REES, M. – LONG, M. J. 1992). A kezdeti nagy fajszámú, elsősorban gyomok által dominált, közösségek átalakultak egy kevesebb fajjal rendelkező, de a természetes gyepekhez jobban hasonlító, évelő fajok által dominált gyepekké. Az avar-felhalmozódás következtében a talajfelszín fényellátottsági viszonyai is romlanak (BOBBINK, R. et al. 1989), ami akadályozza a túlnyomóan fényigényes gyommagvak csírázását (DEÁK B. 2007, ERIKSSON, O. 1995), valamint csökkenti a csíranövények túlélési esélyei (TILMAN, D. 1993). A kaszálás

illetve az extenzív legeltetés továbbra is szükséges, mivel hatékonyan akadályozza az avarfelhalmozódást (TÖRÖK P. et al. 2007).

4.2. A visszagyepesítés sikeressége

A szántóföldek spontán regenerációja általában lassú, a regeneráció kimenetele gyakran bizonytalan, mivel a hosszantartó mezőgazdasági művelés következtében mind a föld feletti mind a föld alatti vegetáció diverzitása erőteljesen lecsökken (BAKKER, J. P. et al. 1997). Ezzel szemben eredményeink alapján jól látszik, hogy a magvetéses visszagyepesítés igen hatékony és gyors módszer gyepek helyreállításában. Alig két év alatt zárt évelő füvek dominálta közösségek alakultak ki. A zárt, magas fűnemű dominanciával jellemezhető gyepekben az évelő kétszikű kísérőfajok spontán betelepülése azonban igen lassú, mint azt több korábbi tanulmány is kimutatta (MATUS G. 2003, MATUS G. et al. 2005, TÖRÖK P. et al. 2008). Ennek oka lehet, hogy ezeknek a fajoknak a többsége nem képez tartós magkészletet (BEKKER, R. M. et al. 1997, ZOBEL M. E. et al. 1998), terjedőképessége korlátozott (VAN DER VALK A. G. – PEDERSON, R. L. 1989), illetve hiányukat okozhatja a kompetitív kizáródás is (ODUM, E. P. 1969), ezért a fajgazdag gyepek közösségei helyreállításához, lokális diasporaforrások hiányában, további beavatkozások lehetnek szükségesek. A betelepíteni kívánt kísérőfajok magjait széna- vagy feltalaj ráhordással (STROH, M. et al. 2002, DONATH, T. W. et al. 2003, HÖLZEL, N. – OTTE, A. 2003), illetve biotikus vektorok (pl. legelő állatok) segítségével juttathatjuk a területre (BAKKER, J. P. et al. 1996).

Köszönetnyilvánítás

A szerzők köszönetüket szeretnék kifejezni Gál Lajos természetvédelmi őrnök, Tatár Bernadett, Kelemen András és Czigán Zsófia egyetemi hallgatóknak valamint Sándor Istvánnak, Molnár Attilának, Gőri Szilviának és Kapocsi Istvánnak (Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság) a terepmunkában és a laboratóriumi munkában nyújtott segítségét. Kutatásunkat 2004 óta az Európai Unió LIFE-Nature programja (LIFE04NAT/HU/000119) támogatja.

Irodalom

- BAKKER, J. P. (1989) Nature management by grazing and cutting. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht
- BAKKER, J. P. – BAKKER, E. S. – ROSÉN, E. – VERWEIJ, G. L. (1997) The soil seed bank of undisturbed and disturbed dry limestone grassland on Öland, Sweden. *Z. Ökologie u. Naturschutz*, 6, pp. 9-18.
- BAKKER, J. P. – POSCHLOD, P. – STRYKSTRA, R. J. – BEKKER, R. M. – THOMPSON, K. (1996) Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Bot. Nederl.*, 45, pp. 461-490.
- BEKKER, R. M. – VERWEIJ, G. L. – SMITH, R. E. N. – REINE, R. – BAKKER, J. P. – SCHNEIDER, S. (1997) Soil seed banks in European grasslands: does land use affect regeneration perspectives? *Journal of Applied Ecology*, 34, pp. 1293–1310.
- BOBBINK, R. – DEN DUBBELDEN, K. – WILLEMS, J. H. (1989) Seasonal dynamics of phytomass and nutrients in chalk grassland. *Oikos*, 55, 216-224.
- BORHIDI A. (1993) A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai. *Janus Pannonius Tudományegyetem*, Pécs
- BRADSHAW, A. D. (1983) The reconstruction of ecosystems: Presidential address to the British Ecological Society. *Journal of Applied Ecology*, 20, pp. 1-17.
- BUREL, F. – BAUDRY, J. – BUTET, A. – CLERGEAU, P. – DELETTRE, Y. – LE COEUR, D. – DUBS, F. – MORBAN, N. – PAILLAT, G. – PETIT, S. – THENAIL, C. – BRUNEL, E. – LEFEUVRE, J-C. (1998) Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta Oecol*, 19, pp. 47-60.
- CLEWELL, A. F. (2000) Restoring for natural authenticity. *Ecological Restoration*, 18, pp. 216-217.

- DEÁK B. - TÓTHMÉRÉSZ B. (2008) A kaszálás hatása a Hortobágy Nyírőlapos csetkákás társulásában. Természetvédelmi közlemények, 13, in press
- DONATH, T. W. – HÖLZEL, N. – OTTE, A. (2003) The impact of site conditions and seed dispersal on restoration success in alluvial meadows. *Applied Vegetation Science*, 6, pp. 13-22.
- ERIKSSON, O. (1995) Seedling recruitment in deciduous forest herbs: the effects of litter, soil chemistry and seed bank. *Flora*, 190, pp. 65-70.
- GŐRI SZ. (2001) Az Egyek-Pusztakócsi-mocsarak újranevesedési folyamatának értékelése, rehabilitációjának tájlejtékű ökológiai elemzése. Doktori értekezés, DE
- HÖLZEL, N. – OTTE, A. (2003) Restoration of a species-rich flood-meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. *Applied Vegetation Science*, 6, pp. 131-140.
- JENSEN, K. – MEYER, C. (2001) Effects of light competition and litter on the performance of *Viola palustris* and on species composition and diversity of an abandoned fen meadow. *Plant Ecology*, 155, pp. 169-181.
- MATUS, G. – PAPP, M. – TÓTHMÉRÉSZ, B. (2003) Restoration prospects of abandoned species-rich sandy grassland in Hungary. *Applied Vegetation Science*, 6, pp. 169-178.
- MATUS, G. – PAPP, M. – TÓTHMÉRÉSZ, B. (2005) Impact of management on vegetation dynamics and seed bank formation of inland dune grassland in Hungary. *Flora*, 200, pp. 296-306.
- ODUM, E. P. (1969) The strategy of ecosystem development. *Science*, 164, pp. 262-270.
- PERNER, J. – MALT, S. (2003) Assessment of changing agricultural land use: response of vegetation, ground-dwelling spiders and beetles to the conversion of arable land into grassland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98, pp. 169-181.
- PÉCSI M. szerk. (1989) Magyarország nemzeti atlasza. Kartográfiai vállalat, Budapest
- REES, M. – LONG, M. J. (1992) Germination biology and the ecology of annual plants. *American Naturalist*, 139, pp. 484-508.
- SCHLÄPFER, F. – SCHMID, B. – SEIDL, I. (1999) Expert estimates about effects of biodiversity on ecosystem processes and services. *Oikos*, 84, pp. 346–352.
- STROH, M. – STORM, C. – ZEHM, A. – SCHWABE, A. (2002) Restorative grazing as a tool for directed succession with diaspore inoculation: the model of sand ecosystems. *Phytocoenologia*, 32, pp. 595-625.
- TILMAN, D. (1993) Species richness of experimental productivity gradients: how important is colonization limitation? *Ecology*, 74, pp. 2179-2191.
- TÖRÖK P. – ARANY I. – PROMMER M. – VALKÓ O. – BALOGH A. – VIDA E. – TÓTHMÉRÉSZ B. – MATUS G. (2007) Újrakezdett kezelés hatása fokozottan védett kékperjés láprét fitomasszájára, faj- és virággazdagságára. *Természetvédelmi Közlemények*, 13, pp. 173-184.
- TÖRÖK, P. – MATUS, G. – PAPP, M. – TÓTHMÉRÉSZ, B. (2008) Secondary succession of overgrazed Pannonian sandy grasslands. *Preslia*, 80, in press
- VAN DER VALK, A. G. – PEDERSON, R. L. (1989) Seed banks and the management and restoration of natural vegetation – In: Leck M. A., Parker V. T. & Simpson R. L. szerk.: *Ecology of soil seed banks*. Academic Press, San Diego, pp. 329-346.
- WHEELER, B. D. – SHAW, S. C. (1991) Above-ground crop mass and species richness of the principal types of herbaceous rich-fen vegetation of lowland England and Wales. *Journal of Ecology*, 79, pp. 285-301.
- ZOBEL, M. E. – VAN DER MAAREL, E. – DUPRÉ, C. (1998) Species pool: the concept, its determination and significance for community restoration. *Applied Vegetation Science*, 1, pp. 55-66.

Barna Gyöngyi¹

Talaj- és vegetációváltozások egy dél-alföldi mintaterületen

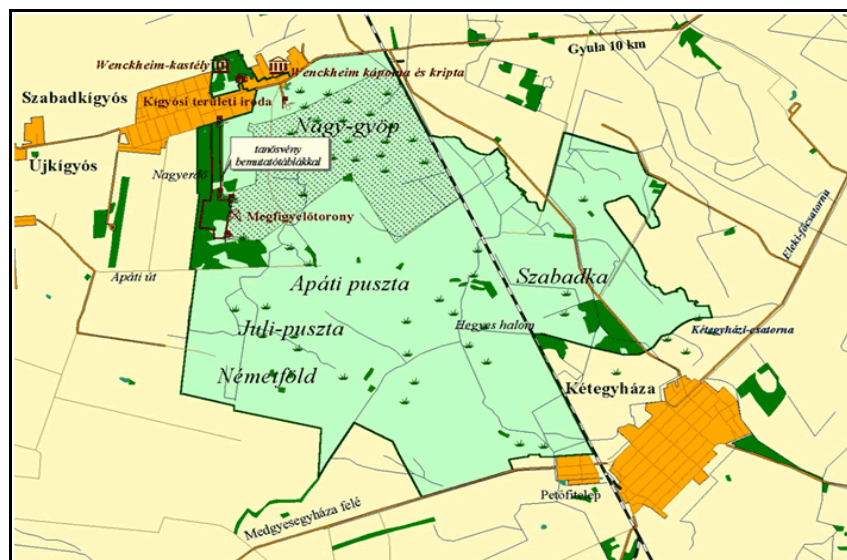
Abstract

During the last few decades visible landscape changes can be seen in the Szabadkígyós Landscape Protection Area. The soil quality of the area is determined by the loess sediment of Old-Maros river which became dry and salty after the river regulations of the 19th century, and also this characterizes the plant populations. In the 1970s overall soil and botanic experiments were carried out and we have repeated them since 2005. According to the results either the salinity-level or the Sodium-content have decreased. On the other hand, the humus and the Calcium-content have increased. What's more, species of salinophobe and wetter habitats appear. So the waning salinization of the puszta can be measured either through soil properties or through vegetation.

1. Bevezetés

Egyre inkább nyilvánvaló, hogy a globális környezeti változások jelentős tájatalakulásokat okoznak. A bekövetkezett változások a talajszerkezetre is hatással vannak, és befolyásolják annak fizikai és kémiai tulajdonságait. Az így módosult környezeti feltételek meghatározzák a növényzet minőségi és mennyiségi összetételét. Mintaterületünkön, a Szabadkígyósi pusztán követtük nyomon ezeket a változásokat, ahol az 1970-es években átfogó geomorfológiai, talajtani és botanikai vizsgálatokat végeztek (RAKONCZAI J., 1986 a), melyeket megisméltünk, és összehasonlítottuk a két időszak adatait.

A Szabadkígyósi puszta a Békési-sík és a Békés–Csanádi-löszhát határán, Békéscsabától 8 km-re D-re, Szabadkígyós és Kétegyháza között helyezkedik el. A Körös-Maros Nemzeti Park része.



1. ábra. Térkép a pusztáról (www.kmnp.hu)

¹ Barna Gyöngyi *Szegedi Tudományegyetem, Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Szeged*
E-mail: bgyongyi@earth.geo.u-szeged.hu

Az 1977 óta védett pusztát a Maros-hordalékkúpon helyezkedik el, mely a XIX. századig részben mocsaras-lápos volt, majd a folyószabályozások következtében bekövetkező talajvíz-változások nyomán másodlagosan elszikesedett. Mára a bővítések eredményeként a védett terület nagysága 4783 ha, melyből 739 ha fokozottan védett (köztük a Nagy-gyöp, mely több éve belvízi véstározóként üzemel). A Nemzeti Park Igazgatóság természetvédelmi szempontok miatt a Natura 2000 program keretében a vizes élőhelyek rekonstrukciójába kezdett, mivel a területet a vonuló vízmadarak stratégiai fontosságú pihenőhelyeként tartják számon.

Jelentős változások következtek be a tájhasználatában is az elmúlt évek folyamán. Egyrészt az elhagyott folyóhátakon folytatott mezőgazdasági művelést felhagyták, másrészt megszűnt a korábbi juhlegeltetés, néhány éve viszont szürke marhákat tenyésztenek a területen.

2. Módszerek

1976-1979 között végzett részletes vizsgálatok a vidékre jellemző egyik szikpadkás tájrészleten a Nagy-gyöpon, a botanikusok által kijelölt különböző szikes élőhelyeken történtek (RAKONCZAI J., 1986b). A kvadrátok körül egykor létesített kerítés maradványai alapján tudtuk pontosan azonosítani 2005 őszén az 1979-es mintavételi helyeket. A 2005-ös mintavétel során az A jelű kvadrátból két mintát is vettünk, mert az egykor egységes vegetáció helyén két, jól elkülönülő vegetáció alakult ki. Kisebb gondot jelent az összehasonlításnál, hogy korábban csak a talaj felső 30 cm-es rétegéből történt a mintavételezés (mert a talaj és a növényzet kapcsolatát vizsgálták). Első vizsgálatunk során (2005-ben) a talajvízszintig vettünk mintákat, ezek pontonként más-más mélységet jelentenek (85-130 cm).

A területen három fő talajtípust különböztethetünk meg, ezek a szikes, a réti és a csernozjom, azaz a teljes hidromorf sor megtalálható. Az altípusok a következők: sztyeppesedő réti szolonyec, réti szolonyec, szolonyeces réti talaj, típusos réti talaj, lápos réti talaj, réti csernozjom, mélyben sós csernozjom (RAKONCZAI J. 1986, b).

A talajtani vizsgálat a következő paraméterekre terjed ki: pH, sótartalom, Ca, Na, Mg és K mennyisége, kötöttség, humusztartalom, karbonát-tartalom, szódalúgosság, melyek közül négyet emelnénk ki.

A cönológiai felvételeket a karókkal megjelölt, kb. 4x12 m-es mintavételi területen készítettük. Mintavételi helyenként 3 db 4x4 m-es érintkező négyzetben becsültük a növényfajok százalékos borításértékét.

A hat vizsgált társulás erősen eltérő karakterű mind vízigény, mind sótűrési szempontjából. Bár valamennyi szikes jellegű, a fajösszetétel egyik helyen sem tipikus; változatos sziki növényzetében megtaláljuk a fokozatos átmenetet a mocsári és lápréti társulásoktól a szikesek először nedves, majd teljesen kiszáradó talajú vegetációjához.

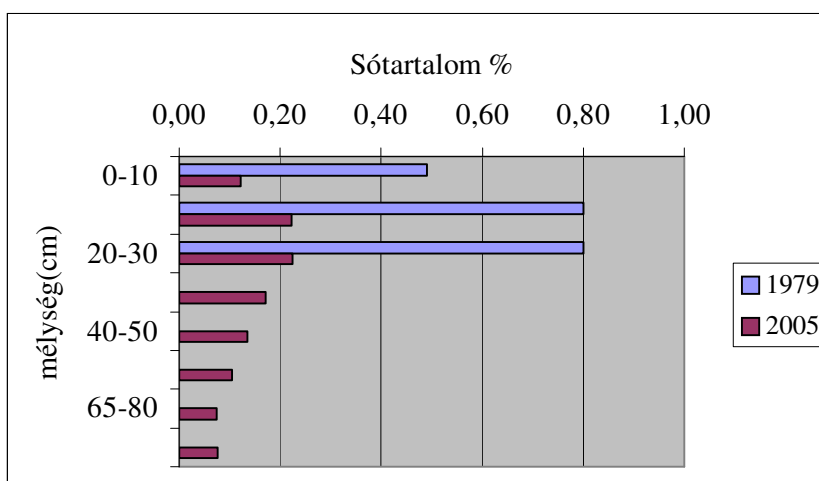
Az előforduló növényfajokat a Borhidi-féle relatív ökológiai indikátorértékeik szerint csoportokba soroltuk. A figyelt indikátorértékek a következők voltak: relatív talajvíz- ill. talajnedvesség (WB), talajreakció (RB), a nitrogén-igény (NB) és a sótűrési fokozatai (SB), melyek közül kettőt mutatunk be. A változások megállapításához átlagoltuk a két mintavételi évben készített 15-15 felvételeket. Az egyes csoportokba tartozó növényfajok borításértékeit összegeztük és a csoportok fajszaámának változását is értékeltük.

A bekövetkezett változásokat a D kvadrát értékei alapján mutatjuk be, egykori magas sótartalma miatt, mely egy erősen szoloncsákos szoloncsák-szolonyeces talajú, szikpadkaperem közeli terület volt. Vakszikké átalakuló mézpázsitos szikfok, egy szikes rét és egy ürmös pusztát között helyezkedik el. Korábban is itt volt a legalacsonyabb az

összborítottság. A *Camphorosma annua* (bárányparéj) helyett a *Puccinellia limosa* (sziki mézpzásit) vált dominánssá.

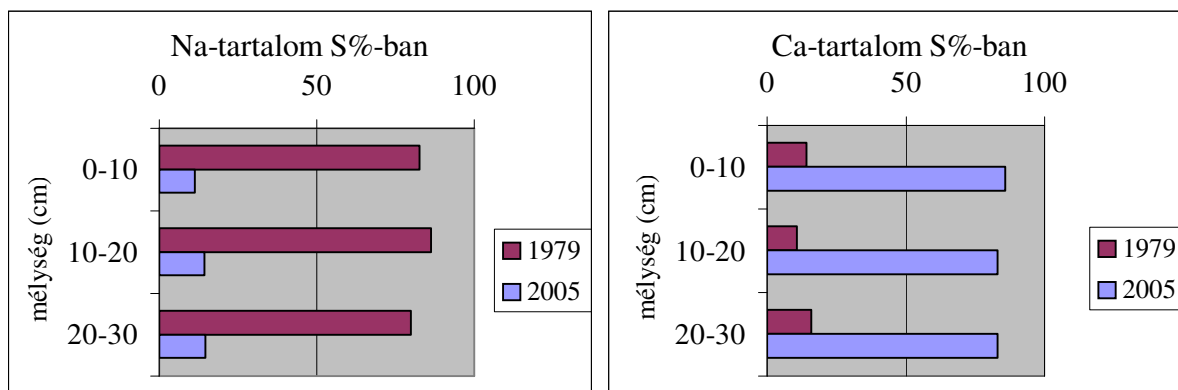
3. A talajtulajdonságok változása

Régebben a D szelvényben volt a legmagasabb az összes sótartalom, mely alapján erősen szoloncsákos szelvénynek számított. Mostanra azonban a só majdnem teljesen eltűnt (2. ábra), ebből arra lehet következtetni, hogy valamilyen vízátmosás történt a területen. A sófelhalmozódás maximuma 20-30 cm-es mélységben található jelenleg. A többi kvadrátnál is 0,25% alatt van, így nem sós és gyengén szoloncsákos kategóriába tartozik a táj.



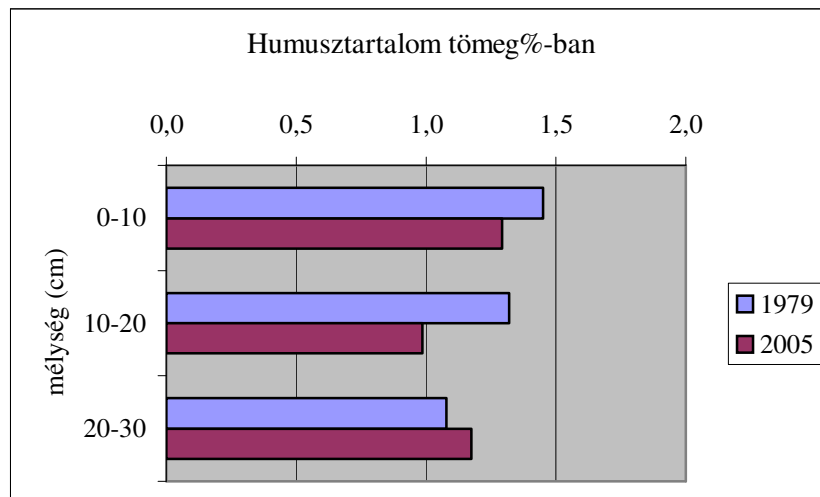
2. ábra. Sótartalom %

A Na^+ tartalom a szelvények mindegyikében erőteljesen lecsökkent, ez összefügg a sótartalom csökkenésével. Helyét a kalcium vette át (3. ábra), ennek köszönhetően a talaj vízgazdálkodása és humusztartalma javult. A két ion össz mennyisége kiteszi az S% közel 90%-át, így a Mg^{2+} és a K^+ – szinte – elhanyagolhatóvá válik (S%-ban hasonlítjuk össze az adatokat, mert a korábbi időszakról csak ilyen formában áll rendelkezésünkre).



3. ábra. Na- és Ca-tartalom

A humusztartalom általánosságban megemelkedett, tehát a növények tápanyag ellátottsága is javult. Ebben a kvadrátban viszont alacsonyabb értékeket kaptunk (4. ábra), ennek oka az erőteljesebb kilúgozódás lehet.

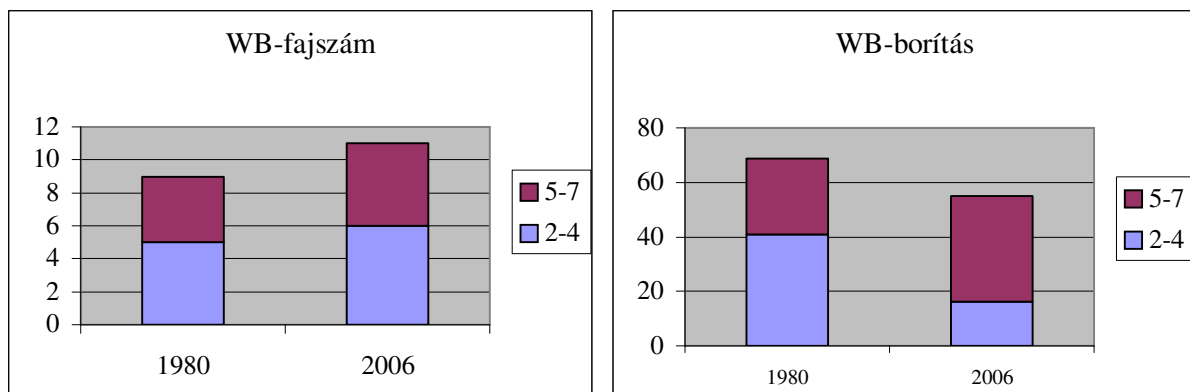


4. ábra. Humusztartalom

4. Vegetációváltozás

A sziki mézpzásit (*Puccinellia limosa*) az uralkodó faj, háttérbe szorítva a korábban domináns bárányparéjt (*Camphorosma annua*), az 1980-ban 26%-os borítást elérő orvosi székfű (*Matricaria chamomilla*) pedig teljesen eltűnt. Összesen 3 eltűnt faj helyett 7 új, különböző vízigényű és sótűrészű faj jelent meg.

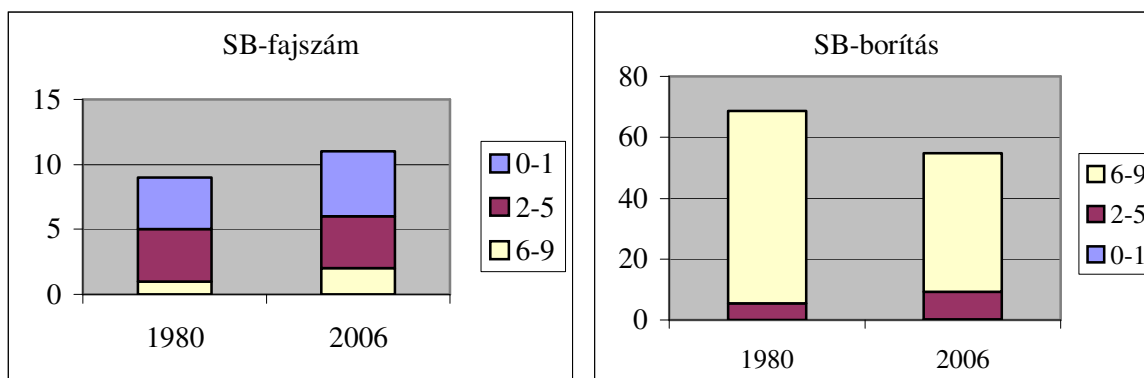
A relatív talajvíz ill. talajnedvesség (WB) indikátorszámait az alábbi alcsoportokba soroltuk: a 2-4 a száraz és félszáraz, az 5-7 a félüde és üde, nem vizenyős és a 8-10 az időszakos vízborítású termőhelyek növényei.



5. ábra. WB szerinti fajszám és borítás

Az időszakos vízborítású élőhelyek növényeinek borításértéke csaknem kétszeresére emelkedett, míg az üde és száraz élőhelyeké kissé csökkent (5. ábra). A fajszámokban is hasonló tendenciájú változásokat találtunk. A teljes fajszám 40-ről 35-re csökkent, de a vizes élőhelyek növényeinek fajszáma így is 6-ról 10-re emelkedett.

A sótűrész alkategóriái: SB 0-1: a sókerülő és igen gyengén sós talajok növényei, SB 2-5: a gyengén és mérsékeltén sós talajok növényei, míg az SB 6-9: az erősen sós talajok növényei.



6. ábra: SB szerinti fajszám és borítás

A növényzet alapján a mintavételi terület szikességének csökkenése egyértelműen megállapítható (6. ábra). A növényzet összborítása 2006-ban magasabb volt, mint 1980-ban, de az erősen sós talajok növényeinek összborítása csaknem felére csökkent, bár csak egy ilyen fajjal kevesebbet találtunk 2006-ban. A gyengén és mérsékeltén sós talajok növényeinek fajszáma nem változott, de elfoglalták a visszahúzódó, erősen sótűrő növények helyét. A sókerülő fajok száma csökkent, de összborításuk nőtt.

5. Összegzés

A területen néhány évtized alatt igen összetett fejlődési folyamatok zajlottak. Az 1970-es évek második felétől, a csökkenő csapadék hatására vélhetően sztyeppesedési folyamat indult meg a területen, amikor a talajvízszint még alacsonyabban volt. Ekkor csernozjomosodási folyamatok indultak meg a területen. Az utóbbi évtized vízvisszatartása viszont a puszta mélyebb területein a rétiesedés irányába tolja a talajátalakulásokat, erre az is utal, hogy nem mindenhol tűnt el a karbonát.

Nagyon fontos változás a sótartalom lecsökkenése, hiszen régen ez egy erősen szikes terület volt, napjainkban azonban nem, illetve gyengén szikesnek számít. A Na^+ tartalom látványosan lecsökkent az egész területen, s a kicserélhető kationok között a Na^+ és Ca^{2+} aránya felcserélődött. Ezek mind a sztyeppesedés jegyei.

Az uralkodó talajtípus jelenleg a réti szolonyec.

A vegetációban bekövetkezett változások is egyértelműen mutatják a szikesedés mértékének csökkenését. Megjelent és megemelkedett a félüde, üde termőhelyekre jellemző fajok száma. Ezek főként közepes tápanyagigényűek, a gyengén sós talajokra jellemzőek, illetve sókerülőek. A borítási értékeik is növekedtek.

Irodalom

- BORHIDI A. (1995) Borhidi-féle relatív ökológiai indikátor értékek. - In: Horváth F.
 DOBOLYI Z. K. – MORSCHHAUSER T. – LŐKÖS L. – KARAS L. – SZERDAHELYI T. Flóra adatbázis 1.2. Taxonlista és attribútum-állomány. MTA ÖBKI és MTM Növénytára, Vácrátót, pp. 56-60.
 DÖVÉNYI Z. – MOSOLYGÓ L. – RAKONCZAI J. – TÓTH J. (1977) Természeti és antropogén folyamatok földrajzi vizsgálata a kigyósi puszta területén.. Békés-megyei Természetvédelmi Évkönyv, 2, pp. 43-72.
 RAKONCZAI J. (1986a) A Szabadkigyósi puszta földtani viszonyai és geomorfológiája. Békés megyei Környezet- és Természetvédelmi Évkönyv, 6, Békéscsaba, pp. 7-17.
 RAKONCZAI J. (1986b) A Szabadkigyósi Tájvédelmi Körzet talajviszonyai. Békés megyei Környezet- és Természetvédelmi Évkönyv, 6, Békéscsaba, pp. 19-41.
 RAKONCZAI J. (2007) Globális klímaváltozás mérhető következményei a Magyar Alföldön – In: Z. Galbács, The 14th Symposium on Analytical and environmental Problems, SZAB, Szeged, pp. 260-264.

Korom Annamária¹ – Korom Pál²

A Szentés városi földárok és mirhó rendszer rendezése, mint kék és zöld mikrohálózat fejlesztés

Abstract

The green and blue micro-networks, which characterize local features, do not appear even in local development agendas, even though they could easily be maintained and improved by daily maintenance work of residents. Also, the development plans, aimed from above down below, and dominated by EU and governmental initiatives, suggest that local people have very limited opportunities and roles.

The modern version of the principles of area – and settlement – development is just becoming widespread in our country. The protection and development of our natural heritage is part of the process, but the purposeful reconstruction and development of the characteristically local green and blue micro-networks is still not. Neither public nor professional thinking consider the importance of these issues. There are no studies, nor regulations or programmes supporting the protection and development of green and blue micro-networks.

In the city of Szentés, however, the 8 km of still remaining so-called *mirhó* channel, forming unity with the remaining 112 km long open field-ditch system, provide excellent opportunities for the above mentioned aims. There are serious efforts in the city of Szentés to reconstruct the system according to new principles and in a new way.

1. Bevezető

Nagy arányban készülnek Magyarországon a különböző szintű fejlesztési tervek, de többségükben figyelmen kívül hagyják azokat a kifejezetten egyedi és helyi geográfiai adottságokat, amelyeknek a kihasználása pedig több, mint célszerű.

Az önkormányzati fejlesztési tevékenységekben sem szerepelnek a helyi adottságokat jelentő, zöld és kék mikrohálózatok, pedig azok mindennapi lakossági tevékenységekkel kezelhetők és fejleszthetők lennének. A felülről lefelé irányuló, EU és állami túlsúllyal bíró fejlesztési tevékenységek ráadásul azt a benyomást keltik, hogy a lakosság lehetőségei és szerepei korlátozottak (maximum néhány civil szervezetten keresztül érvényesülnek). Sem a köz, sem a szakmai gondolkodás nem számol ténylegesen ezek fontosságával, így nem születnek sem tanulmányok, sem megfelelő szabályozások, sem pedig programok, amelyek segítenék a zöld és kék mikrohálózatok fenntartását és fejlesztését.

Az Alföldön a Tisza és a Tisza ártere vonatkozásában például már-már közhelyszerűvé vált az, hogy az itt képződő vizek minél nagyobb hányadát vissza kell tartani a talajvízszint-süllyedés, az elsivatagosodás és az aszályok ellensúlyozására. Nem ilyen közhelyszerű azonban az, hogy a települések kertes kerületeiben és zöld közterületein is kívánatos ez. Ez már csak azért sem olyan közhelyszerű, mert egyes területeken rendszeres időközönként, általában tavasszal – és új jelenséggént a nyári felhőszakadások miatt – belvízveszély van, miközben nyáron jellemző az aszályos időjárás.

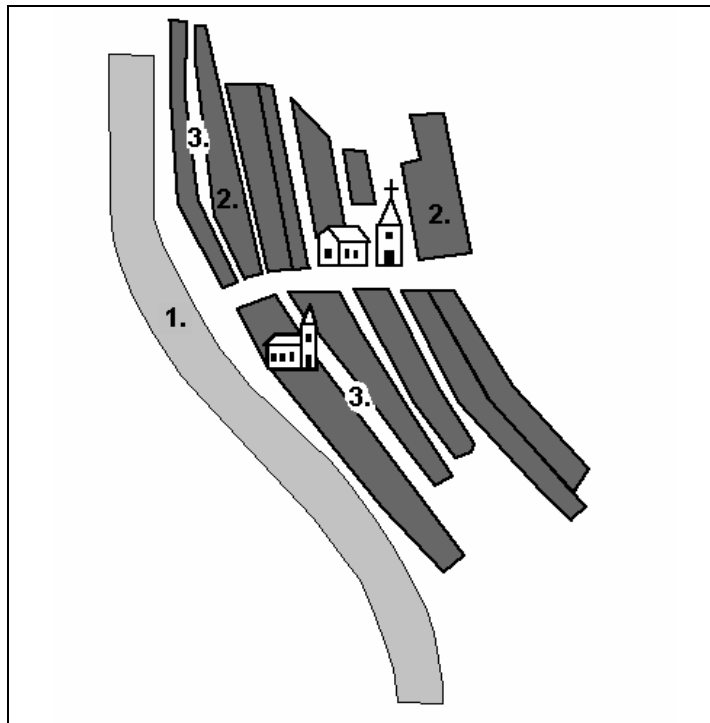
¹ Korom Annamária *Szegedi Tudományegyetem, Földrajzi és Ökoturisztikai Tanszék, Szeged*
E-mail: korom.annamaria@jgypk.u-szeged.hu

² Korom Pál *Szentés Város Polgármesteri Hivatala, vezető főtanácsos, vízmérnök, Szentés*

A terület- és településfejlesztési gondolkodás modern európai változata most nyer teret hazánkban. Ennek része a természeti értékek megóvása és fejlesztése. Még mindig nem része azonban a kifejezetten helyi kék és zöld mikrohálózatok céltudatos rekonstrukciója és fejlesztése. Szentes városban minderre különösen jó lehetőséget nyújt a még mindig megmaradt mintegy 8 km-nyi ún. mirhó csatorna, amely szerves rendszert alkot a még megmaradt mintegy 112 km-nyi nyílt földárok-rendszerrel. Szentes városban komoly törekvés van arra, hogy ezek helyzetét új módon és felfogásban rendezzék.

2. A szentesi mirhó- és árokrendszer kialakulása

Szentes város a Tiszával párhuzamosan (attól 3-5km-re) futó – régebben folyóvízű – Kurca keleti oldalán alakult ki. A magasparttal párhuzamosan, hozzávetőlegesen észak-déli irányban kialakult magas vonulatokon épültek az első lakóházsorok illetve utcák, közöttük pedig vízállásos területek illetve erek voltak (1. ábra).



1. ábra. Szentes oppidum térképvázlata, 1752

Jelmagyarázat: 1. Kurca, 2. A magas vonulatokon lévő portasorok, 3. Mirhók (nem minden portasor közötti terület vált mirhóvá vagy földárokká)

(Forrás: Szentes helyismereti kézikönyve II., 2000. p. 276.)

A házsorok és utcák közötti vízjárta területeket a lakosok folyamatosan töltögették, növelve a hátsó kertjeik területét, illetve úgy is nyertek területeket, hogy fejlesztették a városi vízvezető hálózatot. A telekhátsók feltöltésével, illetve az erek rendezésével és a mocsaras sávok lecsapolásával, a telekhátsók között mintegy 3-6 m széles vízszikkasztó, tároló és elvezető közterületek alakultak ki: a mirhók. A legkorábbi ilyen mirhók közé tartozik a Kiséri, a Somogyi és Balogh János utcai.

A két világháború közötti időszakban történt nagy volumenű városépítési és közmunkák eredményeként alakult ki Szentes mai szerkezete. Addig számos utca telkeinek telekhátsója között kialakultak a mirhók is. Ezeken a helyeken az utak a legmagasabb szintűek, a járdák

valamivel alacsonyabban helyezkednek el, és nagyjából eddig a szintig töltötték fel a házak területét is. A kertrész enyhén lejt a mirhó felé. A mirhók medrét árokszerűen szabályozták, de inkább tároló és szikkasztó funkciójuk volt, csak a végeiket kötötték ki az 1930-as évekre kialakított csapadékvíz elvezető rendszerbe. A mirhó hossz-szelvényét nézve tehát a fenékvonala általában mélyebb volt, mint azok az árkok, amelyekben túlfolyókkal csatlakozott. Így a víz nem tudott teljes mértékben lefolyni, hanem nagyobb része elszikkadt.

A csapadék árokrendszer értelemszerűen később alakult ki, és kezdetben csak az egyes épületek előtt kiásott szikkasztó árkok léteztek. Ezeket egységesebb elvezetőrendszerre a városközpont nagyobb épületeinek körzetében kezdtek kialakítani az utak és járdák burkolása során. A csapadékarok hálózat egyértelműen lakossági igényből született, de a lakosoknak több okból hosszú ideig érdeke volt a mirhók fenn- és rendben tartása is. Fontos volt a telkük kert részére leeső csapadékvizek elvezetése és tárolása miatt. Lakossági érdekként jelent meg – bár ez mindig tilos volt – a telekhátsókon épülő ólak és istállók trágyaléje és a kommunális szikkasztók túlfolyó vize egy részének a mirhóba való bevezethetősége is.

A mirhók közföldek voltak és maradtak. A karbantartásuk és a fenti tevékenységek szabályozása meglehetősen hatékony volt, ezért a mirhó-rendszer egészen a rendszerváltásig viszonylag stabilan működött és betöltötte funkcióját. A mintegy 180 km-nyi földárok és 8 km-nyi mirhó rendszer gondozott, füves terület volt, mindkét szélén fasorokkal. Maga a rendszer a csapadékvizeket elsősorban betárolta és elszikkasztotta és elvezető funkciója csak a város kisebb részeiben, és elsősorban a belvizes időszakokban volt. A rendszer a 1930-as évektől időszakos kék illetve zöldfolyosó rendszert alkotott.

3. A földárok és mirhó-rendszer változása a gazdasági, éghajlati tényezők és a gondolkodásmód változásának következményeként

A városmag erőteljes fejlesztése illetve a lakótelepek kialakításának megkezdése magával vonta az erőteljes közművesítést és a közterületi burkolatok arányának gyors növekedését. A fejlődési folyamat során megkezdődött a csapadékarok zárttá építése illetve zárt burkolattal való ellátása. Szentesen 1980-ban a belterületen összesen 177,4 km hosszúságú csapadékvíz elvezető rendszer volt, amiből 28,5 km volt már zárt csatorna, 11,6 km volt a zárt burkolattal ellátott árok, és 7,8 km volt a mirhók hossza. Ekkor már csak 129,5 km volt a földmedrű, lényegében füves árok.

Az elmúlt 20-25 évben a következő komoly változások következtek be:

- A rendszerváltás előtti hatalmi szigor illetve az állami források megléte lehetővé tették az árkoknak és a mirhóknak város általi rendben tartását, illetve a használati szabályok betartatását.
- A rendszerváltást követően megszűnt ez a szigor, ugyanakkor a szükséges források hiánya miatt megszűnt a folyamatos városi ellenőrzés és karbantartás is. A lakosság jelentős része annak ellenére, hogy a háza előtti árkok karbantartása egyértelműen lakossági feladat, a legkülönbélebb okokból nem tartja karban az ingatlana előtti árok szakaszokat. A rendszer egységességéből adódóan azonban az árok-hálózat egésze akkor is rossz állapotba kerül, hacsak a lakosok egy része nem tartja karban az ingatlana előtti árok-szakaszokat.
- Ami a mirhókat illeti, a helyzet rosszabb, hiszen azok változatlanul közterületek, és a fenntartásuk, karbantartásuk „papíron” nem lakossági feladat. Így ezek fenntartása, karbantartása gyakorlatilag megoldatlan. Feltöltődtek, gazosak, a telekhátsók közötti szégyelltt részekké váltak.
- Megváltozott és szélsőségesebb lett az időjárás. Az 1990-es éveket megelőzően általában csendes esők fordultak elő. Főleg a tavaszi időszakokban, amikor a

csapadék összeadódott a hóolvadásból származó vizekkel, akkor keletkeztek belvizek. A szikkasztó jellegű árkok és mirhók ilyenkor néha kiöntöttek és emiatt a lakosok érdekeltek voltak ezek karbantartásában illetve fejlesztésében. Ez a helyzet az árokhálózat nagyobb részének elvezető hálózattá való fejlesztésével megszűnt. A mirhóknak elsősorban a nyári, vegetációs időszakokban lehulló rendkívüli mértékű csapadékok esetén van szerepe, de a víztöbblet általában lefolyik a túlfolyókon az elvezető árok-hálózatban és csak ritkán csap ki a hátsó kertekbe.

- Mivel jelentősen lecsökkent az állatállomány illetve rövidesen 100%-ban kiépül a szennyvízcsatorna rendszer, így az a „szabálytalan” lakossági érdek sem fűződik már a mirhókhoz, hogy ezekben bevezethető legyen ezen vizek egy része.
- Erőteljes lakossági érdek jelent meg a csapadék árkok zárttá való átépítésére alapvetően két okból. Az egyik az, hogy a többszörösére nőtt gépkocsi állomány miatt megálló illetve parkoló helyeket kívánnak kialakítani az ingatlanuk előtt. Másrészt mivel „nincs idejük és energiájuk” az árkok karbantartására, ezért inkább nem is kívánják látni, hanem át kívánják építeni betoncső csatornára.

A fenti változásokból adódik az a gondolkodásmód változás, amelyet legjobban a helyi ipartestület és kamara alábbi résznyilatkozata tartalmaz:

„...Azonosulnia kellene a városvezetésének az ingatlantulajdonosok azon jogos és természetes igényével, hogy a mai kor követelményeinek megfelelő, kultúrált és biztonságos, zárt csapadévíz elvezető csatornarendszer épüljön ki Szentesen. A jövőnek és nem a múltnak kell építkezni. Nem kellene a szikkasztási kérdéssel elterelni a figyelmet a probléma hatékony és korszerű megoldásáról...”³

Mindez nem jelent mást, mint azt, hogy az a korszerű, ha zárt betoncső rendszerrel, minél gyorsabban és teljes mértékben elvezetjük a lehullott csapadékot, természetesen városi beruházásban.

4. A fentiek milyen további változásokat generáltak?

A zárt csapadék csatornák hossza 2006. évre 10,2 km-rel nőtt és így lett 38,7 km. A zárt burkolattal ellátott árokhossz 7,8 km-rel nőtt és így 19,6 km. A mirhók hossza 0,2 km-rel csökkent, 7,6 km-re. A fentiek eredményeként a földmedrű árkok hossza 129,5 km-ről 111,7 km-re csökkent (*1. táblázat*). Ezeket a munkálatokat alapvetően a város végeztette el és ezek összefüggésben voltak azzal, hogy a város útjai 100%-ban burkolatot kaptak és kiépültek a közműrendszerek.

Ebben a folyamatban azonban az is bekövetkezett, hogy a földmedrű árkok és a mirhók egyre elhanyagoltabbak lettek – különösen a mirhók – és ezzel együtt jelentősen csökkent a közterületi faállomány.

A mirhó rendszer egyre inkább tehertétellé vált mind a lakosoknak, mind a városnak, és határozott törekvés indult meg a megszüntetésére. Ennek eredményeként a mirhó rendszer egy része már nem csak spontán módon töltődött fel, mintegy 6-800 m hosszban. Az 1980-as évek óta mintegy 0,5 km lett átépítve zárttá és a zárt burkolatú mirhók hossza meghaladta az 1000 m-t. A kék és zöld folyosó szerepe az 1990-es évek végére megszűnt.

3 „Szentes város belterületi bel- és csapadékvíz elvezetési beruházási koncepciójának” testületi előterjesztésének véleményezéséből, 2007.06.29.

1. táblázat. A Szentes város belterületi bel- és csapadékvíz elvezető rendszer változása (km) (Forrás: Szentes Városi Polgármesteri Hivatal, Műszaki Osztály adatai alapján)

	1980	2006
Zárt csatorna	28,5	38,7
Burkolattal ellátott csatorna	11,6	19,4
Mirhó	7,8	7,6
Földmedrű árok	129,5	111,7
Összesen	177,4	177,4

További változásokat hozott az, hogy a földárók ingatlan előtti szakaszait a lakosság egy része átépíti zárttá. Az utóbbi 10 évben átlagosan, évente 20 lakossági igény érkezik be a hivatalhoz arra, hogy a ház előtti földárkot zárt, betoncsöves csatornává építsék át és minden évben, átlagban öten engedély nélkül is átépítik. 2002-ig évente közel 3-400 m földárók kerültek átépítésre ilyen módon, kis szakaszokban. 5 évvel ezelőtt a kialakuló új szemlélet szerint megszigorításra került az engedélyezés folyamata, aminek eredményeként 150 méter alá csökkent az évenként zárttá átépített árokhossz. Így összességében 2006-ig mintegy 3,5 km földárók kerültek átépítésre zárszelvényűvé, szakaszosan. Ezt az összefoglaló táblázat nem tartalmazza.

A zöldfolyosó szempontjából figyelemre méltó az a folyamat, hogy a gépkocsi-szám és forgalom erős növekedése eredményeként nem csak az utak szélessége nőtt, hanem a kapubejárók szélessége is jellemzően három méterről négy méterre nőtt. Az útburkolathoz való csatlakozás pedig csatlakozóívvá történik. Mindennek és a közművesítéseknek együttes eredménye az, hogy az 1980-ig meglévő mintegy 46-48 ezer közterületi faállomány lecsökkent kb. 30 ezerre, az utcai zöldfelületek pedig a legóvatosabb becslések szerint is mintegy 10%-kal csökkentek.

5. A hosszú távú településfejlesztés stratégiai eleme a kék és zöld mikrohálózat rekonstrukciója és fejlesztése

A csapadékok és belvizek helyes kezelése komoly szemléletváltást kíván.

A nyaranta lezúduló nagy intenzitású és mennyiségű esők – amelyekből Szentesen 6 volt 2007 év nyarán – egyelőre azért nem okoznak Szentesen nagy károkat, mert jó állapotú és nagy tároló képességű a csapadékelvezető rendszer. Az egész rendszer elszikkasztó képességére pedig jellemző az, hogy egy nyári, 2-3 óra hossza alatt leesett 20-25 mm-es esőből kevés víz jut el a szivattyútelepig, mert a csapadékvíz-elvezető rendszeren (földárkokon és mirhókon) keresztül elszikkad. A biztonság úgy fokozható, ha az utcai árokrendszer marad ugyan földanyagú, de az elvezető képességét fokozzuk a folyásfenék szintek és a kapubejáró átérsek további rendezésével.

Az érintettekben nem tudatosul az, hogy egy pl. 40 cm fenékszélességű és 1 m mély csapadékárokknak sokkal nagyobb az átfolyási keresztmetszete, illetve a tárolóképessége, mintegy helyette megépített 30-40 cm átmérőjű betoncső csatornának. Ezen túl a betoncső szikkasztani sem tud, mert zárt rendszer. Ha pedig nincs mirhó, akkor a leeső víztömeg elárasztja a hátsó kertek egy részét és károkat okozva szikkad el.

Szakmailag van egy másik probléma is a zárt csatornákkal. Az alföldi, gátakkal elhatárolt ártéri területek belvízzel fokozottan veszélyeztetettek. Ennek a helyzetnek az a jellemzője, hogy a felső talajrétegek is vízzel telítődnek, sőt az megjelenik a talajfelszínen. Ahogy a zárt csőből kiszikkadni nem tud a csapadékvíz, úgy az a felső talajrétegben felhalmozódó vizet sem tudja elvezetni.

További problémát jelent a klimatikus változásokból adódó talajvízszint süllyedés, amelyre – nem vitatva ennek pozitív környezeti és természetvédelmi hatásait – hatással van az is, hogy a szennyvízcsatornázás eredményeként napi több ezer m³-rel csökken a talajba szikkasztott vízmennyiség Szentes belterületén is.

A száraz, aszályos időszakok egyre hosszabbak és amennyiben a csapadékvizeket gyorsabban és hatékonyabban, szikkasztás nélkül vezetjük el, akkor a talaj vízhiánya tovább nő. (Míg például a szentesi építkezéseken régebben az volt a gond, hogy már 1-1,20 m mélységben vízteleníteni kellett, most jelentős területeken, nyári időszakokban 2,80 m mélyen sem találunk talajvizet. Természetesen ez a növényzetnek sem használ.)

A fentiekből következik, hogy mindegyikünknek mind erősebb érdeke fűződik ahhoz, hogy települési mikroszinten is próbáljuk a csapadékvizeket nyáron visszajuttatni a talajba, miközben a földárok hálózat elvezető képességét is növelni kell. Szemléletmódot kell tehát váltani, melynek leglényegesebb eleme az, hogy a lakosság is akarja megtartani ezeket a rendszereket, vállalva azt a kis többletmunkát, amit a földárkok és a mirhók gondozása jelent.

A mirhók és a földárkok rendben tartása, füvesítése, partjainak fásítása révén, az utcai csapadékhálózat és a mirhók újra kék mikrohálózatot alkotnak, és folyamatosan erősödik ezek zöld hálózat jellege is, aminek nem lebecsülhetők a mikroklimatikus hatásai sem. A közterületi státuszú mirhók esetében is rendkívül fontos, hogy ezeket a lakosság a sajátjaként kezelje. Sok pozitív példa van arra, hogy nem is építenek kerítéseket a mirhók partjára, hanem a telekhátsó szomszédok közösen kezelik ezt a területet. Fákat ültetnek mellé, szalonnasütő helyeket építenek, nyírják a pázsitot és amikor víz van benne, ügyelnek arra, hogy ne kerüljön bele szennyezés, mert az persze bebüdösödik a melegebb időszakokban.

A város ezen új szemléletmódjában megkezdte egy mintegy 500 millió Ft-os belterületi program megvalósítását, amelynek során – többek között – megtartja és rendezi a városi földárkok hálózatot és a lakossági kapubejáró átteraszokat. Jelenleg készül az az új rendelet is, amely szabályozási szinten is megoldja az ehhez és a mirhók üzemeltetéséhez kapcsolódó feladatokat.

6. Rövid kitekintés a városi külterületekre

Szentes külterületein összesen mintegy 400 km-nyi belvízcsatorna hálózat található. Ezek kétharmada egyben öntözőcsatorna is. A hálózatból mintegy 300 km állami tulajdonú, és vagy a vízügyi igazgatóság, vagy pedig a vízgazdálkodási társulat kezelésében van. Mintegy 100 km hosszúságú ún. üzemvíz csatornát rendeleti úton adott át az állam a helyi önkormányzatnak, minden működési feltétel biztosítása nélkül. Jellemző, hogy ezek fenntartása, karbantartása a minimális szinten sem megoldott és az állapotuk 30%-osnak tekinthető. „Kék” szempontból tehát ezen rendszer állapota több, mint kérdéses. „Zöld” szempontból alapvető változást hozott az 1960-as évektől megkezdődő nagyüzemi gazdálkodás elterjedése, amelynek egyik következménye az volt, hogy az ezen hálózatok mellé telepített egyes vagy többes fasorokat 70-80%-ban kivágták. „Kék és zöld szempontból” igen komoly feladatrendszer adódik ezen hálózat rekonstrukciójából illetve belvíztároló telkek kialakításával való fejlesztéséből, valamint partjainak rendezéséből és fásításából. Különös súlya van annak a kérdésnek, hogy megoldható-e az öntöző vizek árának csökkentése illetve az, hogy önköltségi áron legyen ökövíz bejuttatható ezekbe a hálózatokba.

A belterületi és külterületi kék és zöld hálózat rekonstrukciója és fejlesztése közötti alapvető különbség az, hogy a belterületen a lakosság aktivitása alapvetően meghatározó és a mindennapi tevékenysége nem kíván jelentős erőforrásokat. Ezek a tevékenységek inkább megfelelő önkormányzati szabályozást és a közgondolkodás formálását igénylik.

A külterületi kék illetve zöld mikrohálózatnak a rendezése, fejlesztése viszont jelentős állami forrásokat igényel.

7. Összegzés

Magyarországon, főleg az Alföldön szinte zsigeri reflex, hogy minden csapadék, bel- és árvíz el kell vezetni és ezen a több mint 100 éves reflexen most kezd rést ütni az Új Vásárhelyi Terv. A Tisza új rendezési tervében a védelmi szempontok mellett, az éghajlati változások miatt – az aszályok és a talajvízszint süllyedés eredményeként – megjelent az a nézet, hogy minél több vizet vissza kell tartani, ami nem okoz kárt, ellenben ellensúlyozhatja a talajvízszint további süllyedését, lehetővé teszi az öntözést, és a vízfelületeknek komoly mikroklimatikus hatása is lehet. A szentesi mirhó és földárok rendszer szerepének újragondolása és az ehhez kapcsolódó beruházások erre nyújtanak hasonló pozitív helyi példát.

Irodalom

KIS-RÁCZ A. – LABÁDI L. - VÖRÖS G. szerk. (2000) Szentes helyismereti kézikönyve I.-II. Tanulmányok, Csongrád Megyei Levéltár, Szentes

Puskás Irén¹ – Dr. Farsang Andrea²

A városi talajok természetes és antropogén szintjeinek elkülönítése fizikai, kémiai és biológiai indikátorok segítségével

Abstract

Samples were taken at 25 sites from the horizons of soil profiles yielding a total of 124 samples. Some of the profiles were so-called “mixed” profiles containing both considerable amount of infill material and buried soil horizons. Borderline between natural and anthropogenic soil layers in these profiles is diffuse. In order to determine a relatively clear borderline the geostatistical evaluation (discriminant analysis) based on the studied diagnostic properties (artefacts, humus content, quality of organic matter, pH (H₂O, KCl), carbonate content etc.) was carried out. Furthermore, topsoil was collected at 10 sites to survey some basic biological properties (i.e. abundance, taxon diversity, dominance, similarity) of mesofauna elements (Oribatid mites, Collembolans) and their community structure in the three zones (city, suburban, peripheral).

1. Bevezetés

Az urbanizáció folyamán az ember átalakító tevékenysége (pl. süllyedések feltöltése, a kiemelkedések megcsonkítása stb.) mesterséges felszíneket eredményez, melyek részaránya a városok fokozott beépítettségével egyre inkább növekszik. Az eredeti morfológiát megváltoztató beavatkozások, a helyi topográfiai viszonyoktól függően eltérő arányban és mértékben, gyakorlatilag minden nagyobb városban folyamatosan zajlanak (RÓZSA P. 2004). Következésképpen a városok eredeti talajai felett akár több méter vastag, ún. kultúrszint halmozódhat fel, melyre magas karbonáttartalom és megemelkedett pH, technogenetikai hatások egyértelmű nyomai, módosult fizikai féleség (stb.) jellemző (ALEXANDROVSKAYA, E. – ALEXANDROVSKIY, A. 2000). Mindez különösen igaz Szeged városára, ahol az 1879. évi tiszai árvíz-katasztrófát követő nagyfokú feltöltés (ANDÓ M. 1979) és a városi funkciók bővülésével erősödő, egyéb antropogén tevékenységek együttesen formálták, illetve jelenleg is formálják az itteni talajok morfológiáját (FARSANG A. – PUSKÁS I. 2007).

Az emberi hatásra módosult talajparaméterek rányomják bélyegüket a talaj élővilágára, mely eredményeképpen a talajfauna mennyiségi és minőségi változását észlelhetjük a városi környezetben. A legtöbb tanulmány a városi talajokban élő organizmusok csökkent számáról, csökkent biomasszáról és szegényes fajdiverzitásról tájékoztat. Az urbanizáció hatására ökológiai igényüktől függően bizonyos fajok előtérbe kerülhetnek, míg mások háttérbe szorulhatnak. Stresszes körülmények között a talaj eltartóképessége csökken és a zavart viszonyok pedig hajlamosak az opportunistá fajok favorizálására (HARRIS J. 1991). Ezen hatások tanulmányozására kiválóan alkalmazhatók a talaj mezofaunájának legnagyobb fajszerű komponensei a páncélosatkák (Oribatida) és az ugróvillások (Collembola), hiszen életmódjuknak, viszonylag stabil életközösségüknek és a talajban elfoglalt ökológiai

¹ Puskás Irén *Szegedi Tudományegyetem, Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Szeged*
E-mail: puskasiren@freemail.hu

² Dr. Farsang Andrea *Szegedi Tudományegyetem, Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Szeged*
E-mail: andi@earth.geo.u-szeged.hu

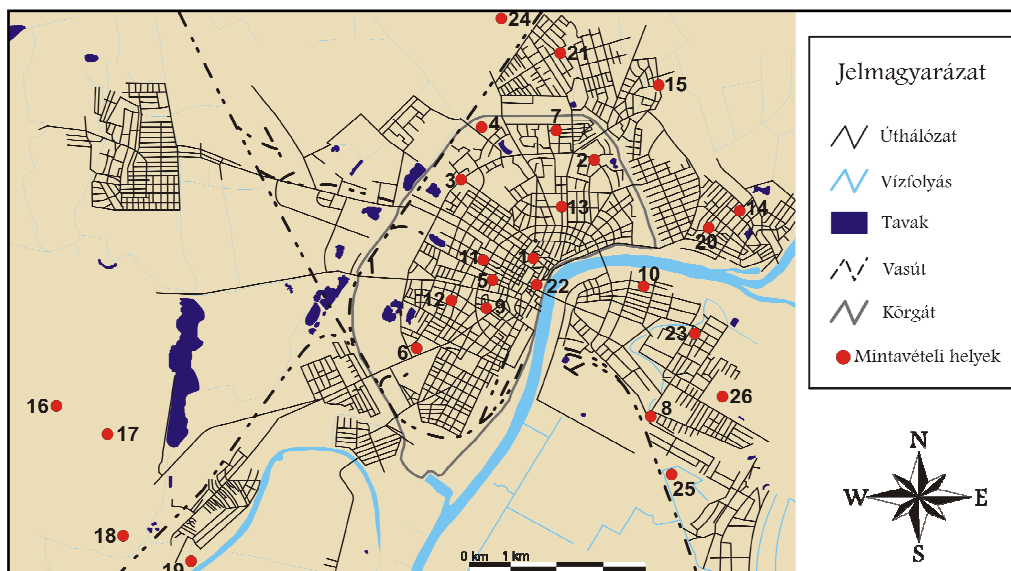
szerepüknek köszönhetően jól alkalmazhatóak a talajminőség felmérésére (VAN STRAALLEN, N. 1998).

A fentiek alapján a célkitűzéseink a következőkben foglalhatók össze: (1) A szegedi városi talajok fizikai és kémiai diagnosztikai tulajdonságaiknak antropogenitást indikáló képességének felmérése; (2) az egyes talajrétegek természetes és antropogén csoportokra különítése geostatistikai módszerekkel; (3) a belvárosi, a szuburbán és a külterületi talajok mezofauna közösségeinek (páncélosatkák, ugróvillások) vizsgálata a természetes és az antropogén talajokra jellemző minőségi és mennyiségi sajátosságok feltárása érdekében.

2. Mintaterület, felhasznált anyagok és módszerek

A fizikai, kémiai vizsgálatokhoz szükséges talajok mintavétele 25 talajszelvény szintjeiből (124 minta) 2005 és 2006 folyamán történt Szegeden, illetve annak külterületén (kontroll minták). Az antropogén hatásnak kitett városi szelvények kijelölésénél lényeges szempont volt az antropogén tevékenységek mértékének és jellegének figyelembevétele. A feltöltéstérképek alapján különböző mértékben feltöltött területeken (1. a csak feltöltésből álló szelvények, 2. antropogén és természetes talajösszetételből álló ún. „vegyes” szelvények, 3. a külterületi, természetes szelvények) került sor a szelvényfeltárára (1. ábra).

A %-ban megadott műterméktartalmat a mintaelőkészítést megelőzően választottuk el a talajfrakciótól. A mintákon – a kiszárítás, a 2 mm-es szitán történő áteresztést és az összetörést követően – az alábbi vizsgálatokat végeztük el: A pH (H₂O, KCl) meghatározása Radelkis típusú digitális pH mérővel történt. A talajminták karbonát tartalmát Scheibler-féle kalciméterrel, míg az összesó tartalmát a vízzel telített talajpép elektromos vezetőképesség mérésével határoztuk meg (MSZ-08-0206/2:1978). Humuszminőséget a humuszstabilitási koefficienssel (K érték) adtuk meg (MSZ 21470/52:1983). Az össznitrogén-tartalom mérése Gerhardt Vapodest 20 nitrogéndesztilláló készülékkel történt (MSZ-080458-80). A fizikai talajféleséget az Arany-féle kötöttségi számmal fejeztük ki (MSZ-08-0205:1978).



1. ábra. A mintavételi helyszínek

A talajokban ősszel és tavasszal fordulnak elő legnagyobb egyedszámban a mezofauna képviselői. Éppen ezért 2006. októberében került sor a talajfauna vizsgálathoz szükséges talajmintavételre 10 helyszínen [9 szelvény mellett és egy önálló területen (26. minta)] az

előre kijelölt három zónában (belváros, szuburbán, külterület). A talajfauna vizsgálatokhoz szükséges feltalajt (0-5 cm) kvadrátokból (30x30 cm) gyűjtöttük be. Az apró mikroízeltlábúak talajból izopropanolba való kinyerése egy módosított Balogh-féle futtatóval zajlott, melyet a minták telített NaCl-oldattal történő kisózása, illetve vákuumszűrővel való leszűrése követett. Az állatok binokuláris sztereomikroszkóppal való szétválogatását, meghatározását követően a két mezofauna közösség szerkezetének néhány alapvizsgálatát (abundancia, dominancia analízis, diverzitás, Sørensen-hasonlósági index) végeztük el.

A mérési eredmények feldolgozása, értékelése az EXCEL 2003, illetve az SPSS 11. for Windows segítségével történt. A talajszintek antropogén és természetes eredetének elkülönítésére az alakfelismerő módszerek csoportjába sorolható diszkriminancia analízist alkalmaztuk.

3. Eredmények és megvitatásuk

3.1. Diagnosztikai tulajdonságok értékelése és statisztikai analízise

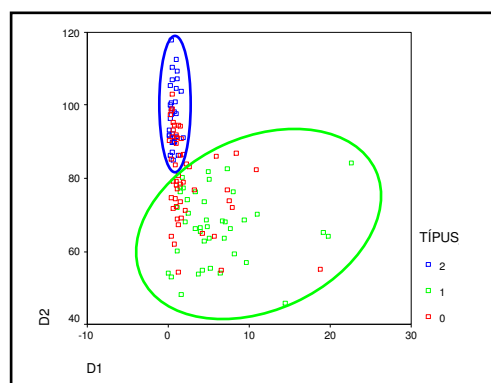
1. táblázat. A diagnosztikai tulajdonságok statisztikai értékelése

Típus	Diagnosztikai tulajdonságok		Átlag	Szórás
1,00	MŰTERMÉK	-	15,2	15,7
	HUMUSZ	%	1,5	0,9
	CACO ₃	%	9,4	5,4
	PH(H ₂ O)	-	8,2	0,2
	PH(KCl)	-	7,8	0,2
	NITROGÉN	%	0,05	0,0
	K ÉRTÉK	-	1,9	2,8
	KÖTÖTTség	-	38,0	6,3
	ÖSSZÓ	%	0,04	0,0
	2,00	MŰTERMÉK	-	0,2
HUMUSZ		%	1,0	0,6
CACO ₃		%	17,8	14,2
PH(H ₂ O)		-	8,5	0,6
PH(KCl)		-	7,8	0,5
NITROGÉN		%	0,04	0,0
K ÉRTÉK		-	5,9	7,0
KÖTÖTTség		-	52,5	11,8
ÖSSZÓ		%	0,07	0,1

Első lépésben az egyes fizikai és kémiai diagnosztikai tulajdonságok elemzését végeztük el kettős cél érdekében. Egyrészt az urbanizáció szelvényekre gyakorolt hatását minél több indikátorral kívántuk jellemezni, másrészt e paraméterek értékei alapul szolgáltak a statisztikai elemzéshez. A bolygatott, igen jelentős emberi befolyás hatására átalakult városi szelvények általában jelentős (maximum = 63,0%) műterméktartalommal rendelkeztek, míg az antropogén tényezők által kevésbé befolyásolt természetes szelvények csekély műtermékmennyiséggel bírtak, vagy egyáltalán nem tartalmaznak ilyen anyagot. Azonban a feltöltött rétegek magas műterméktartalma sem szükségszerű. A városi, feltöltött rétegek fizikai talajféleségére uralkodóan homok, homokos vályog, vályog a jellemző, míg a külterületi természetes talajszintek agyagos vályog, agyag textúrájúak ($K_{Amax} = 75,4$). Megfigyelhető továbbá, hogy a mesterséges rétegekre éles textúraváltások a jellemzőek, szemben a természetes szintek fokozatos átmenetével. A nagyfokú lefedettségéből, a magas műtermék tartalomból, a fizikai kémiai degradációból, illetve a szegényes mikrobiális

tevékenységből adódó gyenge humuszképződés alacsony *humuszkoncentráció* értékeket eredményez e város talajaiban. Azonban a legtöbb, zavart városi szelvény heterogenitását bizonyítja, hogy az alacsony humusztartalmú rétegek közé 1-1 magasabb értékkel (maximum = 3,7%) rendelkező réteg ékelődik be, mely rapszodikus ingadozó tendenciát eredményez, szemben a természetes talajszenetek adott genetikai típusra jellemző szabályos tendenciájával. Az alacsony humuszmennyiség mellett a gyenge *humuszminőség*ből adódó fulvósav dominancia szintén jellemző a városi bolygatott rétegekre, szemben az inkább magasabb K értékkel rendelkező, ennek következtében főként jó minőségű huminokat, huminsavakat tartalmazó külterületi természetes talajszenetekkel. Az *össznitrogén*-tartalom értékek alapján elmondható, hogy a nitrogénnel igen gyengén illetve gyengén ellátott talajok nitrogéntartalom értékei a humuszkoncentrációval megegyező tendenciát mutatnak, mivel a nitrogén nagy része a humuszhhoz kötődik. A közepesen illetve erősen meszes kategóriába sorolható *karbonáttartalom* értékek szelvény menti eloszlásában figyelhető meg jelentősebb változás: a mesterséges rétegek szabálytalan lefutásával szemben a természetes szintek az adott genetikai típusnak megfeleltethető tendenciával bírnak. A gyengén lúgos, illetve lúgos tartományba sorolható, karbonáttól erősen függő *pH* főként szelvénymenti lefutásában mutat különbségeket, hiszen a természetes rétegek és a mesterséges szintek pH-ja közel azonos. Az *összsótartalom* alapján a szegedi városi talajokra nem mondható el, hogy antropogén hatásra (pl. utak sózása) megnövekedett volna a talajban a sótartalom.

Előzőekben tárgyaltakat alátámasztja a fenti talajparaméterek geostatistikai (diszkriminancia analízis) vizsgálata, mely során a bizonyítottan antropogén és természetes eredetű talajszenetjaink tulajdonságait felhasználva soroltuk be a bizonytalan eredetű talajszenetjainket, illetve húztuk meg a szelvények antropogén és természetes talajösszletének határát. Az egykori feltöltés térképek, a helyszíni terepi megfigyelések, valamint az egyes



2. ábra. Diszkriminancia függvény

diagnosztikai tulajdonságok eredményei alapján elkülönítettük a biztosan feltöltésből (41 db) illetve a biztosan természetes talajszenetekből (32 db) álló csoportokat. A feltöltött szinteket 1-es csoportképző változóval, míg az eredeti talajszeneteket 2-es csoportképző változóval jelöltük, a bizonytalan eredetű szintek az „ungrouped” jelzõt kapták. A prediktor változók lineáris kombinációja, az ún. diszkriminancia-függvény ($-0,33 \times \text{műtermék} - 0,59 \times \text{humusz} + 1,08 \times \text{CaCO}_3 + 1,49 \times \text{kötöttség}$) alapján a bizonytalan eredetű talajszenetek a megfelelő csoportba kerültek besorolásra. A 1. táblázat megerősíti a két elkülönült csoport diagnosztikai tulajdonságai között fennálló, már korábban is tárgyalt különbségeket. A feltöltött szintekre számottevő (15,6) műtermék átlagérték, homokos vályog, vályog fizikai féleség, az 1-1 kiemelkedő humusztartalommal rendelkező szinteknek köszönhetően magasabb (1,5) humusz illetve nitrogén átlagérték és gyenge humuszminőség (1,9) a jellemző. A 2. csoport magasabb karbonát értékét a természetes alapkőzet (lössz) igen magas karbonát tartalmával lehet indokolni. A vizes illetve KCl-os pH és az összesó átlaga közel azonos mindkét csoportban. A diszkriminancia függvény azonos előjelű együtthatói alapján megszerkesztett diszkriminancia diagramon (x tengelye = $+0,33 \times \text{műtermék} + 0,59 \times \text{humuszkoncentráció}$ illetve y tengelye = $+1,08 \times \text{CaCO}_3 + 1,19 \times \text{kötöttség}$) két különálló pontfelhőt különíthetünk el: a 2-es csoport elemei egy zártabb csoportot alkotnak, mely e csoport tulajdonságainak nagyfokú hasonlóságára, homogénebb voltára enged következtetni. Ellenben az 1-es csoport elemeinek szórtsága e rétegek tulajdonságainak nagyobb fokú különbségére, heterogénebb jellegére utal. A két csoport határán húzható „képzelt” egyenes mentén pedig a besorolt szintek

helyezkednek el (2. ábra). A besorolás eredményessége 100%-os, az 51 bizonytalan eredetű talajsintből 28 az 1-es, 23 a 2-es kategóriába esett. A besorolás talajtani jelentősége abban áll, hogy a „vegyes” szelvényeknél meghúzható egy viszonylag pontos határ az antropogén és a természetes talajösszetétel között, illetve, hogy az ismeretlen eredetű szelvények az egyes szintjeik tulajdonságai alapján besorolhatók egyik vagy másik csoportba.

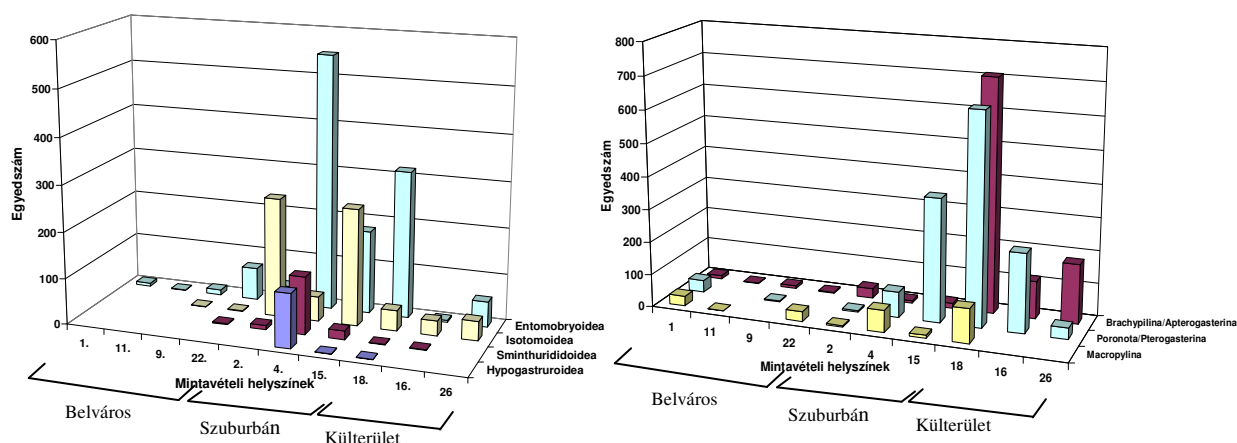
3.2. A mezofauna közösségek vizsgálata természetes és antropogén talajokban

A természetes és antropogén talajok közötti további különbségek feltárása érdekében elvégzett talajfauna vizsgálatok alapján megállapítható, hogy a páncélosatkák és az ugróvillások minden egyes mintavételi helyen felbukkantak, bár az egyes taxonok egyedszáma igen különböző volt. A talált 2744 kifejlett páncélosatka 54 különböző taxonhoz tartozott. A gyűjtött 54 taxonból 40-et fajra, 14-et pedig génuszra határoztuk meg. E vizsgálat keretében a hazai páncélosatka faunának körülbelül a 10%-át sikerült megtalálni Szegeden és annak külterületén.

A *belvárosi övezet*ben csak 8 Oribatida génusz fordult elő, amelyeknek igen alacsony volt az abundanciája (52 egyed/m²). Ezek a génuszok csak 15%-át tették ki az összes génusz számának. E zónában a Rhysotritia volt az abszolút domináns, a Scheloribates pedig a karakterisztikus génusz (3. ábra).

A következő, ún. *szuburbán övezet* kétszer annyi Oribatida génuszt tartalmazott (szám szerint 20-at), és egy nagyságrenddel nagyobb volt a fajok abundanciája (657 egyed/m²), mint az előző esetben. E területnek az Oribatida közösségi szerkezete átmenetet mutat a belváros és a külső zóna között. Erre utal az, hogy mind a belvárosra, mind a külterületekre jellemző génuszok nagy egyedszámmal képviseltetik magukat. Itt már megtalálhatók a Macropylina csoport tagjai viszonylag nagy egyedszámban, továbbá a Poronota Zygoribatula génusz és a Gymnonota Oppiidae család tagjai. Az egyedi génuszok – azaz csak ebben a zónában előforduló génuszok – száma közel annyi, mint a külső zónában.

A város körüli, természeteshez közeli élőhelyeket magába foglaló *külterület* Oribatida denzitásáról megállapítható, hogy jóval nagyobb, mint az előző két övezet, illetve ugyancsak egy nagyságrenddel nagyobb az átmeneti zónához képest (2252 egyed/m²). A legnagyobb taxonszám itt adódott (összesen 23 génusz), ami az összgénuszszám 44%-a. Ez azonban nem drámaian nagy eltérés a szuburbán területhez képest. Jellemző, hogy erről a területről került elő a legtöbb példány, ez adta az összegyedszám 53%-át. Ugyanakkor a városon kívüli három élőhely igen nagyfokú heterogenitást mutat egyedszám és közösségszerkezet szempontjából. Az ebben a zónában levő alacsonyabb génuszszám ellenére az itt lévő Poronota és Brachypilina (Poronota) csoportok száma meghaladja a többi belvárosi mintáét. Élőhelytől függően a külső zónában az Eupelops és a Tectocephus a domináns génusz.



3. ábra. A *Collembola* (bal), *Oribatida* (jobb) taxonómiai csoportok egyedszáma az egyes mintákban

A *Sørensen hasonlósági index*-szel kifejezett hasonlósági vizsgálat azt mutatja, hogy több közös génuszt találunk a szuburbán és a külső területek között, míg a belvárosi és a szuburbán, vagy belvárosi és a külső zóna között kevesebb közös génusz lelhető fel. Következésképpen a külső és a szuburbán övezet páncélosatka közösségének szerkezete közötti hasonlóság nagyobb ($C_S = 0,50$), mint a szuburbán és a belváros ($C_S = 0,34$), illetve a külterület és a belváros közötti ($C_S = 0,26$). Mindez jól tükrözi a belvárosi taxonok egyedi, a két másik zónától elkülönülő sajátos jellegét.

A gyűjtött mintákból összeszámolt ugróvillások száma összesen 2063, melyeket négy szuperfamilia sorolható be: Az állatok legnagyobb része az Entomobryoidea csoporthoz tartozott. Az Isotomoidea szuperfamilia tagjai az összegyűjtött egyedek harmadát adták, a Sminthuridoidea és a Hypogastruroidea csoport pedig az egyedek 13%-át tették ki. A gyűjtött Collemboláknak a 77%-át a szuburbán, 18%-át a külső zóna, míg 5%-át a belvárosi zóna adta. Az átmeneti zóna különösen érdekes, mert ebben a zónában mind a négyféle ökomorfológiai csoport tagjai megtalálhatók, még hozzá a legnagyobb számban. Megállapíthatjuk, hogy az Entomobryoidea csoport elterjedése sokkal szélesebb körű, mint a többié, képviselői szinte mindegyik talajmintában fellelhetők.

A mezofauna vizsgálat kezdetekor az alaphipotézis az volt, hogy a belvárosból kifele haladva a természeteshez közeli élőhelyek felé nő az előforduló taxonok száma és abundanciája. Ennek megfelelően az egyes területek összegyűjtött egyedek közötti különbség nagyságrendbelinek mutatkozott úgy, hogy a legkisebb abundancia a belvárosban figyelhető meg. Éles különbség van azonban a belváros és az azt övező területek taxondiverzitásában, de a szuburbán és a természet közeli élőhelyek páncélosatka faunája közötti taxondiverzitás nem sokban tér el. A belváros alacsony abundancia értékei összefüggésben lehetnek a magas lég- és talajszennyezettséggel, az urbanizáció okozta élőhely izolációval és az alacsony talajnedvességgel. A domináns fajok változatossága a szuburbán zónában volt a legnagyobb, ami összefüggésben az egyedszámokkal viszonylag jó élőhelyre utal. Az ugróvillások abundancia értékei jól átfednek a páncélosatka adatokkal. A belvárosi zónában található a legkisebb egyedszámokban és a legkisebb diverzitásban ennek a csoportnak a tagjai.

4. Konklúzió

A diagnosztikai tulajdonságok értékelésére, statisztikai elemzésére alapozva az emberi befolyásoltság alapján jól elkülöníthető Szeged és környékének három fő talajtípusa:

- Az ember által *kevésbé* illetve *mérsékelt* befolyásolt szelvények csoportjába az alábbi szelvények sorolódtak: (a) a külterületi, eredeti genetikai típussal rendelkező természetes szelvények (16., 17., 18., 19., 24., 25.) diagnosztikai tulajdonságai alig változtak, ezáltal az eredeti genetikai talajtípust hűen tükrözik. A statisztikai elemzés során talajszintjeik kivétel nélkül a 2-es csoportba sorolódtak. (b) A feltöltéssel egyáltalán nem rendelkező kiskerti talajszelvények (20., 21., 23.) az aktív mezőgazdasági tevékenység hatására bizonyos diagnosztikai tulajdonságaiban már néminemű módosulást fedeztünk fel. Ily módon a felső rétegek általában az 1-es, míg a szintjeik többsége a 2-es csoportba került.
- Az *erősebben módosított* városi talajok közé tartoznak a „vegyes” szelvények, melyek egy részénél (7., 10., 14.) az eredeti szintek felett elhelyezkedő felszíni lefedettség, míg másoknál (2., 3., 12., 15.) a feltöltött rétegek utalnak a bolygatásra. Mivel e szelvényekben a talajosodás előrehaladtával egyre elmosódottabban jelölhető ki a különböző eredetű ösztlet határa, ezért itt igen fontos volt egy viszonylag pontos határvonal megadása. A határ mentén levő szintek/rétegek tulajdonságaik alapján besorolódtak egyik vagy másik csoportba.
- A fennmaradó talajszelvények (1., 4., 5., 6., 8., 9., 11., 13., 22.) pedig az igen intenzív antropogén beavatkozás következtében az *átalakított* talajok közé tartoznak, melyek teljes egészében feltöltött, sajátos karakterisztikával rendelkező rétegekből álló, rendszerint felszíni lefedettséggel rendelkező talajok. Így rétegek az 1-es típusú, antropogén eredetű csoportba sorolódtak.

A mezofauna vizsgálat alapján is jól körvonalazódik Szeged antropogén és természetes talajai közötti fennálló különbség. Eredményeink alapján, elmondható, hogy a belvárosi és a várost közvetlenül övező természetközeli élőhelyek között kialakult átmeneti zónában nagyobb diverzitás mutattunk ki, mint az előző kettőben. Úgy tűnik, hogy ez az átmeneti zóna a belváros körül egy viszonylag stabil és megfelelően heterogén élőhely ahhoz, hogy folyamatosan biztosítsa a fajkészletet a városmag és a külső területek felé. Szeged körkörös városszerkezetének köszönhetően fokozatos átmenet biztosítható a belváros és a várost övező területek között. Mivel hiányzik az egységes iparvárosi zóna, a belváros és a külterületek közötti átmeneti zóna puffer és refúgium szerepet játszhat a talajlakó ízeltlábú állatok számára.

Irodalom

- ALEXANDROVSKAYA, E. I. – ALEXANDROVSKIY, A. L. (2000) History of the cultural layer in Moscow and accumulation of anthropogenic substances – In it. *Catena*, 41, pp. 249-259.
- ANDÓ M. (1979) Szeged város település-szintje és változásai az 1879. évi árvízkatasztrófát követő újjáépítés után. *Hidrológiai Közöny*, 6, pp. 274-276.
- FARSANG A. – PUSKÁS I. (2007) Városi és ipari területek talajai: Talajok nehézfém tartalmának vizsgálata háttérszennyezettség kimutatására Szegeden – In: *Városökológia*. ed. Mezösi G. JATEPress, Szeged, pp. 99-117.
- HARRIS, J. A. (1991) The biology of soils in urban areas – In: *Soils in the Urban Environment*. eds. Bullock, P. – Gregory, P. J., Blackwell, Oxford, pp. 139-152.
- RÓZSA P. (2004) Város és környezet. Kossuth Egyetemi Kiadó, Debrecen, pp. 40-50.
- VAN STRAALLEN, N. M. (1998) Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod communities. *Applied Soil Ecology*, 9, pp. 429-437.

Dr. Kertész Zsófia¹ – Dobos Erik² – Szoboszlai Zoltán³ – Borbélyné Dr. Kiss Ildikó⁴

Városi aeroszol forrásainak vizsgálata a debreceni aeroszol koncentrációjában és elemösszetételében bekövetkező gyors időbeli változások alapján

Abstract

Debrecen is the second largest city of Hungary, situated in the Great Hungarian Plane surrounded by agricultural areas with increasing traffic and industry. The city of Debrecen situated in the meeting point of 3 different climate zones: the moist midlatitude, the dry midlatitude and the alpine. The effect of the Mediterranean zone was also detected through Saharan dust episodes, making the city an ideal place for observing transport processes.

Although Debrecen has not a much stressed environment, with a population of about 200 000, air pollution presents significant health hazard. In order to evaluate the impact of aerosols on health, the knowledge of the particle size distribution, chemical composition and sources is needed.

With the use of accelerator based PIXE elemental analysis technique and statistical methods, systematic investigation of aerosol samples have been performed in the Institute of Nuclear Research of the Hungarian Academy of Sciences (ATOMKI) for 20 years determining the elemental composition, size distribution, seasonal and long term time variation, sources and lung deposition probabilities of atmospheric aerosol characteristic to the east-Hungary region.

In continuation of this research we observed the short-term time variation of the inorganic elemental components in spring and in autumn 2007, at the end and the beginning of the heating season. We studied the changes in the elemental concentrations, their periodicity, correlation with other elements and meteorological parameters.

Six sources of the urban aerosols were identified: 2 types of soil, biomass burning, sulfate originating from long range transport processes, an unknown, most probably industrial source enriched with chlorine and heavy metals originating from traffic. Emission episodes were also observed.

The short-time variation of urban aerosol combined with meteorological data and with mass size distribution serves as a basis to reach a better understanding of the aerosol sources and receptor areas, to select single episodes, to follow the evolution of aerosol, and to make a better estimate on the health impact.

Absztrakt

A debreceni Atomki ionnyaláb analitikai csoportjában közel 20 éve folyó aeroszol kutatás részeként vizsgáltuk a debreceni városi aeroszol gyors időbeli változásait a fűtési időszak kezdetén és végén aeroszol mintavételi kampányok keretében. Az aeroszol mintavétellel egy időben gyűjtöttük a lokális meteorológiai paramétereket is. A minták

¹ **Dr. Kertész Zsófia** MTA Atommagkutató Intézet, Debrecen E-mail: zsofi@atomki.hu

² **Dobos Erik** MTA Atommagkutató Intézet, Debrecen

³ **Szoboszlai Zoltán** MTA Atommagkutató Intézet, Debrecen E-mail: szoboszlai@atomki.hu

⁴ **Borbélyné Dr. Kiss Ildikó** MTA Atommagkutató Intézet, Debrecen E-mail: ibkiss@atomki.hu

elemösszetételét részecske indukált röntgenemissziós analitikai módszerrel határoztuk meg. Vizsgáltuk az egyes elemkoncentrációkban bekövetkező változásokat, azok periodicitását, korrelációját a többi elemmel valamint a meteorológiai paraméterekkel.

A városi aeroszolnak hat forrását tudtuk elkülöníteni: löszös és homokos talaj, biomassza égetés, hosszú távú transzportból származó szulfát, ipari eredetű, Cl-ral dúsult forrás és közlekedésből származó nehézfémek. A vizsgált periódusokban észleltünk rendkívüli emissziós eseményeket is.

A városi aeroszol gyors időbeli változásnak vizsgálata meteorológia adatokkal és méreteloszlás vizsgálattal kiegészítve alapjául szolgál az aeroszol források és receptor területek megismeréséhez, emissziós epizódok szétválasztásához, az aeroszol kialakulásának és fejlődésének nyomon követéséhez, és az embert érő aeroszol terhelés becsléséhez.

1. Bevezetés

Debrecen, Magyarország második legnagyobb városa, egy átlagosnak tekinthető közép-európai város. A várost mezőgazdasági területek övezik, rendelkezik fejlődő iparral és egyre növekvő közlekedéssel. Három klimatikus zóna (száraz kontinentális, nedves kontinentális és hegyvidéki) találkozásánál fekszik, és időnként a mediterrán zóna hatása is megfigyelhető (KOLTAY E 2006). A várost É-D irányban szeli ketté a futóhomok és löszös talajtípusok közötti határvonal. Ezen tulajdonságok miatt Debrecen ideális helyszíne légköri aeroszol transzportfolyamatok megfigyelésének.

Annak ellenére, hogy Debrecenben és környezetében nincsenek jelentős szennyező források, a városi levegő szennyezettsége jelentős egészségi kockázatot jelent. Annak érdekében, hogy megismerjük az aeroszol egészségre gyakorolt hatását, ismerni kell az aeroszol méreteloszlását, kémiai összetételét és forrásait.

A MTA Atommagkutató Intézetének (Atomki) Ionnyaláb-alkalmazás csoportjában 1986 óta rendszeresen végzünk PIXE módszerre alapozott légköri aeroszol vizsgálatokat. Ezen munka során létrehoztunk egy, több mint tíz évre visszatekintő, és folyamatosan bővülő, a régió légköri aeroszolverhelését jellemző adatbázist az aeroszol PM10 (10µm aerodinamikai átmérőjűnél kisebb részecskék) és PM2 (2µm aerodinamika átmérőjűnél kisebb aeroszol részecske) tömegeire, elemi szén (BC) tartalmára és fontosabb elemi összetevőinek koncentrációjára vonatkozóan. Ez alapján vizsgáljuk a régióra jellemző aeroszol elemösszetételét, méret szerinti eloszlását, szezonális és évenkénti változását, forrásait (BORBÉLY-KISS I. 1999a,b) és az emberi légzőrendszernek különböző részecsketípusoktól származó terhelését sztochasztikus tudómodell segítségével (DOBOS E. 2004). Ezen vizsgálatok heti két alkalommal (24 órás mintavétel) Gent típusú kétfokozatú mintavevővel gyűjtött mintákon mért koncentráció adatok statisztikai elemzésén alapulnak.

Az aeroszolkoncentráció gyors időbeli változásának nyomonkövetése meteorológia paraméterek rövid időközönkénti megfigyelésével társulva lehetőséget nyújt az emittáló források és a receptor területek eddiginél részletesebb megismeréséhez, a rendkívüli emissziós periódusok feltérképezéséhez, valamint az embert érő aeroszolverhelés pontosabb becsléséhez.

Ezért 2007 folyamán aeroszol mintavételi kampányokat folytattunk a Debreceni városi aeroszol gyors időbeli változásaink meghatározására a fűtési időszak kezdetén és végén. Ebben a cikkben az eddig elért eredményeinket ismertetjük.

2. Mintavétel

Az aeroszol mintavételhez egy szakaszosan léptethető PIXE International „streaker” mintavevőt (PIXE INTERNATIONAL CORP) használtunk, amely az aeroszol időbeli eloszlásának vizsgálatát teszi lehetővé. A mintavevő egy megadott intervallumban (1 nap – 1 hónap) folytonosan vagy néhány óránként léptetve gyűjti az aeroszol mintát egy kör kerülete mentén a durva (PM_{2,5-10}) és a finom (PM_{2,5}) frakciót szeparálva. A durva aeroszol egy impaktor felületen (kapton fólia) gyűlik, míg a finom egy 0.3 µm pórusátmérőjű nuclepore szűrőn.

Az aeroszol mintavételi kampányok az Atomki udvarán, a szokásos mintavételi hely közelében, 4 m-re a felszín felett zajlanak 2007 áprilisa óta. Mivel az eddigi eredményeink azt mutatták, hogy a városi aeroszol vizsgálata szempontjából az egyik legérdekesebb időszak a fűtési időszak kezdete és vége, ezért a kampányokat ekkorra időzítettük: 2007. április 9-16. és 2007. október 10-19. között zajlottak. Az aeroszol mintavétellel egy időben gyűjtöttük a lokális meteorológia paramétereit is egy mikrometeorológiai állomással. Az április kampány során egy fokozaton PM₁₀-t gyűjtöttünk két órás időfeloldással, míg októberben a két méretfrakciót szeparálva 3 órás időfeloldással gyűjtöttünk aeroszol mintát. 2007 októberében gyűjtött minták láthatóak az 1. ábrán.



1. ábra. 2007. október 10-19. között streakerrel gyűjtött aeroszol minta. A szűrő- és impaktorfelületet 3 óránként léptettük. Szívósebesség 1 l/perc volt.

3. Analízis

Az aeroszol minták összetételét részecske indukált röntgen emissziós (PIXE) módszerrel határozzuk meg. A PIXE módszer 2-3 MeV energiára gyorsított protonok által kiváltott karakterisztikus röntgensugárzás detektálásán alapul. Ez a nagy érzékenységű (0,1-100 µg/g DL), kis anyagmennyiségek (10^{-9} – 10^{-12} g) kimutatására alkalmas multieleemes analitikai módszer különösen jól alkalmazható a légköri aeroszol elemösszetételének meghatározására.

A PIXE mérések az Atomki 5 MV-os Van de Graaff típusú gyorsítójának bal 45°-os nyalábcatornájára telepített PIXE mérőkamrában zajlottak (BORBÉLY-KISS I. 1985). A mintákat 35-45 nA áramerősségű 2 MeV-es energiájú protonokból álló nyalábbal sugároztuk be, és 40 µC töltésmennyiségig mértünk.

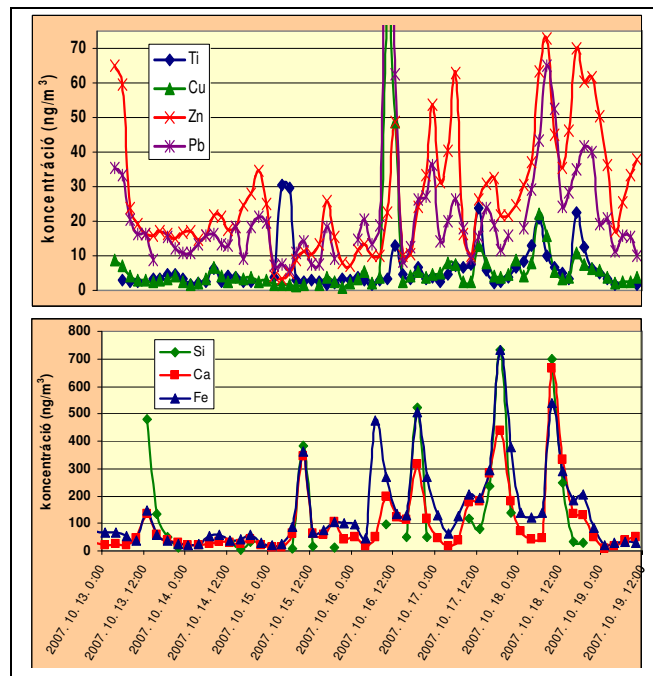
A röntgenspektrumok kiértékelése a PIXEKLM programcsomaggal történt (SZABÓ GY. 1993). Az alábbi elemek koncentrációit határoztuk meg: Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Ti, V, Sc, Co Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Ba, Br, Cd és Pb. A koncentráció értékek ng/m³-ben vannak megadva. A detektálási határ 0,5 és 20 ng/m³ között változott, a koncentráció meghatározásának hibája 2 és 10% között volt.

Az eredmények statisztikai analízisét az Egyesült Államok Környezetvédelmi Ügynöksége által emittáló források meghatározására kifejlesztett pozitív mátrix faktorizációs modelljével végeztük (EBERLY S. 2005).

4. Eredmények

1. táblázat. Elemkoncentráció átlagok 2007. okt. 10-19-én

Elem	PM 2,5		PM 10-2,5		DL (ng/m ³)
	konc. (SD) (ng/m ³)	EF	konc. (SD) (ng/m ³)	EF	
Al	73,5 (58,04)	0,67	57,9 (43,6)	0,46	16,3
Si	170,6 (207)	0,5	325,6 (168)	0,8	7,4
P	< DL		27,4 (5,5)	15	5,3
S	690,1 (380)	1966	41,1 (11,4)	103	4,05
Cl	11,5 (10,6)	65,3	31 (21,5)	155	3,4
K	211 (124)	6	44,7 (21)	1,1	3,4
Ca	90 (112)	1,8	101,9 (96,3)	1,8	4,9
Ti	5,9 (6,4)	1	6,8 (4,1)	1	1,5
V	1,6 (0,1)	8,9	1,9 (0,2)	9	1,3
Mn	4,7 (3,5)	3,2	3,0 (2,0)	2	1,2
Fe	133,1 (135,9)	2	106,6 (94,6)	1,4	6,4
Ni	1,2 (0,3)	11,6	2,3 (1,2)	20	0,8
Cu	6,4 (11,2)	86	4,0 (2,7)	47	0,84
Zn	27,2 (17,7)	289	5,6 (4,5)	55	1
Ba	9,9 (4,8)	14,8	7,5 (3,1)	9,8	5,7
Pb	21,8 (18,3)	1240	8,4 (3,5)	421,8	4,5



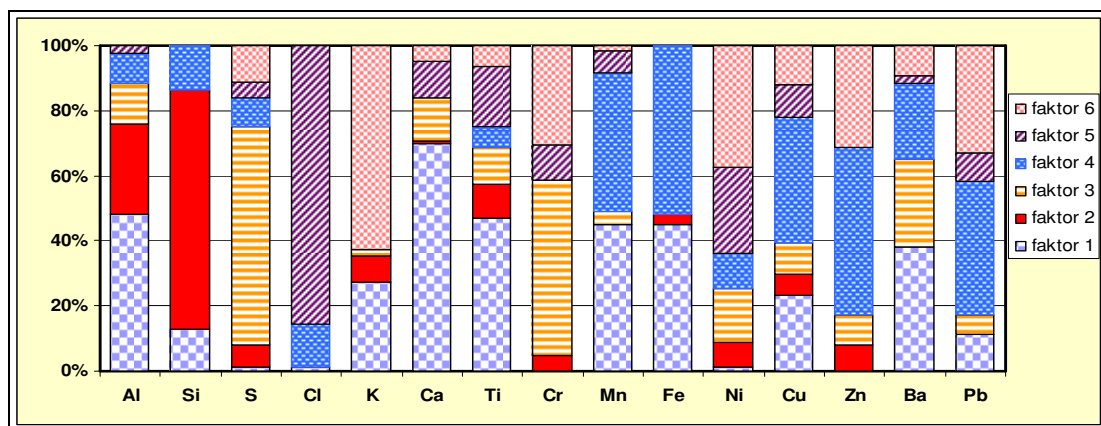
2. ábra. Néhány elem koncentrációjának időbeli változása 2007. október 10-19. között

Az 1. táblázatban foglaltuk össze 2007 októberében a két méretfrakción mért átlagos elemkoncentráció adatokat, azok szórását (SD), az adott elemre számított dúsulási tényezőket

valamint a detektálási határokat (DL). A 2. ábrán néhány elem finom frakción mért koncentrációjának időbeli változása látható.

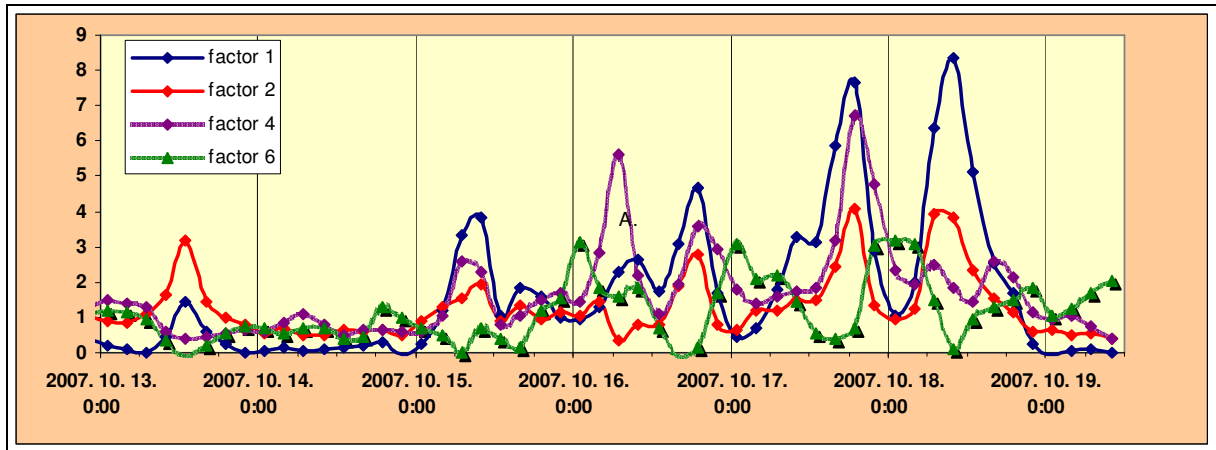
Az átlagos koncentráció értékek hasonlóak Európa más városaiban mért értékekhez (DOBOS E. 2007). Néhány elem, mint a S, K, Zn és Pb főleg a finom frakcióban, míg a Si, P, Cl a durva frakcióban található, az Al, Ca, Fe, és a Cu nagyjából egyformán fordul elő mindkét mérettartományban. A dúsulás tényező az elem eredetéről szolgáltat információt: EF = 1 körüli értékek az aeroszol adott elemi összetevőjének természetes eredetére utalnak, míg az antropogén összetevőket ennél nagyobb, esetenként 1000 körüli érték is jellemezhet. Ez alapján tisztán talajeredetű elemnek tekinthető a Si, Ca, Al, Ti, Fe, Ba. Az antropogén elemek közül a S, K, Cl, Cu, Zn és Pb elemeknek van talajeredetű komponense is.

A források meghatározására a statisztikai analízist a PM10 (tehát a finom és a durva frakció együttesen) adathalmazon végeztük el, mivel az április kampányból csak ez állt rendelkezésre. Eredményül 6 faktort kaptunk, amelyek relatív forrásprofilja a 3. ábrán látható. Az első faktort magas Ca koncentráció mellett a természetes eredetű elemek (Ti, Mn, Fe, Ba, Al) jellemezznek, míg a második faktorra magas Si koncentráció a jellemző. Ez a két faktor reprezentálja a löszös illetve homokos talajt. A harmadik faktort magas S koncentráció jellemzi. A kén az esetek többségében szulfát formájában van jelen az aeroszolban, fő forrásai a fosszilis tüzelőanyagok (szén, olaj) égetése valamint a dízelmotorok. Általában másodlagos aeroszol, SO₂-ből keletkezik különböző oxidációs folyamatokban. A lokális források csak kis részét adják a szulfát aeroszoknak, általában hosszú távú transzportból származik (BORBÉLY-KISS I. 1999). A negyedik faktort a nehézfémek alkotják, főbb komponensei Mn, Fe, Cu, Zn, Pb és Cl. Ezek fő forrása valószínűleg a közlekedés. A Cl külön faktort alkot, valószínűsíthetően ipari eredetű. A hatodik faktort magas K koncentráció jellemzi, amely biomassza égetés eredményeként kerül a levegőbe.



3. ábra. A PIXE-vel detektált elemek faktorok szerinti megoszlása

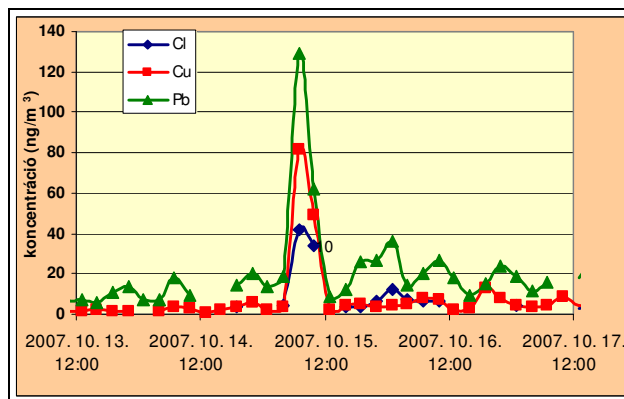
Egyes források hozzájárulása a 2007. október 13-19. közötti időszakra látható a 4. ábrán. Az adott időszak tartalmaz hétvégét (13-14). Október 15-én kezdődött a hivatalos fűtési szezon, és 19-én eleredt az eső. A napi átlaghőmérséklet október 15-én 15 °C-ról 7 °C-ra csökkent, a légnyomás a hét folyamán 1025 hPa körül volt, de október 18-án este leesett 1015 hPa-ra. A vizsgált időszakra az uralkodó szélirány É, É-K-i volt, a szélerősség pedig 0 és 15 km/h között váltakozott.



4. ábra. Néhány forrás időbeli változása 2007. október 13-19-éi héten.

A talajeredetű források esetében megfigyelhető (áprilisban és októberben is), hogy hétköznapokon a csúcsok egybeesnek a közlekedési csúcsidővel: reggel 8-10 és este 18-20 óra között vannak, míg hétvégéken ezen források hozzájárulása minimális. Ez a periodicitás arra utal, hogy a talajeredetű por a közlekedés által kerül a levegőbe. A fémekkel jelzett forrás (faktor 4) hasonló periodicitást mutat, utalva ezzel azok közlekedési eredetére is. A 6. forrás (biomassza égetés) október 15-e után vált jelentőssé, amikor a hőmérséklet lecsökkent. Ebben az esetben éjszakai és reggeli maximumok figyelhetők meg. Hasonló tendenciát figyeltünk meg áprilisban is, jelezve, hogy ennek a komponensnek valóban házi tüzelés az eredete. A S és Cl által jellemzett források más viselkedést mutattak.

A Cl és néhány más elem esetében megfigyeltünk keskeny csúcsokat. Általában ipari eredetű kibocsátás eredményez ilyen néhány órás koncentrációnövekedéseket. A vizsgált időszakban több ilyen eseményt detektáltunk. 2007. április 10-én éjfél körül magas Ca, Fe és S koncentráció volt megfigyelhető, 2007. október 15-én 10 óra tájban Pb, Cl és Cu koncentrációja a finom frakción, október 12-én hajnalban Zn, Pb és Cu koncentrációja a durva frakción növekedett meg. Egy ilyen emissziós esemény látható az 5. ábrán.



5. ábra Cl, Cu és Pb koncentrációja a finom frakción 2007. október 13-17. között.

A kibocsátó forrásokat pontosan nem ismerjük, meghatározásukra további vizsgálatok, pl. egyedi szemcse analízis szükségesek.

5. Összegzés

Ebben a cikkben a debreceni városi aeroszol koncentrációjában és elemösszetételében bekövetkezett gyors időbeli változásokat vizsgáltuk 2007 folyamán két időszakban, a fűtési időszak végén és kezdetén. Az elemkoncentrációk változásának, periodicitásának, egymással való korrelációjának megfigyelésből és statisztikai elemzéséből a debreceni városi aeroszoknak 6 forrását tudtuk elkülöníteni, és megfigyeltünk rendkívüli emissziós eseményeket is.

Habár az itt bemutatott eredmények egy mérésorozat első eredményei, az máris látszik, hogy az ilyen jellegű vizsgálatok hasznos kiegészítői az Atomki-ban folyó aeroszol kutatásoknak. A néhány órás időbeli feloldás a források meghatározását pontosabbá és hatékonyabbá teszi. Segítségével lehetővé válik rendkívüli emissziós események vagy hosszú távú transzport epizódok (pl. szaharai aeroszol) észlelése. Ilyen vizsgálatok kiegészítve az aeroszol tömegeloszlásának mérésével és tudómodell számításokkal lehetővé teszik az embert érő aeroszol terhelés pontosabb becslését.

Ez a munka tovább folytatódik, egy újabb mintavételi kampány már lezajlott 2008 januárjában és még többet tervezünk az év folyamán. További célunk részletesen vizsgálni az aeroszol és összetevői meteorológiai paramétereiktől való függését, feltérképezni a forrásokat a két méretfrakcióra külön-külön is, és vizsgálni a szezonális, napi és napszaki változásokat, ezáltal is közelebb kerülve a légköri aeroszol tulajdonságaink pontos megismeréséhez.

Köszönetnyilvánítás

Ez a munka az OTKA F60377, GVOP-3.2.1.-2004-04-0402/3.0 és a Nemzeti Kutatási Fejlesztési Program 3A/089/2004 keretében és támogatásával készült.

Irodalom

- BORBÉLY-KISS, I. – KOLTAY, E. – LÁSZLÓ, S. – SZABÓ, GY. – ZOLNAI, L. (1985) Experimental and theoretical calibration of a PIXE setup for K and L X-rays. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B*, 12, pp. 496-504.
- BORBÉLY-KISS, I. – KOLTAY, E. – SZABÓ, GY. – BOZÓ, L. – TAR, K. (1999) Composition and sources of urban and rural atmospheric aerosol in Eastern Hungary. *Journal of Aerosol Science*, 30, pp. 369-391.
- BORBÉLY-KISS, I. – KERTÉSZ, ZS. – KOLTAY, E. – SZABÓ, GY. – TAR, K. (1999) Composition of urban and rural aerosol samples collected in the Great Hungarian Plain. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B, Beam Interactions with Materials and Atoms*, 150, pp. 339-344.
- DOBOS, E. – BORBÉLY-KISS, I. – KERTÉSZ, ZS. – SALMA, I. (2004) Comparing the elemental concentration of aerosol from urban and rural areas with applying the calculation of stochastic Lung Model, *Journal of Aerosol Science*, 35 139.
- DOBOS, E. – BORBÉLY-KISS, I. – KERTÉSZ, ZS. – SZABÓ, GY. – KOLTAY, E. (2007) Comparison of Debrecen fine fraction aerosol data with others collected in a European collaboration. *Proceedings of the 11th International Conference on Particle-Induced X-ray Emission and its Analytical Applications*, Puebla, Mexico, 25-29 May, 2007. eds. Miranda, J. – Ruvalcaba-Sil, J. L. – de Lucio, O. G. CD PII-25 1-4
- EBERLY, S. (2005) EPA PMF 1.1 User's guide, U. S. Environmental Protection Agency National Exposure Research Laboratory, Research Triangle Park, NC 27711; <http://www.epa.gov/>
- KOLTAY, E. – BORBÉLY-KISS, I. – KERTÉSZ, ZS. – KISS, Á. Z. – SZABÓ, GY. (2006) Assignment of Saharan dust sources to episodes in Hungarian atmosphere by PIXE and TOMS observations. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, pp. 267-449
- PIXE INTERNATIONAL CORP., P. O. Box 7744, Tallahassee, FL 32316, USA; <http://www.pixeintl.com/>
- SZABÓ, GY. – BORBÉLY-KISS, I. (1993) PIXYKLM computer package for PIXE analyses. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B, Beam Interactions with Materials and Atoms*, 75 123

Szoboszlai Zoltán¹ – Dr. Kertész Zsófia² – Dobos Erik³ – Borbélyné Dr. Kiss Ildikó⁴

Debreceni városi aeroszol méreteloszlása és tüdőbeni kiülepedésének valószínűsége

Abstract

Elemental mass size distribution of urban aerosols were determined by PIXE (Particle Induced X-ray Emission) on seven stage cascade impactor samples collected in Debrecen in spring and autumn, 2007. In the case of elements of predominantly soil origin – such as Al, Si, Ca, Fe, Ti – one peak can be found at 0,25-0,5 μm and another at 2-4 μm size ranges. In the case of elements of anthropogenic origin, like S, K, Cl, Zn, Cu and Pb, one peak can be observed at 0,25-0,5 μm size ranges. On the basis of the obtained data a stochastic lung deposition model was used to calculate total and regional deposition efficiencies of the different types of particles along the human (adult male, female and 5-year-old child) respiratory system. One can conclude that the extrathoracic deposition is quite significant and the deposition probability of the elements of anthropogenic is about 2-7% in the acinar part of the respiratory system. The regional thoracic deposition has a maximum around the 15-20th airway generations.

Absztrakt

A légköri aeroszol egyik legalapvetőbb tulajdonsága a méreteloszlás. A méreteloszlás általában közvetlen kapcsolatban áll az aeroszol részecskék eredetével, kémiai összetételével, a légkörben eltöltött idővel, befolyásolja optikai tulajdonságait, környezeti hatásait és az emberi légzőrendszerben történő kiülepedését.

A debreceni Atommagkutató Intézet Ionnyaláb Alkalmazások Csoportjában folyó aeroszolkutatás részeként 2007 folyamán több mintavételi kampányt folytattunk a városi aeroszol méreteloszlásának meghatározására. A minták elemösszetételét részecske indukált röntgenemissziós analitikai módszerrel határoztuk meg.

Az elemi összetevők méreteloszlásának alapján két részecsketípust különböztettünk meg. A talajeredetű elemek (Al, Si, Ca, Fe, Ti) eloszlásában egy csúcs található a 2-4 μm -es mérettartományban és egy kisebb csúcs a 0,25-0,5 μm -es tartományban. Az antropogén elemek (S, K, Cl, Zn, Cu, Pb) esetében egy csúcs volt megfigyelhető, amely a 0,25-0,5 μm -es mérettartományba esik.

A tüdőmodell számításokból azt kaptuk, hogy a Debrecenben mért talaj eredetű elemeket tartalmazó aeroszolok 30-45%-a rakódik le gyermek, felnőtt nő, felnőtt férfi légzőrendszerében, és 2-10%-a jut el a tüdőbe. Az antropogén eredetű elemeket tartalmazó aeroszolokra pedig azt kaptuk, hogy kb. 10-17%-a rakódik le gyermek, férfi és nő légzőrendszerébe és 1,5-7%-a a tüdőbe jut. Ez utóbbi antropogén eredetű aeroszolok egészségre káros elemeket is tartalmazhatnak, ezért fontos annak ismerete milyen valószínűséggel kerülhetnek az emberi szervezetbe.

¹ Szoboszlai Zoltán MTA Atommagkutató Intézete, Debrecen E-mail: szoboszlai@atomki.hu

² Dr. Kertész Zsófia MTA Atommagkutató Intézete, Debrecen E-mail: zsofi@atomki.hu

³ Dobos Erik MTA Atommagkutató Intézete, Debrecen

⁴ Borbélyné Dr. Kiss Ildikó MTA Atommagkutató Intézete, Debrecen E-mail: ibkiss@atomki.hu

1. Bevezetés

A légköri aeroszol emberi egészségre gyakorolt negatív hatása már évek óta ismert. Számos kutatási eredmény azt jelzi, hogy a világvárosi környezet légköri aeroszol koncentrációja és a lokálisan megnövekedett megbetegedési és halálozási arány között erős korreláció van (REICHARDT, T. 1995). Nincs azonban tisztázva, hogy a részecskék teljes tömege, vagy csak bizonyos alkotóeleme (pl. finom szulfát, vízdoldható szerves aeroszol, vagy átmeneti fémek) az, ami a megfigyelt hatást eredményezi.

Az mindenesetre biztos állítható, hogy a belélegzett részecskék okozta kockázat függ a részecske kémiai összetételétől és méretétől, valamint attól, hogy a részecske a légzőrendszer mely részében rakódott le, és ott mennyi ideig tartózkodik. Tehát annak érdekében, hogy megismerjük az aeroszol egészségre gyakorolt hatását, ismerni kell az aeroszol méreteloszlását, kémiai összetételét és forrásait.

A debreceni Atommagkutató Intézet Ionnyaláb Alkalmazások csoportjában közel 20 éve végzünk gyorsító elemanalitikai módszerre (PIXE) alapozott aeroszol vizsgálatokat. Különböző nemzeti és nemzetközi kutatási programok keretében vizsgáljuk a régióra jellemző városi és háttérterületi légköri aeroszol koncentrációját, elemösszetételét, szezonális és évenkénti változásait valamint forrásait (BORBÉLY-KISS I. 1999). Az utóbbi években megkezdtük az embert érő aeroszolverhelés becslése szempontjából fontos aeroszol méreteloszlás vizsgálatát az emberi légzést modellező kaszkád impaktor segítségével (DOBOS E. 2004). Az ily módon nyert adatok bemenő paraméterként szolgálnak sztochasztikus tüdőmodell számításokhoz, amely megadja a különböző mérettartományokba eső aeroszol részecskék kiülepedési valószínűségét az emberi légzőrendszer minden egyes tartományára vonatkozóan.

Ebben a cikkben ismertetjük a debreceni városi aeroszol elemi összetevőinek 2007 tavaszán és őszén mért méreteloszlását, valamint becslést adunk az aeroszol részecskék emberi légzőrendszer mentén történő kiülepedésének valószínűségére többféle légzési feltétel esetén.

2. Mintavétel

A debreceni városi aeroszol méreteloszlásának meghatározására mintavételi kampányokat folytattunk 2007. április 3. és 12. valamint október 12. és 17. között. A mintavételhez 10 fokozatú PIXE International kaszkád impaktort (PIXE INTERNATIONAL CORP) használtunk, amely 10 méretfrakció szétválasztását tette lehetővé a 30 – 0,05 mikrométeres mérettartományon belül. A méretfrakciók az alábbiak voltak: >16, 16-8, 8-4, 4-2, 2-1, 1,0-0,5, 0,5-0,25, 0,25-0,12, 0,12-0,06 és < 0,06 mikrométer aerodinamikai átmérő.

A mintavételi kampányok az Atomki udvarán, a szokásos mintavételi helytől 50 m-re, a talajtól 4 m magasságban zajlottak. Összesen öt sorozat mintát vettünk, ebből kettő hétvégéről, három pedig hétköznapokról származik. Egy-egy mintavétel 48 órán át tartott. A részecskéket paraffinnal bevont kapton fóliára gyűjtöttük. Aeroszol lerakódások a különböző impaktor fokozatokon láthatók az 1. ábrán.



1. ábra. Aeroszol lerakódások az 1. 2. és 3. impaktor fokozaton.
A részecskék mérete 0.1 és 1 µm között változik.

3. Analízis

Az aeroszol minták elemösszetételét részecske indukált röntgen emissziós (PIXE) módszerrel határozzuk meg. A PIXE módszer 2-3 MeV energiára gyorsított protonok által kiváltott karakterisztikus röntgensugárzás detektálásán alapul. Ez a nagy érzékenyséű (0,1-100 µg/g DL), kis anyagmennyiségek (10^{-9} - 10^{-12} g) kimutatására alkalmas multielemes analitikai módszer különösen jól alkalmazható a légköri aeroszol elemösszetételének meghatározására.

A PIXE mérések az Atomki 5 MV-os Van de Graaff típusú gyorsítójának bal 45°-os nyalábsatornájára telepített PIXE mérőkamrában zajlottak (BORBÉLY-KISS I. 1985). A mintákat 35-45 nA áramerősséű 2 MeV-es energiájú protonokból álló nyalábbal sugároztuk be, és 80 µC töltésmennyiségig mértünk.

A röntgenspektrumok kiértékelése a PIXEKLM programcsomaggal történt (SZABÓ GY. 1993). Az alábbi elemek koncentrációit határoztuk meg: Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Ti, V, Sc, Co, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Ba, Br, Cd és Pb. A koncentráció értékek ng/m³-ben vannak megadva. A detektálási határ 0,5 és 20 ng/m³ között változott, a koncentráció meghatározásának hibája 2 és 10% között volt.

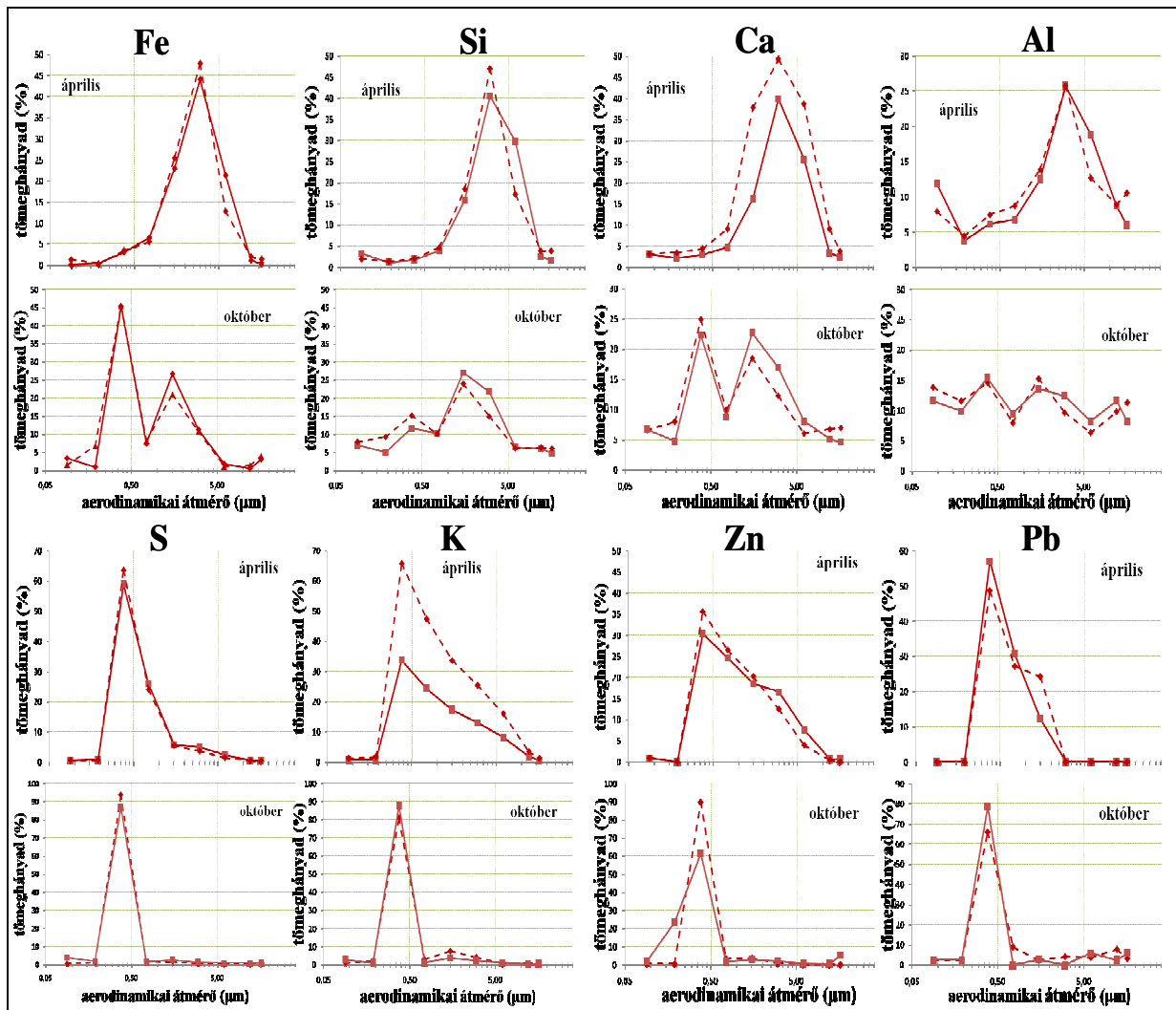
A különböző részecsketípusok légzőrendszer mentén történő kiülepedésének valószínűségét a KFKI AEKI-ben kifejlesztett IDEAL sztochasztikus tudómodell (KOBLINGER, L. 1990, BALÁSHÁZY I. 2000, HEGEDŰS Cs. J. 2004) segítségével számítottuk ki.

4. Eredmények

4.1. Méreteloszlás

A 2007 áprilisában és októberében mért városi aeroszol néhány elemi összetevőinek méreteloszlása figyelhető meg a 2. ábrán.

A két kampányidőszakban kapott eloszlás adatokból látható, hogy jól elkülönülnek a talaj eredetű elemek méreteloszlásai az antropogén elemekétől. Ugyanis a S, K, Zn és az Pb eloszlásában mindkét kampány időszakban csak egy csúcs van a 0,25-0,5 µm-es mérettartományban. Ugyanakkor a Si, Fe, Ca és az Al eloszlásában tavasszal csak a 2-4 µm-es tartományban található csúcs, amelynek mértéke az őszi időszakra csökkent és megjelent egy a 0,25-0,5 µm-es tartományba eső csúcs is. Ez utóbbi eloszlásokban mutatkozó eltérés lehetséges oka talán a Debrecen talajtani adottságaival és az adott időszakban uralkodó széliránnyal magyarázható.



2. ábra. Néhány talaj (felső sor) és antropogén (alsó sor) eredetű elemeket tartalmazó aeroszol méreteloszlása áprilisi és októberi mérések során. A szaggatott vonal a hétvégén a folytatnos a hétköznap mért eloszlásokat mutatja.

A 2. ábra görbéiből továbbá az is megállapítható, hogy nincs méreteloszlásbeli különbség sem a tavaszi sem az őszi időszak hétköznap és hétvégi eredményei között. Különbség az egyes mérettartományokban előforduló elemek megjelenési valószínűségei között van. Ugyanis a 2. ábra alsó görbéiből megállapítható, hogy az antropogén eredetű elemek az őszi – fűtésszezon kezdetét jelentő – időszakban 10-40%-al nagyobb valószínűséggel fordulnak elő 0,25-0,5 μm -es tartományban, mint tavasszal.

A Debrecenben előforduló főként két mérettartományba tartozó részecskékre kapott eredmények jó egyezést mutatnak Magyarország és Európa több városában mért méreteloszlás értékekkel (SALMA I. 2002, HORVÁTH H. 1996, ALMEIDA S. M. 2006).

4.2. Részecskék kiülepedése a légzőrendszerben

Az emberi szervezetbe belélegzés útján jutó különböző méretű aeroszolak lerakódásának valószínűsége a légzőrendszer egyes részeiben eltérő. A részecskék lerakódása szempontjából a légzőrendszer három részét különböztetjük meg: feji rész (*extrathoracic régió*), amely tartalmazza az orrot, a szájat, a garatot és a géget; a légcső-hörgő tájék (*tracheobronchiális*

régió), valamint a tüdő (*acináris régió*). Az orr-garat régióban marad a 10 µm-nél nagyobb aeroszolok közel 100%-a valamint az 5-10 µm aerodinamikai átmérőjű részecskék 60-80%-a. Az 5 µm-nél kisebb részecskék nagy része mélyen behatol a tüdőbe.

Egy légút a légsötől számított elágazások számával (generáció szám) jellemezhető. A 12-21. elágazásban jelennek meg az alveolusok (léghólyagocskák), amelyek az acináris régió kezdetét jelölik. A légcserre folyamat itt megy végbe.

Az előző pontban megállapított részecskék méreteloszlásait használtuk fel az egyes aeroszol részecskék kiülepedési valószínűségét megadó sztochasztikus tüdőmodell számításokhoz. A két mérettartományba tartozó aeroszol részecskékben előforduló Si, S, Ca kiülepedési valószínűségét emeltük ki az 1. táblázatban ülőhelyzetű és könnyű fizikai munkát végző férfi, nő és gyermek esetén. Azt az aeroszol típust, amely a 0,25-0,5 µm-es mérettartományban nagy valószínűséggel fordul elő (1-es típusnak) jelöltük a táblázatban. A 2-4 µm-es mérettartományban előforduló részecske típust pedig (2-es típusúnak).

Az adatok alapján megállapítható, hogy a talaj eredetű elemeket tartalmazó részecskék nagy része a táblázatban feltüntetett összes esetben az orr-garat régióban rakódik le. Fontos megemlíteni, hogy az itt lerakódott részecskék nem hordoznak jelentősebb egészségügyi kockázatot mivel viszonylag hamar kikerülnek a szervezetből. Azonban azok a főként (2)-es típusú részecskék, amelyek eljutnak a tüdő mélyebb részeibe, már nagyobb kockázati tényezőt jelentenek. A sztochasztikus modell szerint a S-t (vagy egyéb antropogén elemet) tartalmazó (2)-es típusú lerakódott részecskék fele bejut a férfiak és a könnyű fizikai munkát végző nők tüdejébe. A tüdőbe kerülő elemek hatását a szervezetre nagymértékben meghatározza azok vízoldhatósága. Ha olyan elemek kerülnek a tüdőbe, amelyek nem rendelkeznek ezzel a tulajdonsággal, akkor sokáig a szervezetben maradhatnak.

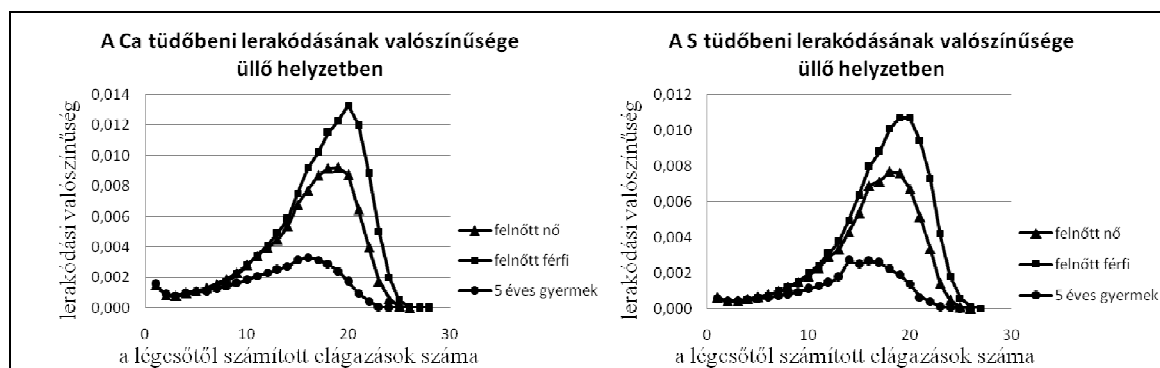
2. táblázat. A légzőrendszerbe jutó Si-ot, S-t, Ca-t tartalmazó aeroszol részecskék kiülepedésének valószínűsége (%-ban) férfi, nő és gyermek légzőrendszerében, ülő helyzetben, valamint könnyű fizikai terhelés során.

	Felnőtt férfi				Felnőtt nő				5 éves gyermek			
	orr-garat	légs- ő- hörg- ő	tüdő	össz.	orr-garat	légs- ő- hörg- ő	tüdő	össz.	orr-garat	légs- ő- hörg- ő	tüdő	össz.
<i>Ülő helyzetben</i>												
Si (1)	31,3	3,89	9,68	44,87	28,80	3,70	6,73	39,23	27,80	2,27	2,05	32,12
S (2)	6,90	2,67	7,46	17,03	7,30	2,33	4,96	14,59	7,75	1,24	1,52	10,51
Ca (1)	30,5	3,63	8,87	43,00	28,50	3,43	6,13	38,06	27,50	2,11	1,91	31,52
<i>Könnyű fizikai terhelés alatt (pl. gyaloglás)</i>												
Si (1)	41,4	3,08	7,53	52,01	39,1	3,14	7,24	49,48				
S (2)	7,39	2,24	7,34	16,97	7,04	2,23	6,70	15,97				
Ca (1)	38,9	2,83	7,12	48,85	37,2	2,91	6,77	46,88				

Figyelembe véve a tüdőmodell számításait megállapítható, hogy a S-hez hasonlóan a (2)-es típusú részecskékben előforduló Zn, Pb, Mn, Cr, Ni – emberi szervezetre káros hatású fémek – bizonyos mennyiségben bejuthatnak a tüdőbe. Ezért különösen fontos az ilyen anyagok forrásának felderítő és folyamatosan ellenőrzött vizsgálata.

A 1. táblázat alapján továbbá az is elmondható, hogy a férfi, nő, gyermek esetében ebben a sorrendben csökken a légzőrendszerben lerakódott aeroszol mennyisége. Ennek magyarázata az lehet, hogy a belélegzett levegő mennyisége is ebben a sorrendben csökken.

A modellel kapott eredmények alapján az is megállapítható, hogy a könnyű fizikai munkát végző személy légzőrendszerében több aeroszol rakódik le összesen, ugyanakkor kevesebb jut a tüdő mélyebb részeibe, mint annak aki ülő helyzetben van. Ennek oka a szapora és nem túl mély lélegzetvétel lehet.



3. ábra. A „Ca” és a „S” tüdőbeni lerakódásának valószínűsége a légút légcsőtől számított elágazásaiban felnőtt férfi és nő illetve 5 éves gyermek esetében

További következtetést vonhatunk le a modellel kapott eredmények felhasználásával készült grafikon alapján (3. ábra), amelyen a Ca és a S lerakódási valószínűsége látható a légút légcsőtől számított elágazásaiban. Ez azt jelenti, hogy azok a részecskék, amelyek nagy valószínűséggel jutnak keresztül több elágazáson, mélyebbre kerülnek a tüdőben.

Megállapítható, hogy a 15-22 elágazások között a legnagyobb a lerakódások valószínűsége mindkét elem esetén. Ezek közül is a férfiak tüdejébe kerül a legnagyobb valószínűséggel Ca és a S. Az is megállapítható, hogy a gyermektüdőben a 10-21 elágazások között szignifikánsan kisebb a lerakódások valószínűsége, amely a gyermek gyorsabb lélegzésével és keskenyebb légútjaival magyarázható.

5. Összegzés

Ebben a munkában megmértük a debreceni városi aeroszol elemi összetevőinek méreteloszlását 2007 áprilisában és októberében. A méreteloszlás alapján alapvetően két részecsketípust tudunk elkülöníteni. Az Al, Si, Ca, Fe, Ba esetében a jellemző mérettartomány a 2-4 μm , míg a S, Cl, K, Pb, Zn, Cu a 0.25-0.5 μm -es mérettartományban jelenik közel 90% valószínűséggel. Az előbbi elemek általában természetes, míg az utóbbiak antropogén eredetűek.

A sztochasztikus tüdőmodell számításokból megállapítottuk, hogy a Debrecenben mért talaj eredetű elemeket tartalmazó aeroszolok jelentős része az orr-garat régióban rakódik le, míg a légzőszervben lerakódott antropogén eredetű aeroszolok fele (férfiaknál és könnyű fizikai munkát végző nőknél) behatol a tüdő mélyebb részeibe, amelynek elemtől függően eltérő egészségi következményei lehetnek.

Az itt bemutatott eredmények egy mérésorozat első eredményei. Bebizonyosodott, hogy az ilyen jellegű vizsgálatok hasznos kiegészítői az intézetben folyó aeroszol kutatásoknak. A méreteloszlás információt szolgáltat a részecskék eredetéről és forrásairól, és azáltal, hogy bemenő paraméterként szolgál sztochasztikus tüdőmodell számításokhoz, hozzájárul a levegőszennyezettség emberre gyakorolt hatásának pontosabb megismeréséhez.

Köszönetnyilvánítás

Ez a munka az OTKA F60377, GVOP-3.2.1.-2004-04-0402/3.0 és a Nemzeti Kutatási Fejlesztési Program 3A/089/2004 keretében és támogatásával készült.

Irodalom

- ALMEIDA, S. M. – PIO, C. A. – FREITAS, M. C. – REIS, M. A. – TRANCOSO, M. A. (2006) Approaching $PM_{2.5}$ and $PM_{2.5-10}$ source apportionment by mass balance analysis, principal component analysis and particle size distribution, *Science of The Total Environment*, Volume 368, Issues 2-3, 15 September, pp. 663-674.
- BORBÉLY-KISS, I. – KOLTAY, E. – LÁSZLÓ, S. – SZABÓ, GY. – ZOLNAI, L. (1985) Experimental and theoretical calibration of a PIXE setup for K and L X-rays. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B*, 12, pp. 496-504.
- BALÁSHÁZY, I. – NÉMETH, I. – ALFÖLDY, B. – SZABÓ, P. P – HEGEDŰS, CS. – HOFMANN, W. – PÁLFALVI, J. – FEHÉR, I. – TÖRÖK, SZ. (2000) Aerosol deposition modeling in human airways and alveoli. *Journal of Aerosol Science*, Volume 31, Supplement 1, September 2000. pp. 482-483.
- BORBÉLY-KISS, I. – KOLTAY, E. – SZABÓ, GY. – BOZÓ, L. – TAR, K. (1999) Composition and sources of urban and rural atmospheric aerosol in Eastern Hungary. *Journal of Aerosol Science*, 30, pp. 369.-391.
- DOBOS, E. – BORBÉLY-KISS, I. – KERTÉSZ, ZS. – SALMA, I. (2004) Comparing the elemental concentration of aerosol from urban and rural areas with applying the calculation of stochastic Lung Model, *Journal of Aerosol Science*, 35, p. 139.
- HEGEDŰS, CS. J. – BALÁSHÁZY, I. – FARKAS, Á. (2004) Detailed mathematical description of the geometry of airway bifurcations, *Respiratory Physiology & Neurobiology*, Volume 141, Issue 1, 12 July 2004, pp 99-114.
- HORVATH, H. – KASAHARAT, M. – PESAVA, P. (1996) The size distribution and composition of the atmospheric aerosol at a rural and nearby urban location. *Journal of Aerosol Science*, Volume 27, Issue 3, April 1996, pp. 417-435.
- KOBLINGER, L. – HOFMANN, W. (1990) Monte Carlo modeling of aerosol deposition in human lungs. Part I: Simulation of particle transport in a stochastic lung structure. *Journal of Aerosol Science* 21, Issue 5, pp. 661-674.
- PIXE INTERNATIONAL CORP., P. O. Box 7744, Tallahassee, FL 32316, USA; <http://www.pixeintl.com/>
- REICHARDT, T. (1995) Weighing the health risk of airborne particulate matter. *Environm. Sci. Technology* 29, 360A-364A
- SALMA, I. – MAENHAUT, W. – ZÁRAY, GY.(2002) Comparative study of elemental mass size distributions in urban atmospheric aerosol. *Journal of Aerosol Science*, Volume 33, Issue 2, February 2002, pp. 339-356.
- SZABÓ, GY – BORBÉLY-KISS, I. (1993) PIXYKLM computer package for PIXE analyses. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B, Beam Interactions with Materials and Atoms* 75, 123

Dr. Elkán György¹ – Kocsor Tibor Gábor² – Bóné Gábor-Máté³

Modernkori örökségek Kolozsváron

Abstract

The cityscape of 'modern' Cluj-Napoca from twenty years ago with its rules and regulations, its formal characteristics governed by certain aims is in sharp contrast with what one can find there today.

In our presentation we aim to present through a rich body of pictures the changes the idiosyncratically harmonious cityscape underwent and the disappearance of the 'calm' atmosphere of the 80s.

Through the fact that the blocks of flats have changed their appearance freely and without preliminary plans according to the wishes of the dwellers the cityscape has undergone general alterations as well. In the same time the liberal legal context of the post-revolution era tolerated these exterior alterations by masking these infringements as lawful.

Our aim here is not to label the old and the present cityscape as good or bad, we would only like to draw the public attention on the changes the cityscape of Cluj-Napoca underwent, which can be either progressive or regressive either on short or long term and it is always the beholder who can rank it or judge it according to his/her own taste.

1. Bevezetés

A „modern” Kolozsvár város 20 évvel ezelőtti városképe, a maga szabályaival és szabályozottságával, bizonyos céllal elgondolt és megvalósított formavilágával éles ellentétben áll az ugyanott fellelhető mai városképpel.

Előadásunkban megpróbáljuk gazdag képes válogatásban bemutatni ezt a változást, mint egy harmonikus jellegzetesség módosulása, illetve a „nyugodt” '80-as évekbeli városi hangulat megváltozása.

Azzal, hogy a tömbház lakásainak tulajdonosai szabadon és megtervezetlenül változtathatták meg saját portáik külalakját, megváltoztatták Kolozsvár általános közképét. Ugyanakkor a szabadelvű eszméknek áldozó posztrevolúció közigazgatása törvényesnek álcázott szabálytalansággal tűrte el a kültér színeváltozását.

Célunk nem az, hogy a régit rossznak és az újat pedig jónak vagy épp fordítva ismerjük el. Csupán a változásra szeretnénk felhívni a figyelmet, ami lehet előremozdító vagy hátráltató úgy rövid mint hosszú távon de végül is a szemlélő, a hallgató az, aki ízlése szerint következtethet, illetve ezt megítélheti.

¹ **Dr. Elkán György** *Sapientia Erdélyi Magyar Tudományegyetem, Környezettudományi Tanszék, Kolozsvár*
E-mail: elkanenator@gmail.com

² **Kocsor Tibor Gábor** *Sapientia Erdélyi Magyar Tudományegyetem, Környezettudományi Tanszék, Kolozsvár*
E-mail: kocsort@vipmail.hu

³ **Bóné Gábor-Máté** *Sapientia Erdélyi Magyar Tudományegyetem, Környezettudományi Tanszék, Kolozsvár*
E-mail: bone_gabor@yahoo.com

2. fejezet

A XXI század kedvelt témája lesz még a múlt század második felében végbement térbeli változások taglalása, illetve a beépített környezet alakulásának a történelmi, fizikai és társadalmi következményein keresztül való kutatása és felismerése.

Szándékosan általánosítottuk a következményeket elsősorban azért, mert a témát mint környezettudományi kutatók közelítjük meg és másodsorban mert így önmagát bizonyítja az a tény hogy *Az épített környezet* amiben nap mint nap élünk és alkotjuk előnyére vagy hátrányára nem más mint egy antrópikus műszaki tér ami szoros kapcsolatban áll az adott kor összetett lehetőségeivel politikai és gazdasági hátterével.

A második világháború utáni „sarkából kidőlt világ” itt nálunk is, olyan „új szelet” keltett, amelyik eltörölte legalább negyven évre a föld magántulajdoni jelentőségét és a helyhatósági önrendelkezési jogot.

Mindezek a változások rendkívüli hatással voltak a területek rendezésére és egyben a városok fejlődésére, növekedésére és nem utolsósorban, az új városképek kialakulására.

Hogy mi történt ezalatt a negyven év alatt Kolozsváron már több ízben átvilágították a szerzők, mint átélők vagy hallgatók, így felidézhetjük, hogy – *az ötvenes évek végével a központi hatalom megerősödése és a fejlődés diktatórikus gyakorlása a kommunista ideológia szellemében felszínre hozott egy újfajta stratégiát, ami a helységfejlesztést, a várostervezést alárendelte egy központi tervgazdálkodásnak és a kezdeti szigorúan szovjet mintára kidolgozott városrendezési normáknak és metódusoknak. A marxista értékelosztási elmélet szerint a széles tömegek „egyenlőminőségű részesedése” égisze alatt a központi értékekből megvalósított bármilyen épületnek a minimális és maximális „típusát” kellett alkalmazni túlnyomóan a lakásépítkezésben.*

Végül is a diktatúra egy rendkívül gyors fejlesztési programmal, már a hetvenes években a maximális kapacitást igénybevevő öt éves tervekkel próbálta megvalósítani az új szocialista munkás paraszt városokat.

Bevezetésnek megemlítendő, hogy ötven év alatt Kolozsvár lakossága az 1950-beni 120 ezerről (1956-154723, 1966-185663, 1977-262412, 1992-351000) 2000-ig 361 ezerre nőtt.

3. fejezet

Jelen dolgozatunk objektuma egy a fentiekben vázolt időszakból kiragadott aspektus korhű bemutatása és annak a mai helyzettel összehasonlító tanulmányozása.

Ha a „Modern kor” örökségéről szólnak, nyilvánvalóvá válik, hogy a beépített környezetről van szó, és ez egybeesik a város relatív rövid idő alatti nagyarányú fejlődésével. A megnőtt lakosságnak lakás kellett, lehetőleg a már valamennyire kialakult infrastruktúrák fölött, ami természetesen bontáshoz is vezetett de ugyanakkor nagyszabású ma már nélkülözhetetlen közlekedési gócpontok és sugárutak megvalósítása is kötelezővé vált.

Ez a fejlődés a nyolcvanas évek derekán már kialakult, erről tanúskodnak a bemutatandó képek amelyekről le lehet és kell olvasni a tervezők és kivitelezők munkájának az eredményét, és egyben tudomásul venni azt, hogy urbanisztikailag és strukturálisan az épületek nagyon szoros központi sugallatra és rábólintásra voltak megvalósíthatók.

Az akkori beépítési normák a legmagasabbnak tűntek, de a beépítendő felületek egy pontosan meghatározott százaléka kellett szolgáljon a zöldövezetnek, a játszótereknek, parkírozó stb., ismétlem a rendelkezésre álló terület teljes mértékben való alárendeltségével mindenféle tulajdonjogi megszorítás nélkül.

Másképpen értelmezve a tanulmányozott időszakban ha az épületek tartalma, a lakások típusa például egy bizonyos számú „típus tervből” tevődött össze, ezek térbehelyezése urbanisztikai elosztása egy nagymértékű diverzitást eredményezett.

Más-más homlokzatok architektúrája is azonos lakásbeosztásokat rejthetett.

A tervezés és kivitelezés megyei szinten való központosítása egyben biztosította a tervek igen csak azonos megvalósítását. Tehát minden ellenőrzés alatt volt. Hogy ez milyen mértékben volt előnyös csak a változással való összehasonlítással lehet megválaszolni.

A rendszerváltás utáni szabadelvű lelkesedés a már megindult tulajdon visszaszolgáltatási folyamat közepette lefedte a törvényben szerényen meghúzódtó kitétel, hogy a természetbeni visszaszolgáltatás csak azon kisajátított területekre érvényes, amelyeken nem valósultak még meg a tervezett objektumok. Ebből kifolyólag számos esetben a zöldövezetek, játszótérek, parkolók kisebb nagyobb részei kerültek vissza régi tulajdonosaik kezébe és sok esetben be is építették őket.

Természetesen az új kép merőben eltér az eredeti elképzeléstől. Új urbánus tér keletkezik, és ami a legkedvezőtlenebb a beépítési sűrűség már a kulturátlanság határát is meghaladja. Ugyancsak a tömeglakás építkezés – a négy vagy tízemeletes lakótömböket értjük ezalatt – hozta meg a homlokzatok teljesen új és sajátos kinézését, és pedig a lakások tulajdonosai egyéni ötletei és tehetsége után elkészült egyedi illetve merőben különböző változtatásokat. Ezek a változtatások belülről nézve egy úgy nevezett „szükséget” elégítették ki, viszont kívülről egy teljesen felbontott esztétikai és műszaki törvényt messze elkerülő tettekről tanúskodnak.

A környezeti esztétikához tartozó elvek még csak kialakulóban vannak, és még sok van addig ameddig az új generációknak fel fog tűnni nem csak az említett negyven év öröksége, hanem annak az eltorzulása is, olyan formában is ami nem csak magának az épületeknek a létjogát veszi majd számításba hanem az esetleges kozmetizálását is.

Mivel megadatott a lehetőség és az ötlet, próbáljuk összehasonlítani a nyolcvanas években még újnak tűnő városképeket a mai helyzettel, és eltűnődni azon, hogy vajon lesz-e gond és nehézség, vagy egyáltalán szükséges lesz e valamit tenni.

4. fejezet

Képeink tehát nem a régi Kolozsvár több-százéves változásaival foglalkoznak, hanem egy majdnem kortárs hozzáállással ahol a „szereplők” a legtöbb esetben az új környezetben az első beköltözöttek.

Itt is mint máshol az országban már 1976-ban megszabták a minimális terjeszkedések határait, így a város egy 4070 hektáros szorosra szabott beépíthető területtel rendelkezett és bármilyen épület vagy épületegyüttes csak a beépített területek szanálásával valósulhatott meg. Urbanisztikailag azonban az új lakónegyedekkel párhuzamosan a nagyszabású fejlődéseknél kizáró jelleget képviselő közérdekű építmények is megvalósultak és pedig a Kálvária és Gyárutcai aluljárók, utak, utcák, úgy mint a Monostori, Pata, Gyár, Csillagvizsgáló, a Nyárfasor és mások, amelyek nélkül ma Kolozsvár majdnem menedzselhetetlen lenne.

Tehát a képek nagytöbbsége a majdnem teljesen újonnan épített – még be nem járatott – környezetet mutatja be leginkább a fenti közlekedési térelemek felől nézve, az akkori közlekedési körülményekhez képest kényelmes állapotban a nyolcvanas évek közepéről.

Az ellenképek már a mai helyzetet ábrázolják legkevesebb húszéves távlatból, de lehetőleg ugyanazon helyről vagy látószögből készítve, nyilvánvalóvá téve a komparációhoz szükséges térelemeket.

Az új építészeti együttesek vagy a fenti időszakban megvalósult egyedi épületek képei megoszlanak a Hajnal Negyed, a Marasti Negyed a Központ és környéke között de nem hiányozhatott a Fellegvárról készült rálátás sem.



1/a. kép



1/b. kép



2/a. kép



2/b. kép



3/a. kép



4/a.kép

5. fejezet

A vászonra kerülő képpárokat figyelemmel kísérve a következő kérdések/válaszok merülhetnek fel:

- **Mi változott, és ha az ami változott milyen alárendeltségű?**

Nyilvánvaló hogy változás állt be úgy a közlekedési síkon, mint a homlokzatokon is. Ameddig a közlekedés egy gazdasági, illetve műszaki kritériumokra épül, addig az észlelt homlokzati, esztétikai változások már ízlés, harmónia, kultúráltság és menedzselési készségektől függ.

- **Milyen érzéseket okoz, illetve milyen hatással van a megfigyelőre?**

Azoknak a polgároknak is akik átérték a régi helyzetet, ez a „feedback” mindenképpen meglepő és legalább is azt az impressziót keltheti, hogy egy használaton kívüli tervet néz. A kérdés az hogy hányan szeretnék ha ma is hasonló képet láthatna és mi okból.

- **Mi az oka a változásnak?**

Erre már egyszerűbb a válasz, mivel a már említett magántulajdonnal szembeni önkényes cselekedetek tudatalatti jogosultsága, a közestétika semmibevevése és a törvények hiányossága, vagyis hibás alkalmazása felvértezték a tetteseket a homlokzatokon véghezvitt merényletekre. A másik ettől független tény, a neokapitalizmussal együtt járó reklámhadjárat szabad szárnyalása addig ameddig majd egyszer rendeletekbe ütközik.

Ami még benne van a képben az a közlekedéssel járó autópark megtízszereződése, amire a megoldás már nem egy lokális probléma, ez meghaladja a város határait. Ami a lényeg az hogy a város milyen felületi kapacitással bír, illetve van e elég utca és tér a közlekedés lebonyolítására.

- **Mennyire tekinthető a polgárság részéről nyereségnek vagy veszteségnek a fenti képváltozás?**

Közérdekű nyereségről nem beszélhetünk, ez nyilvánvaló de egyénileg minden szereplő annyit nyert amennyire a balkonbezárási indulatát le tudta vezetni egy bizonyos kiviteli lehetőségben. Egyesek olcsóbban mások drágábban, azt is tudván vagy legalább érezvén, hogy vétkeznek a közérdekkel szemben.

- **Lehetett volna másképpen levezetni a folyamatot, úgy hogy kevésbé ártsanak a közestétikának?**

Igen de csak az egyéni érdek a minél hamarabbi óhajtott megoldásának a késleltetésével. A közigazgatás nagylelkűen hallgatott. Elkerülte a birokra gyanúját.

- **Közrejátsszik a szabadságkorlátozás érzése?**

A rendszerváltás nagy pszichológiai bumerángja lett, az ötven év alatt kimosódott polgári jog és kötelességtudat olyan formájú megjelenése, hogy a mindenfajta kötelességeket sokáig még diktatórikus alárendeltségnek ismerték el.

- **Van e törvényes, a társadalomra és annak a vezetősége számára kötelező lépés, vagy előnyösebb a bölcs elhallgatás?**

Szerintem, szerintünk nincs remény arra, hogy egy polgármester ilyesmit önszántából kezdeményezzen akkor is ha meg van győződve az ügy jogosságáról. A legjobb esetben mellé áll, ha valaki vagy valamelyik civil szervezet elindít egy kampányt, de mindenképpen számítani kell arra, hogy költségvetési támogatás nélkül nem lesz eredmény a javításra.

A leghatásosabb ha egy önkormányzat valamikor elkezdi meggyártani a saját törvénykönyvét, amiben olyan kötelességeket is befoglal ami a többség igényeit képviseli vagy olyan elemi elvárásokat ami régiószinten már elismert de a helyi társadalom még nem érett meg ezen szabályok megértésére de nem ellenezheti a hosszútávon való alkalmazását.

Az elkövetkezendő idők számos európai normát fog honosítani illetve újrahonosítani, amelyeket már rövidtávon fog kelleni alkalmazni.

- **Mi a célja akkor ennek a tanulmánynak?**

Valamit mindig el kell indítani valahol, valamikor!

A beépített környezet társadalmi tere a „Publikus tér” mindenkinek a tere, ide mindenki jegyváltás nélkül léphet be, amit itt lát „a kép” az köztulajdon és főleg a helybéliek – a karbantartók – a felelősek a kép minőségéért, őket képviseli.

- **Mi lenne a mottója?**

Egy igazmondás? „Egy társadalom mindenkor felelős a saját sorsáért”?
Illetve „minden település, város lakossága olyan környezeti minőséget érdemel meg, amelyet a többség megálmodik magának.

Irodalom

ELKÁN GY. (2005) Kolozsvár Urbánus fejlődése a 20.sz második felében. EMTE konferencia, Kolozsvár
LE CORBUSIER (1966) L' Urbanisme, Editions Vincent, Freal et Co. Paris
INTERPROIECT Kft, (1992-2007) - Kolozsvári Urbanisztikai tervek, Kolozsvár

Kántor Noémi¹ – Dr. Gulyás Ágnes² – Dr. Unger János³

Humánkomfort-vizsgálatok Szegeden

Abstract

The aim of the present study is the human biometeorological assessment of a square in the centre of Szeged using data collection derived from 17th, 22nd August and 12th September of 2006. We measured the meteorological factors influencing people's thermal comfort level with the help of a micro-meteorological station in order to calculate a thermal comfort index (called *Predicted Mean Vote*) with the RayMan model. Parallel a social survey was executed with structured interviews in order to determine, which factors influence people's thermal comfort sensation the most. Then we compared the answers reflecting the subjective opinion of the people staying in the area with the objective results (*PMV*) derived from the model.

1. Bevezetés

A légköri jelenségek emberi szervezetre gyakorolt hatásait tanulmányozó, interdiszciplináris tudományterület neve humán bioklimatológia. A városi légtér termikus állapotára vonatkozó kutatási eredményei jelentős mértékben hozzájárulhatnak az emberek közérzetének és egészségi állapotának javításához, amennyiben azokat a várostervezés ill. rendezés során figyelembe veszik (MAYER, H. 1993). Kiváltképp fontos ez a különböző városi struktúrák közt megbúvó zöld területek esetén, hiszen sokak számára ezek adnak lehetőséget, hogy pihenésképp huzamosabb ideig a szabadban tartózkodjanak.

Egy adott területen eltöltött időnk hosszát azonban jelentős mértékben befolyásolja komfortérzetünk, amely a meteorológiai paramétereken kívül több tényezőnek is függvénye. Ezen paraméterek és tényezők szerepének a feltárásával foglalkozik a városi humán bioklimatológiai vizsgálatok egy igen jelentős hányada. A korábbi, pusztán termofiziológiai szempontok alapján (ún. komfort indexek segítségével) történő értékelés mellett manapság egyre többször kerül sor társadalmi felmérésre alapozott, szubjektív paramétereket is számításba vevő vizsgálatokra (NIKOLOPOULOU, M. – STEEMERS, K. 2003, KNEZ, I. – THORSSON, S. 2006). Ezt a nemzetközi irányvonalat igyekeztük mi is követni, amikor a SZTE Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszékének szervezésében elvégeztük egy városi terület humán bioklimatológiai értékelését.

2. Alkalmazott módszerek

Vizsgálatainkat 2006. aug. 17-én, 22-én valamint szept. 12-én a szegedi Aradi vértanúk terén végeztük. Mindhárom vizsgálati nap során kedvező időjárási feltételek uralkodtak: csapadék nem volt, felhők csak ritkán takarták el az eget és gyenge volt a légmozgás. A mintegy 7300 m² nagyságú Aradi teret (1. ábra) villamos sínek szelik ketté É-D-i irányban, nyugati oldalát inkább a járdákkal tagolt füves felszínnek jellemzik, míg a tér Tisza felőli

¹ Kántor Noémi *Szegedi Tudományegyetem, Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék, Szeged*
E-mail: kantor.noemi@geo.u-szeged.hu

² Dr. Gulyás Ágnes *Szegedi Tudományegyetem, Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék, Szeged*
E-mail: agulyas@geo.u-szeged.hu

³ Dr. Unger János *Szegedi Tudományegyetem, Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék, Szeged* E-mail: unger@geo.u-szeged.hu

részén főleg a burkolt felszínek dominálnak. A vegetációs időszakban számos fa nyújt árnyékot mindkét oldalon, ami a gondozott virágágyásokkal együtt a térnek parkos attitűdöt kölcsönöz.

A tanulmány során kétféle módszert alkalmaztunk annak érdekében, hogy minél pontosabb képet kaphassunk a téren kialakuló termikus körülményekről, ill. az emberek komfortérzetéről. Az ún. objektív módszer alapjául meteorológiai paraméterek helyszíni mérése szolgált, melyekből napjaink egyik leggyakrabban alkalmazott bioklíma modellje, a RayMan (MATZARAKIS, A. et al. 2007) segítségével előállítottuk a *PMV* (Predicted Mean Vote) nevű humán bioklimatológiai mérőszámot. Ez az eredetileg beltéri alkalmazásra kifejlesztett komfort index megmutatja, hogy adott klimatikus paraméterekkel jellemezhető környezetben – bizonyos aktivitásszint és ruházat általi hőszigetelés esetén – az emberek átlagosan hogyan jellemeznék hőérzetüket egy 7 pontos (-3-tól +3-ig terjedő) skála segítségével (MAYER, H. 1993). Későbbiek során az indexet alkalmazhatóvá tették a kültéri alkalmazásra is, s minthogy a szabadban -3-nál alacsonyabb és +3-nál magasabb *PMV* értékek is előfordulhatnak, szükségessé vált a skála 9-fokozatúvá bővítése. Ez az ún. ASHRAE komfort skála a 0 érték körül indikál komfortos állapotot, az ettől mindinkább eltérő értékek növekvő diszkomfortot, valamint stressz szintet jeleznek (1. táblázat).



4. ábra. A mintaterületről készült fényképek

3. táblázat. A *PMV* értékek értelmezését segítő hőérzet-skála, ill. a hozzá köthető terhelési szintek

PMV	-4	-3	-2	-1	0	1	2	3	4
Hőérzet	nagyon hideg	hideg	hűvös	enyhén hűvös	komfortos	enyhén meleg	meleg	forró	nagyon forró
Fiziológiai stressz szintje	extrém	erős	mérsékelt	enyhe	nincs stressz	enyhe	mérsékelt	erős	extrém
	hidegstressz					hőstressz			

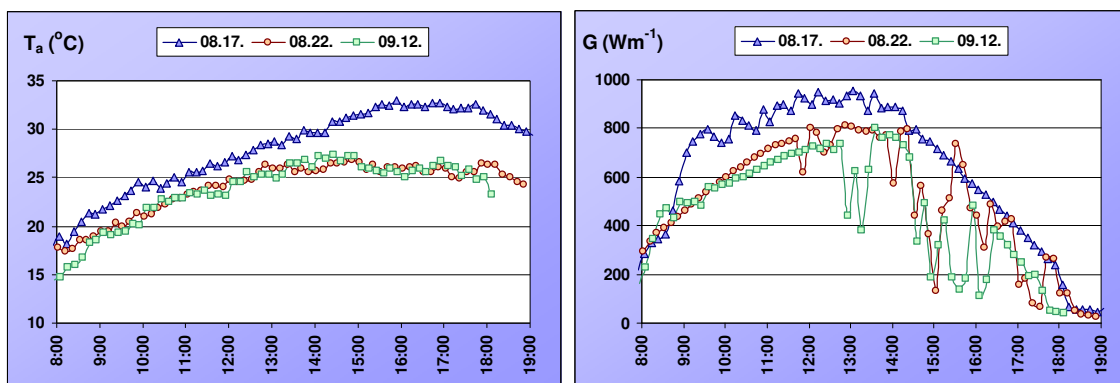
Az index kiszámításához a RayMan modell által igényelt adatok 3 csoportra oszthatók: meteorológiai adatok, felszínmorfológiai adatok és személyes adatok. A léghőmérséklet (T_a), a szélesség (v), a relatív légnedvesség (RH) és a globálsugárzás (G) 10 perces átlagértékeit egy HWI típusú, Vaisala és Kipp&Zonen szenzorokkal felszerelt meteorológiai állomással mértük, melyet a tér egy olyan pontjára helyeztünk, ahol egész nap érte a direkt sugárzás. A mérések az első két alkalommal 8-19 óráig, míg szeptember 12-én 8-18 óráig tartottak. A felszínmorfológiai jellemzők csoportja tartalmazza a mérési pont körüli 240×240 m-es területen lévő épületek és fák – a vizsgálati ponthoz viszonyított – relatív koordinátáit és

legfontosabb méreteit. A modell által igényelt személyes adatok betáplálásával egy 35 éves, 1,75 m magas, 75 kg-os, nyári ruhát viselő, ülő férfi esetére végeztük el a *PMV* becslését.

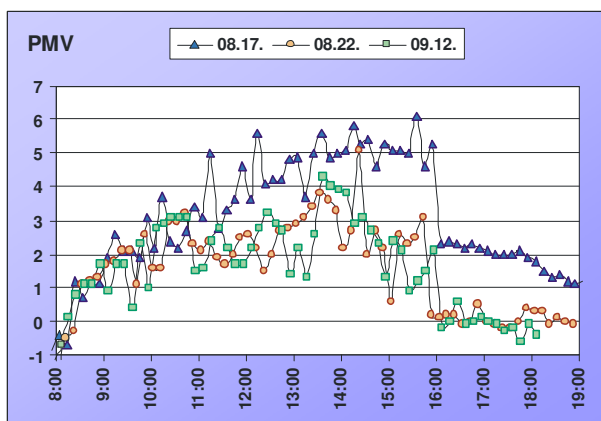
A meteorológiai mérésekkel párhuzamosan kérdőíves formában kivitelezett társadalmi felmérés is zajlott (szubjektív módszer) annak érdekében, hogy a területet látogató emberek válasza alapján pontosabb képet alkothassunk a szabadterén kialakuló termikus komfortérzetet befolyásoló tényezőkről. A 3 nap alatt összesen 844 kitöltött kérdőív született véletlenszerűen kiválasztott emberek válaszaiból. A kérdőív összeállításánál kis módosításokkal a KNEZ, I. – THORSSON, S. (2006) felmérései során alkalmazott kérdéseket vettük alapul.

Először feljegyeztük a kérdezett személyek pozícióját (napon/árnyékban, ülő/álló/sétáló) ruházatát, nemét és korát, valamint, hogy mennyi ideje tartózkodnak a szabadban ill. az adott területen. Ezek után a kiválasztott emberek értékelték az adott nap időjárását (hideg/meleg, szélcsendes/szeles, száraz/párás, szabadtéri tevékenységre alkalmatlan/alkalmas), a tér pillanatnyi körülményeit (hideg/meleg, szélcsendes/szeles, száraz/párás, kellemetlen/kellemes), hogy pillanatnyilag hogyan érzik magukat (fáradt/kipihent, szomorú/boldog, ideges/nyugodt), s hogy városi vagy inkább vidéki környezetben töltik el szívesebben szabadidejüket. Ezek mellett a résztvevők egy 9-fokozatú (-4-től +4-ig tartó) skálán kiválasztották az aktuális termikus komfortérzetüknek megfelelő értéket, ami a külföldi tanulmányok ún. ASV (Actual Sensation Vote, aktuális hőérzetről alkotott vélemény) értékének feleltethető meg (KNEZ, I. – THORSSON, S. 2006).

3. Eredmények és értékelésük

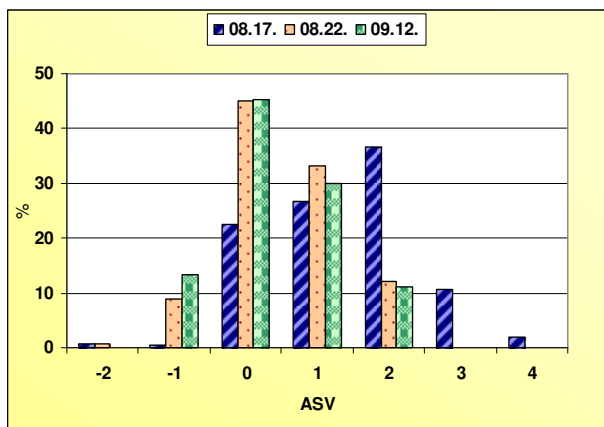


2. ábra. A három vizsgálati nap alatt mért léghőmérséklet és globálisugárzás értékek



3. ábra. A PMV értékek napi alakulása a különböző vizsgálati napokon

A három vizsgálati nap közül az első jellemezhető termikus szempontból a legterhelőbb körülményekkel, a számított indexértékek nem egyszer jócskán meghaladták az extrém hőstressz tartomány alsó határát (1. táblázat). A szélsőségesen nagy terhelés hátterében elsősorban a magas léghőmérséklet és az erős sugárzási értékek állnak (2. ábra). A másik két vizsgálati napon ennél mérsékeltbb termikus terhelés érte az emberek szervezetét, bár ekkor is szép számmal fordultak elő indexértékek a meleg és a forró tartományokban (3. ábra). Minthogy az emberek termikus komfortérzetét napos nyári szituációkban elsősorban az határozza meg, hogy sugárzás szempontjából milyen környezetben vannak, így a szabadtéri komfort indexek, s így a *PMV* kiszámításánál is a radiációs viszonyoké a főszerep.



4. ábra. Az emberek termikus komfortérzetét jellemző ASV értékek %-os megoszlása a 3 vizsgálati napon

A meginterjúvált személyek többsége a fiatalabb korosztályokból került ki, s többnyire a tér árnyékot nyújtó lehetőségeit választotta. A megkérdezettek nagy része inkább melegnek, száraznak és szélcsendesnek találta az adott napok időjárását, és kimagaslóan nagy részük vélte szabadtéri tevékenységre alkalmasnak. A tér pillanatnyi termikus jellemzőit az emberek majdnem ugyanilyen eloszlással jellemezték. Nagyobb részük inkább jókedvűnek és nyugodtnak vallotta magát, a városi-vidéki attitűdre ill. a kipihentségre vonatkozó eredmények viszont nem mutattak eltolódást a skála egyik irányába sem. Az ASV augusztus 17-ei értékeinek többsége távolabb esik a komfortos szinttől (4. ábra), ami megfelel az objektív módszer által jelzett terhelőbb körülményeknek.

Kérdés, hogy az olyan, vizsgálati személyenként eltérő paraméterek, mint a pozíció, a kor, a nem, vagy az időjárási körülmények ill. a pillanatnyi közérzet értékelése van-e, és ha igen akkor milyen befolyással a vizsgálati napok átlagos ASV értékeire (2. táblázat). Persze némelyik tényező hatása a termikus komfortérzetre teljesen evidens. Azok, akik melegnek és kellemetlennek találták a területet adott pillanatban, átlagosan jóval magasabb ASV értéket választottak. Az árnyékban elhelyezkedő és az ülő pozíciójú interjú alanyok ASV-je alacsonyabbnak adódott, vagyis közelebb esett a komfortos értékekhez. Ezen a ponton érdemes megjegyezni, hogy Aradi tér kialakítása révén lehetővé teszi, hogy a huzamosabb ideig ott tartózkodó személy változatos mikroklímájú környezetek közt választhasson. Magas arányban képviselteti magát a vegetáció, ami egyrészt esztétikussá és hangulatossá teszi a területet, másrészt a fáknek köszönhetően jelentős mennyiségű árnyékot szolgáltat, ami a meleg és forró periódusok alkalmával komfortosabbá teszi a tér termikus körülményeit.

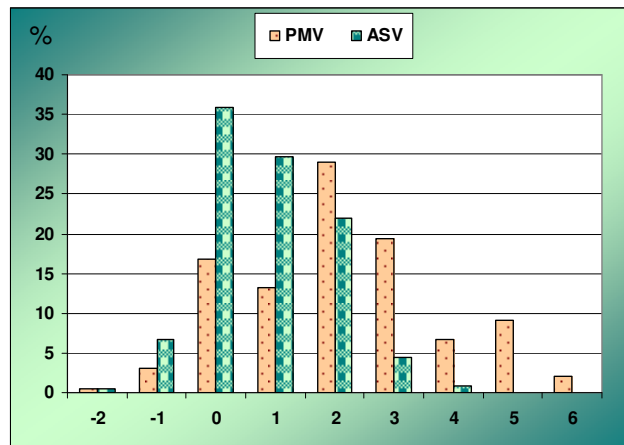
4. táblázat. A vizsgálati napokon jelentkező átlagos ASV értékek a megkérdezett személyek bizonyos jellemzői alapján

		NAPOK			
		8. 17.	8. 22.	9. 12.	összes
Pozíció	ülő	1,197	0,444	0,233	0,657
	álló	1,462	0,407	0,506	0,939
	sétáló	1,603	0,571	0,667	1,018
	napon	1,650	0,670	0,533	0,979
	árnyékban	1,262	0,355	0,304	0,738
Nem	férfi	1,369	0,443	0,392	0,774
	nő	1,383	0,486	0,392	0,857
Kor	< 35	1,464	0,500	0,416	0,822
	35 - 65	1,240	0,375	0,222	0,856
	66 <	1,130	0,440	0,125	0,679
A terület pillanatnyi értékelése	hideg	0,400	-0,125	-0,125	0,000
	meleg	1,554	0,719	0,592	1,096
	kellemetlen	2,256	1,333	1,333	2,055
	kellemes	1,125	0,425	0,384	0,667
Közérzet	fáradt	1,633	0,486	0,357	0,915
	kipihent	1,254	0,485	0,264	0,750
	szomorú	1,824	0,536	0,133	0,800
	jókedvű	1,374	0,490	0,410	0,845
	ideges	1,800	0,636	0,037	0,822
	nyugodt	1,318	0,444	0,445	0,818
Attitűd	városi	1,301	0,589	0,313	0,800
	vidéki	1,414	0,333	0,491	0,850

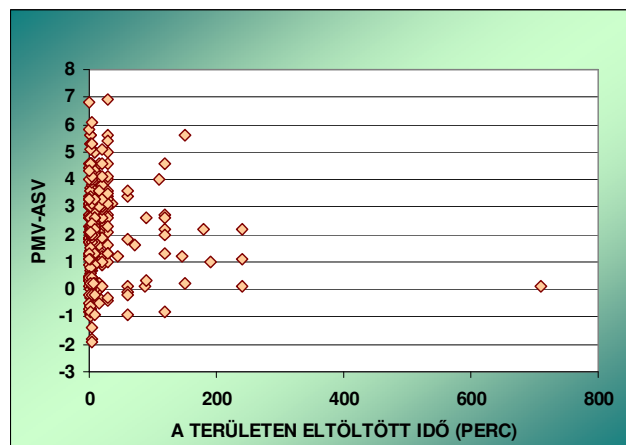
Az eredmények alapján a kornak van egy kevés befolyása a termikus komfortérzetre (a fiatalabbak átlagos ASV-je némiképpen magasabb), a nemek közt viszont nem találtunk ez esetben eltérést (2. táblázat). Bár az interjúalanyok közérzete és attitűdje szempontjából is vártunk némi tendenciát az átlagos ASV értékek alakulásában, csupán a fáradt/kipihent kategória esetében mutatható ki némi összefüggés (a fáradtabb emberek átlagos ASV-je magasabb), míg a többi esetében eltérő trendeket tapasztalhatunk a különböző napok között.

Összehasonlítva a modell által számított PMV-t az emberek hőérzetét tükröző ASV-vel azt találjuk, hogy az utóbbi értékei jóval nagyobb arányban fordulnak elő a komfortos tartományban és annak közelében, és szinte alig esnek az extrém stressz-szintet jelző kategóriákba (5. ábra). A magyarázat abban keresendő, hogy az emberek jóval szélsőségesebb körülményekre vannak felkészülve a szabadban való tartózkodásuk során, ami a skála komfortos (és a többi) tartományának kiszélesedéséhez vezet. Az alkalmazott indexek viszont beltéri referenciakörülményekre vonatkoznak, és a zárt terek esetén használt komfortzónákkal összefüggésben lettek kifejlesztve, ahol is ezek a zónák jóval szűkebbek, köszönhetően az épületekben elvárható, mesterségesen kellemes szinten tartott termikus körülményeknek. Ugyancsak ezzel indokolható az is, hogy a számított PMV értékek némelyike még a kibővített hőérzet-skála határait is túllépi.

Amennyiben az adott személy hosszabb időt töltött el a vizsgált területen, úgy kimutathatóan kisebb mértékben tért el az általa adott ASV érték az aktuálisan fennálló PMV-től (6. ábra). Eszerint a RayMan és a hozzá hasonló modellek inkább a hosszabb-távú szabadtéri komfort-értékelések során nyújtanak reális végeredményt, s nem kifejezetten alkalmasak az adott környezeti feltételeknek rövid ideig kitett emberek komfort-érzetének megbecslésére.



5. ábra. A számított PMV és a kérdőívekből ASV értékek előfordulási gyakorisága a 3 nap adatai alapján



6. ábra. A megkérdezett személyek ASV értékeinek eltérése az interjú időtartama alatt jellemző PMV értékektől a téren eltöltött idő függvényében az első vizsgálati napon

4. Következtetések, kitekintés

A szegedi vizsgálat legfontosabb célja az volt, hogy az alkalmazott módszerek (objektív mérésekkel szimultán társadalmi felmérések) tekintetében a jelenlegi trendeket követve, segítse Magyarország felzárkózását e tudományág nemzetközi képviselőihez. A szubjektív értékelésen alapuló és a modellel számított hőérzetet kifejező mérőszámok értékeinek szignifikáns különbsége indokolható azzal, hogy a RayMan-hez hasonló („steady-state”) modellek nem kifejezetten alkalmasak a rövid ideig tartó expozíció vizsgálatára (ami viszont szabadtéri esetben rendkívül gyakori), másrésztől magyarázható a beltéri standard komfortzóna határok módosítás nélküli – szabadtéri komfortvizsgálatra történő – alkalmazásával is. A probléma megoldására a következő javaslatot tesszük: Alkalmazzuk a PMV-t és a hozzá hasonló indexeket elsősorban, mint stressz indexet, de ne rendeljünk hozzá minden területen és minden időszakban alkalmazható fix komfortzóna-határokat. Utóbbiak ugyanis a szabadban rendkívül változékonyak, és nem csak évszakonként vagy klímazónánként, hanem személyenként is különbözhetnek.

Ha azt szeretnénk megjósolni, hogy egy terület termikus komfort szempontból megfelelő-e, akkor az időszakhoz (évszak ill. napszak) és a célcsoport jellemzőihez (pl. kor, aktivitás, jellemző ruházat) igazított termikus komfortzónahatárookra lesz szükségünk. Ezek

kifejlesztéséhez több részletre kiterjedő, több helyszínen és az évnek több szakaszában elvégzendő humán bioklimatológiai vizsgálatokat tervezünk. Ennek megvalósítását a hagyományos, objektív módszerrel kombinált index-számítással, társadalmi felméréssel, valamint az emberek viselkedésének, reakcióinak megfigyelésével kívánjuk végrehajtani. A cél az, hogy olyan tanácsokkal szolgálhassunk a várostervezés ill. rendezés számára új területek kialakítása, valamint a meglévők (lehetséges) módosítása terén, amelyek megfogadásával a területen kialakuló komfortérzet kedvezőbb irányban módosul.

Irodalom

- KNEZ, I. – THORSSON, S. (2006) Influences of culture and environmental attitude on thermal, emotional and perceptual evaluations of a public square. *Int. J. Biometeorol.* 50, pp. 258-268.
- MATZARAKIS, A. – RUTZ, F. – MAYER, H. (2007) Modelling radiation fluxes in simple and complex environments - application of the RayMan model. *Int. J. Biometeorol.* 51, pp. 323-334.
- MAYER, H. (1993) Urban bioclimatology. *Experimenta*, 49, pp. 957-963.
- NIKOLOPOULOU, M. – STEEMERS, K. (2003) Thermal comfort and psychological adaptation as a guide for designing urban spaces. *Energy and Buildings*, 35, pp. 95-101.

*Oláh Ferenc*¹

Városökológiai sétaút tervezete Szegeden

Abstract

Urban ecology is a progressive branch of science in our days. The information aggregated of our towns should be acquainted with the population of the town. Primarily it's the function of the urban ecological educational pathway but it also serves tourist goals.

Az emberiség lélekszámának növekedése maga után vonta, vonja a városlakók számának növekedését is. A városok számának és méretének növekedése egyaránt csak a természeti környezet rovására történhet, így törvényszerű, hogy az ebből fakadó problémák, konfliktusok színtere maga a város lesz. Ezen bonyolult, konfliktusok sokaságát hordozó, többszörösen összetett társadalom-környezet rendszert vizsgálja, elemzi a városökológia (CSORBA P. 1997, MEZŐSI G. – MUCSI L. – RAKONCZAI J. – GÉCZI R. 2007).

A városökológia, a fogalom megjelenése, tartalmi változásai, történeti fejlődése, tudomány-rendszertani elhelyezése, számos külföldi és magyar nyelvű szakirodalomban föllelhető (GÉCZI R. 1999, NAGY I. 2006). A városökológiai kutatások több irányból, több szempontból is megközelíthetők. Elsőként – történetisége miatt is –, a szociológiai-társadalomföldrajzi szempontot kell említenünk, de a biológiai-ökológiai kutatási szemlélet mellett fontos hangsúlyozni a városépítészeti, várostervezési aspektusokat is (MEZŐSI G. – MUCSI L. – RAKONCZAI J. – GÉCZI R. 2007). A városökológiai kutatások ma már interdiszciplináris jellegűek (GÉCZI R. 1999). Tekinthejük kifejezetten közép-európai, jellemzően nagyvárosokra vonatkozó kutatási irányzatnak (MEZŐSI G. – MUCSI L. – RAKONCZAI J. – GÉCZI R. 2007). Hazai városaink között szép számmal találunk „nagyvárost”, azaz 50 000 főt meghaladó lakosságszámút. Néhányukra – mindenekelőtt Debrecent és Szegedet kell kiemelni –, már igaz a megállapítás, hogy rendelkezünk olyan mennyiségű és minőségű ismeretanyaggal, kutatási eredménnyel – köszönhetően a DE Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszékén, valamint az SZTE Természeti Földrajzi Tanszékén és Éghajlattani Tanszékén folytatott kutatásoknak –, amelyre alapozva kialakítható egy városökológiai sétaút (CSORBA P. 1998). Így Debrecent követően Szeged lehet a második ebben a sorban.

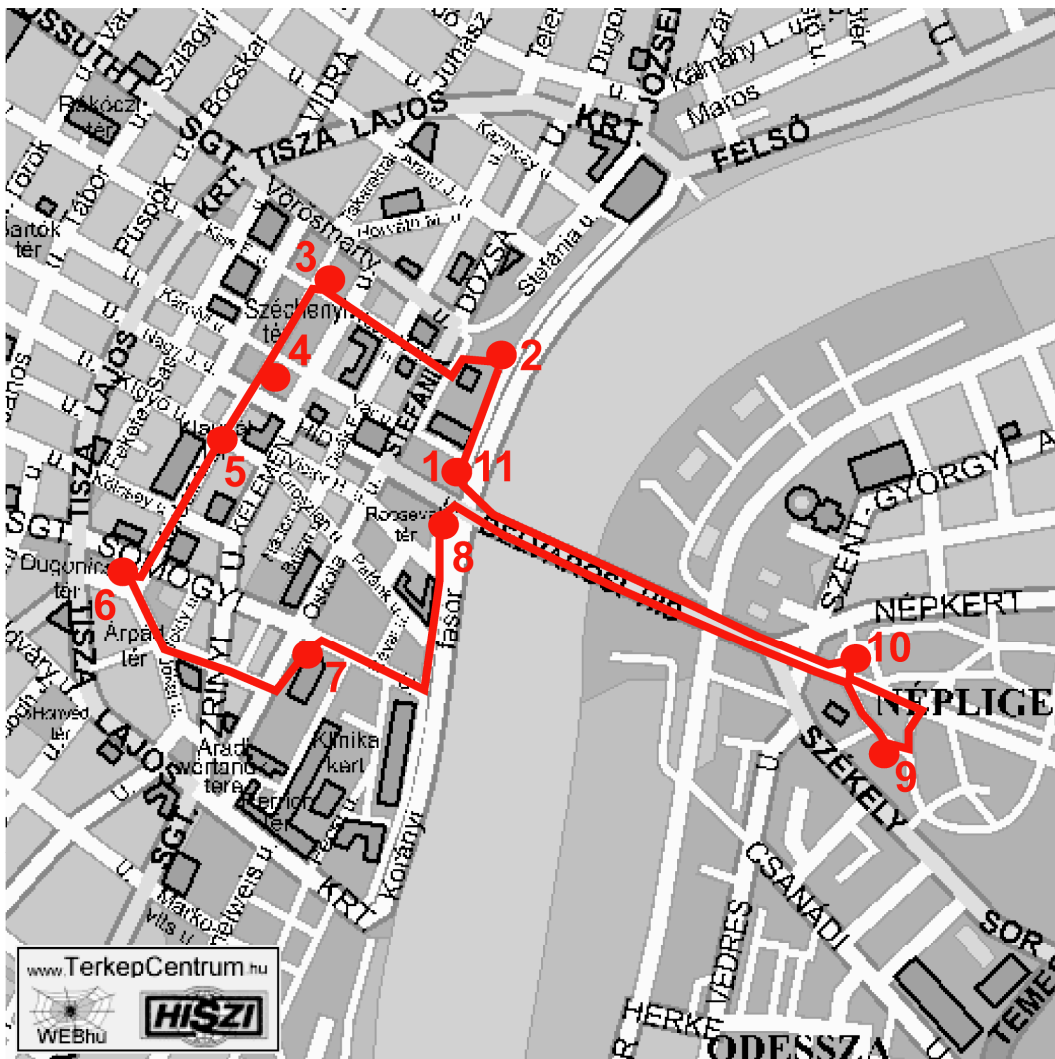
A sétaút szegedi megvalósításának ötlete még a debreceni, 2007 novemberében tartott Települési Környezet Konferencián Dr. Csorba Péter inspiráló szavai után megfogalmazódott (CSORBA P. et al. 2007). A Debreceni Egyetem Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék munkacsoportjának tapasztalataira támaszkodva, és a debreceni sétaút logikáját alapul véve állítottuk össze a Szeged központjában megvalósítani tervezett „Városökológiai sétaút” útvonalát.

A sétaút tematikájának, útvonalának tervezésekor az alábbi szempontokat vettük figyelembe:

- A „debreceni szemlélethez” igazodva tartalmilag földrajzi, történelmi, ökológiai alapokon a környezeti szempontok hangsúlyozása,
- Az egyes táblák anyagában az általános városökológiai jellemzők mellett kiemelten jelenjenek meg a helyi sajátosságok,

¹ **Oláh Ferenc** *Szegedi Tudományegyetem, Földrajzi és Ökoturisztikai Tanszék, Szeged* E-mail: oreg@jgypk.u-szeged.hu

- A szűkebb városterület és a tágabb városkörnyék adottságai – és az útvonal kialakításában részt vevők speciális érdeklődése –, lehetővé teszik főleg ökoturisztikai vonatkozású kiegészítő útvonalak, lehetőségek szerepeltetését, megjelenítését (városi parkok, állóvizek, városkörnyéki védett területek),
- Attraktív, frekventált, közlekedési szempontból jól megközelíthető, a gyalogos közlekedés biztonságát is nyújtó városközponti területen legyen,
- 1-1,5 órás kényelmes sétával bejárható legyen,
- Az adott témakör szemléltetéséhez a kiválasztott hely adottságai kapcsolódjanak, illeszkedjenek (1. ábra),
- Az egyes állomások tábláinak méretét minimum A/2 méretben határoznánk meg, (könnyebb észrevehetőség, nagyobb felület a három nyelvű (magyar, angol, német) tájékoztató szöveg és térkép, egy-egy jellegzetes kép bemutatásához).



1. ábra. A szegedi Városökológiai sétaút tervezett állomásai és útvonala
(Forrás: <http://www.térképcentrum.hu>)

Az alábbiakban röviden, vázlatosan kívánjuk az egyes állomások tájékoztató tábláinak anyagát bemutatni, jelezve, hogy mely pontokon milyen témakörben található a sétaút végigjárók a várostra vonatkozó általános és kifejezetten környezeti, városökológiai információkat.

A tervezett megállópontok

1. állomás: Tisza-parti sétány, Móra Ferenc Múzeum

Földrajzi elhelyezkedés, Táj és település fejlődése, kapcsolatok

Szeged a Dél-Alföldön, a Tisza-folyó mellett a jobb parton, a Maros torkolatával szemben az ártéri szinten alakult ki. Létrejöttében meghatározóak voltak a földrajzi adottságok (vízforrás, átkelési lehetőség, vízi közlekedési lehetőség, szárazföldi utak csomópontja, piachely, védelmi lehetőség). A város három, természetesen az ártér magasabb szintjén kialakult, önálló település összeolvadásával jött létre, és növekedése, fejlődése során annak természetes állapotát jelentősen átalakította. A Tisza-völgy ármentesítési és folyószabályozási munkálatai előtt a települést többször is elpusztította a Tisza árvize. Az 1979. évi „Nagy árvíz” levonulása után, az újjáépítés előtt a város belterületén rendkívül jelentős (helyenként 2-6 m) feltöltést végeztek. Ez meghatároz számos mai felszíni, táji sajátosságot, és befolyásol felszínalatti, felszín közeli folyamatokat.

2. állomás: Várkert

Várostörténet

A város mai helyén kisebb-nagyobb megszakításokkal közel húszezer éve lehet az ember jelenlétével számolni. Régészeti leletek bizonyítják a paleolitikum, a neolitikum, a réz-, a bronz-, a vaskor emberének jelenlétét. Gazdag anyag utal a római és a népvándorlás korabeli idősakra is. Számos lelet fejedelmi központra utal, és itteni régészeti anyag jelenti az alapját az ún. „kettős honfoglalás” elméletének. A honfoglalást követően a középkori fejlődést számos okleveles említés bizonyítja. Szeged kiemelkedő kereskedelmi szerepe mellett egyre fontosabb kulturális, egyházi és hadászati központtá is vált. Mindezeket elsősorban a város és polgárai gazdagságának köszönhető, amely gazdagságnak a pusztai állattartás és a borkereskedelem volt az alapja (PÉTER L. 1981). A városnak, mint településnek a fejlődését alapvetően meghatározta a Tisza 1879. évi árvize, amelynek pusztítását követően gyakorlatilag szinte egy teljesen új települést, a korábbtól gyökeresen eltérő szerkezetű várost építettek újjá. Ez a struktúra fontos szerepet játszik a városklíma alakításában, meghatározó napjaink városfejlesztésében, és a közlekedési pályák révén a lég- és zajszennyezés területi különbségeinek alakításában is.

3. állomás: Széchenyi tér É-i oldal

Városklíma

A város puszta létéből fakadó környezeti változások jellemzően módosítják a város éghajlati jellemzőit a városon kívüli területekéhez képest. A beépítési jellemzők befolyásolják a levegő mozgását, a szél irányát, sebességét. A környező ÉNY-i, É-i területek felől alkalmanként jelentős pormennyiség juthat a város levegőjébe, fokozva a közlekedésből származó porszennyezést. Szeged légszennyezettségére vonatkozó vizsgálatok is rendelkezésünkre állnak (MAKRA L. – JUHÁSZ M. – BORSOS E. – BÉCZI R. 2007). A megnövekedett por és aeroszol mennyiség miatt a sugárzási jellemzők is torzulnak, kialakítva a nagyvárosok egyik legismertebb éghajlati sajátosságát a hősziget jelenségét (UNGER J. 2007a). Jelentősen módosulnak a felszín párolgási folyamatai és a csapadékkicsapódás lehetősége. Szeged esetében a városi beépítés miatti párolgáscsökkenést mérsékli, ellensúlyozza a várost átszelő folyó vizének párolgásából származó többlet. Az átgondolt városfejlesztés révén a városklíma komfortérzetünket előnytelenül befolyásoló jellemzői módosíthatók, javíthatóak.

4. állomás: Széchenyi tér D-i oldal*A városi talaj*

Minden város esetében igaz, hogy a település területének, különösen az ősi településmagoknak a talajai tudományos értelemben sokszor alig tekinthetők „talaj”-nak. Szeged esetében ezt még a már korábban is említett 1879. évi pusztító árvíz utáni, a város jelentős részét érintő feltöltés (PÉTER L. 1981) – részben az összedőlt, megrongálódott épületek anyaga –, még inkább nyilvánvalóvá teszi. Ha természetes talajok módosulnak, akkor is jellemző lesz a termőréteg eltűnése, a tömörödöttség rapszodikus változása, ennek egyenes következményeként a vízháztartás, a talajvízmozgás rendjének felborulása, a kémhatás bázikusabbá válása. A talajokban zajló természetes folyamatok is minimálissá válnak a talajflóra és a – fauna visszaszorulása miatt. A városi élet szinte törvényszerűnek tekintett – valójában korántsem kellene annak lennie –, következménye a város talajainak magas só- és nehézfém szennyezettsége, valamint megnövekedett nitrogén tartalma (CSORBA P. et al 2007, FARSANG A. – PUSKÁS I. 2007).

5. állomás: Klauzál tér*Turizmus és műemlékvédelem*

Szeged megmaradt történelmi emlékekben nem kiemelkedően gazdag. Az árvíz után egyházi és középületek sora épült, amelyek jelentős része ma műemlék (PÉTER L. 1981). Az egyre erősödő környezeti károsító tényezőkkel szembeni védelmük fontos tevékenysége a műemlékvédelemnek. A város kiemelkedő idegenforgalmi vonzereje a nyaranta megrendezett Szegedi Szabadtéri Játékok. Nagyon fontos érték mind a város lakóinak, mind az idelátogató turisták számára a várost átszelő Tisza, a hozzá kapcsolódó parkok, az újszegedi Ligetfürdő, mellette a gyógyfürdő a gyógyszállóval. Szálláshelyek tekintetében lassan bővül és korszerűsödik a kínálat. Növekvő látogatottság jellemzi az újszegedi Botanikus Kertet, még inkább a Vadasparkot. Még mindig viszonylag kevesek célja az ország egyik legrégebbi védett területének, a Fehér-tónak a meglátogatása.

6. állomás: Dugonics tér*Zaj- és fényszennyezés*

Nagyvárosokban a második legsúlyosabb környezeti probléma a zajterhelés. Ez döntően közlekedési eredetű, és mérséklésére csak az egyik lehetőség a forgalomszervezés, a tranzitforgalom kiterelése az elkerülő utakra. Szeged esetében ez még csak részlegesen megoldott, emiatt is nagyon fontos lenne a 43. sz. út várost elkerülő szakaszának mielőbbi átadása. Szeged körutas-sugárutas városszerkezete, a beépítettsége korlátozó tényezőt jelent a közlekedési zaj-terhelés csökkentésében. Ezért is fontos a lakások zaj- és hőszigetelő nyílászárókkal való ellátása. A modern nagyvárosok másik jellemző gondja a fényreklámokból és a közvilágításból származó fényszennyezés. Ezen probléma is mérsékelhető, de ma még kevéssé foglalkoznak vele (CSORBA P. et al. 2007).

7. állomás: Dóm tér*Városfejlesztés*

A városszerkezet öröklött adottság. A Tisza nemcsak elválasztja a két városrészt, de fontos térszervező szerepe is van. Az árvíz utáni újjáépítéskor kialakított városi főúthálózat a város észak felé terjeszkedése során az új lakótelepek által elfoglalt természeti területeken is folytatódik, bővül. A vasúti pályaudvarok részben még ma is városperemi helyzetben vannak, de az autóbusz pályaudvar városközponti helyéről való kitelepítése már megvalósulni látszik. A város reptere a korszerűsítés során kapott közepes gépek fogadására alkalmas betonozott kifutópályát. A Tiszán jelentősebb hajóforgalom a jövőben sem várható, viszont a városi szakaszon „menetrendszerű” kishajó-járatok üzemeltetését tervezik. A korszerű

városfejlesztésnek meg kell találnia az összhangot a természeti adottságok, a meglévő állapot és a lakosság igényei, elvárásai között.

8. állomás: Roosevelt tér, Tisza-part

A városi élővilág

A város sajátos környezeti föltételeket kínál mind a növény-, mind az állatvilág számára. A városokban egységes élővilágról gyakorlatilag nem is beszélhetünk. Olyan fajok tudnak csak megmaradni, amelyek vagy nagyon tág tűrőképességűek, vagy ebben a jellemzően művi környezetben is megtalálják a speciális igényeiket kielégítő területeket. A városi életközösségek nem öfenntartóak, összetételük, diverzitásuk torzult. A Tisza parti sávjában, a hullámtérben lehet még a természeteshez legközelebb álló ökoszisztémát kimutatni. A telepített zöldterületi növényzet fennmaradása kifejezetten a gondozás függvénye. A városi fauna esetében is gyakori a táj-idegen fajok megjelenése, elszaporodása. Szerencsére néhány természetvédelmi szempontból fontos csoport, faj képviselői is megtalálják életfeltételeiket a városi környezetben (GULYÁS Á. – KISS T. 2007).

9. állomás: Újszeged Népliget, Székely-sori termálkút

Város-hidrológia

Jelentős a különbség egy beépített terület (város) és a környező természetes terület vízháztartásának, vízgazdálkodásának jellemzői között (UNGER J. 2007b). A városban a lakosság vízigényének kielégítéséről folyamatosan gondoskodni kell. A használt víz elvezetése szintén alapvető fontosságú. Ezt kutak, cső- és csatornarendszerek révén oldjuk meg. A csapadék jelentős része a magas arányú vízzáró, burkolt felületek miatt nem tud beszivárogni – ez is hozzájárul a városi talajok nedvességihiányához –, elvezetéséről szintén gondoskodni kell. Ezt Szeged esetében részben a Tisza, részben ún. „záportározók” (Zápor-tó, Vér-tó) segítségével oldják meg. A Tisza utóbbi évekbeli áradásai ismét rávilágítottak Szeged ilyen irányú fenyegetettségére, serkentve ezzel a város védekezési rendszerének, stratégiájának átgondolását. Szerencsés adottság a termálvíz hasznosítása kommunális, balneológiai és gyógyászati célra, de a keletkező „csurgalékvíz” Tiszába juttatása nem jó megoldás.

10. állomás: Újszeged Népliget,

A városi zöldfelületek

A városi művi környezetben különösen fontos szerep hárul a megmaradt, vagy mesterségesen kialakított zöldfelületeknek. Ezek nemcsak a városi élővilág képviselőinek fontosak, hanem a városlakó ember számára is. Rekreációs és pihenési lehetőséget kínálnak, hozzájárulnak a városklíma alakításához, mérsékelhetik a közlekedés szennyező- és zajhatásait. Szeged esetében az egy főre jutó 25 m² zöldfelület a számos park, városperemi zöldterület, a Tisza-parti ártéri erdő ellenére viszonylag kedvezőtlen értéknek tekinthető. Elsősorban az utak menti sávok faállománya az, amely a legnagyobb környezeti terhelésnek van kitéve, és károsodása is a legnagyobb fokú és a leglátványosabb (GULYÁS Á. – KISS T. 2007). Ezen a területen komoly fejlesztésekre lenne szükség.

11. állomás: Belvárosi-híd, szegedi hídfő

Mi is ez a városökológia?

A sétaút végigjárása után, az utolsó megállóval visszatértünk a kiindulási helyre. Az egyes témakörök anyagának megismerése után megfelelő lehetőség kínálkozik magának a városökológiának, mint napjaink egyik dinamikusan fejlődő tudományágának a rövid bemutatására. A látottak, olvasottak alapján nemcsak Szeged városökológiai jellemzőit

ismerhette meg, hanem elgondolkodhat saját életmódján, szokásain is, amelyek hozzájárulnak ezen jellemzők kialakulásához, de ráébredhet azok némelyikének a megváltoztatására is.

A megvalósításig még számos tennivaló van hátra. Mindenképpen szükséges az önkormányzat mellett az idegenforgalmi- és turisztikai-információs szolgáltatókkal is egyeztetni. A program alapján kijelölt lehetséges helyszínek biztosítása, a sétaút kiépítése, a szükség szerinti karbantartás, állagmegóvás biztosítása mindenképpen igényli az önkormányzat aktív részvételét.

A sétaúthoz készítendő útvonalvezető hozzáférési helyeként legcélszerűbben a város központjában lévő Tourinform-iroda, és az utazási irodák képviselői jöhetnek szóba. Az információs táblák szöveges és képi szakmai anyagának összeállítását tanszékünk az Alkalmazott Természettudományi Intézet társtanszékeivel elkészíti. A táblák gyakorlati elkészítésében, legyártatásában, és természetesen az egész projekt anyagi háttérének biztosításában, pályázati források felkutatása mellett is, elsősorban szintén az önkormányzat lehet a meghatározó. Célszerűen még a tényleges megvalósításra vonatkozó döntés előtt, szándékunkban van egy fogadókészség-vizsgálatot végezni, amelynek eredményét természetesen nem tudhatjuk előre, de bízunk a szegediek városukhoz kötődésében, elképzelésünk támogatásában. Ez fontos érv lehet a pozitív döntés és a tényleges megvalósulás folyamatában is.

Irodalom

- CSORBA P. (1997) Tájökológia, KLTE, Alkalmazott Tájföldrajzi Tanszék, Debrecen
- CSORBA P. (1998) Debrecen városökológiai térszerkezete. *Acta Geographica Debrecina*, 34. pp. 95-125.
- CSORBA P. et al. (2007) Városökológiai sétaút Debrecen szívében. DE Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék - Meridián Táj- és Környezetföldrajzi Alapítvány, Debrecen, p. 24
- FARSANG A. – PUSKÁS I. (2007) Városi és ipari területek talajai – In: Mezösi G. szerk. Városökológia, JATEPress, Szeged, pp. 99-117.
- GÉCZI R. (1999) A városökológiai kutatások néhány időszerű kérdése Kolozsváron. PhD disszertáció, JATE Természeti Földrajzi Tanszék, Szeged
- GULYÁS Á. – KISS T. (2007) Városi élőhelyek és élőlények – In: Mezösi G. szerk. Városökológia, JATEPress, Szeged, pp. 119-147.
- MAKRA L. – JUHÁSZ M. – BORSOS E. – BÉCZI R. (2007) Légszennyezettség-kutatások Szegeden – In: Mezösi G. szerk. Városökológia, JATEPress, Szeged, pp. 74-81.
- MEZÖSI G. – MUCSI L. – RAKONCZAI J. – GÉCZI R. (2007) A városökológia fogalma, néhány elméleti kérdése – In: Mezösi G. szerk. Városökológia, JATEPress, Szeged, pp. 9-17.
- MUCSI L. (1996) A városökológia elmélete és alkalmazási lehetőségei Szeged példáján. PhD értekezés, JATE, Szeged
- NAGY I. (2006) A városökológia elméleti megközelítése – In: Kiss A. – Mezösi G. – Sümeghy Z. szerk. Táj, környezet és társadalom Ünnepi tanulmányok Keveiné Bárány Ilona professzor asszony tiszteletére, Szeged, SZTE Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék – Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, pp. 541-550.
- PÉTER L. (1981) Szeged. Panoráma Magyar Városok sorozat, Budapest, p. 216.
- UNGER J. (2007/a) A város éghajlat-módosító hatása – a szegedi hősziget – In: Mezösi G. szerk. Városökológia, JATEPress, Szeged, pp. 43-65.
- UNGER J. (2007/b) A városi területek vízmérlege – In: Mezösi G. szerk. Városökológia, JATEPress, Szeged, pp. 91-97.
- <http://www.térképcentrum.hu>, Szeged várostérképe, M=1:10000

Ladányi Zsuzsanna¹

Természeti értékek vizsgálata a tájváltozás tükrében röszei mintaterületeken

Abstract

The question of water management in the Danube-Tisza Interfluve is one of the most important problems of the Great Hungarian Plain. The problem mainly results from the groundwater-sinking process. By the significant moisture deficiency, the landuse changing and the series of the unfavorable human impacts, aridification processes has begun, causing changes in the character of the landscape. The human landscape transformation in the Great Hungarian Plain is not spectacular yet, but its effects- in absence of the appropriate control- can grow beyond the consequences of the flood protection works. The particular surveys (in time and in space) are really important in the point of the monitoring of the accelerating degradation processes. The investigated areas are four local protected territories and a salt lake. Botanical examinations are executed, and by means of the map sheets of the military surveys and topographic maps I illustrated the changes of the water overlay, searching coherence with the aridification processes and the human impacts. The achievements proved, that the associations of the valuable areas are bound to water, and the water deficiency and the human impacts led to the degradation of the associations. These botanical valuable areas were used to constantly or periodically water overlaid. With the insurance of favorable ground- and surface water state and proper landuse, the vegetation can be particularly rehabilitated, and such processes can be induced, which can result the growth of the biodiversity.

1. Bevezetés

A Duna-Tisza közti hátság regionális vízgazdálkodási kérdései napjainkban Alföldünk problémái közül a legfontosabbak közé tartoznak. A közel 10000 km² kiterjedésű hátság problémái lényegében abból fakadnak, hogy a talajvíz szintje rendkívül mélyre süllyedt. A kímaváltozás hatásával feltételezhetően összefüggő jelentős csapadékhiány, a változó területhasználat és vízrendezés, valamint egyéb antropogén tényező hatására szárazodási folyamat indult el, melynek eredményeképpen egyértelműen megváltozott a táj jellege. A szikes élőhelyek pusztulásnak indultak, egyes tavakban évtizedek óta nincsen víz, egyre erősebben tapasztalhatóak a sztyeppesedés jelei. A szembetűnő változások mind gazdálkodási, mind természetvédelmi szempontból igen súlyos következményeket mutatnak akár csak az elmúlt évtizedek változásait tekintve. A szárazodáshoz tartozó természeti folyamatok hosszú periódusúak, hatásaiban összetettek, komplex vizsgálatot igényelnek.

2. Célkitűzés

Az ember tájatalakítása az Alföldön ma nem látványos, de hatásai- megfelelő kontroll hiánya esetén- túlnőhetnek a folyószabályozás következményein is (Rakonczai J. 2000). Az egyre inkább felgyorsuló degradációs folyamatok monitorozása szempontjából fontosak a

¹ Ladányi Zsuzsanna *Szégedi Tudományegyetem, Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Széged* E-mail: lzsuzsi@earth.geo.u-szeged.hu

térben és időben részletes vizsgálatok, melyek segítséget nyújthatnak a terület- és településfejlesztés számára. Egy korábbi munkában -Röszke község egyedi tájérték katasztere- felmért természetközeli területek közül választottam ki egy ex-lege szikes tavat (Kancsal-tó), valamint 4 helyi védett területet (Mórahalmi út, Kókai tanya melletti terület, Molnár-rét, Börcsök-szék), melyeken botanikai vizsgálatokat végeztünk, valamint 2. és 3. katonai felmérés megfelelő szelvényei illetve topográfiai térképek segítségével felvázoltuk a térség vízborítás változását, összefüggést keresve a szárazodás és az antopogén tevékenységek hatásaival.

3. A területek botanikai elemzése

A növényzet elemzése során a cönológiai felvételezések módszereire támaszkodtunk, az előforduló fajok egyedeinek százalékos borítás-értékeit táblázatokban összesítettük. Az 5x5 m-es kvadrátok kiválasztása véletlenszerű volt.

3.1. Kancsal-tó

Az évtizedekkel ezelőtt nyílt vizű szikes tó teljes fedettségben növényzettel borított. Az adatok egyértelművé teszik, hogy az évtizedek óta tartó, rendszeres vízelvezetés következtében a meder meszes-szódás szikfelületén hosszú idő óta intenzív a kilúgozódási folyamat, amely nagyban hozzájárult a teljes növényborításhoz, ennek folyamánként a szerves anyag lassú felhalmozódásához. Mindezekhez hozzásegítenek a környező mezőgazdasági területekről beszivárgó foszforban és nitrogénben gazdag szerves anyagok is.

A kiterjedt tarackos tippanos állományok a mészkedvelő sziki sásrét és a sziki őszirózsás rét korábbi nem jellemző, fajszegény állományaiból terjeszkedtek. A mézpázsit tömege pedig több helyen a kiskunsági szikfok növényzetre emlékeztet. A mélyebb mederrészeket kezdetben meghódító sűrűbb állományú zsiókásra csak egy felvétel emlékeztet. Ettől függetlenül a zsióka közel állandó előfordulása. Sziki nádasnak minősíthető társaság mintegy 150 m²-en a mórahalmi út mellett található. A kilúgozódás, a folyamatos felszíni vízhiány és a felhalmozódó szervesanyag rétesítő hatása mellett, a tómeder viszonylag magasabban fekvő részein kedvez a sötét „helyidegen” növények térnyerésének. Ugyanakkor ezeken a helyeken foglal el nagyobb helyet a szikes puszták jellemző vezérnövénye, a sovány csenkesz is.

3.2. Mórahalmi út melletti terület

A terület a Kancsal-tó szomszédságában, attól DNY-i irányban a közút túloldalán helyezkedik el. A viszonylag kiterjedt szikes laposnak természetes lefolyását a környező 1-3 m-rel magasabb homokterületek valószínűleg gátolták. Lehetőség nyílt a Kancsal-tó levezető csatornájába való lecsapolásra. A vizsgálatok teljes időszakában szinte teljesen száraz volt a terület, kivéve az útmenti mesterséges mélyedéseket és a márciusi csapadékosabb hónapot. A folyamatosan növekvő éves csapadékhiány, talajvíz-süllyedés és az időnkénti beszántások jelentős romlást okoztak a helyhűnek mondható, és egykor jobb szerkezetű, fajokban gazdagabb csátés sásrét, sziki sásrét, sziki őszirózsás rét, kiskunsági szikfoknövényzet és ürmös szikes puszták növényzetben. Ezeknek a kevert, fajszegény, esetenként erősen gyomos, klasszikus szerkezet nélküli állományai nőnek be a területet (gyakran csak a vezérnövények

erőteljes jelenléte igazolja az eredeti állapotokat). Mind az „ősi”, mind pedig a mai vegetáció a mészben gazdag Duna-Tisza közti szikesekhez és szikes rétekhez tartozik.

3.3. Kókai tanya melletti terület

A Kancsal-tótól mintegy 500 m-re DDNY-ra helyezkedik el. A védett hely része, egyben folytatása egy nagyobb kiterjedésű deflációs mélyedésnek (amelyben régebben egy tipikus szikes tó létezett) a határoló homokterületek irányában. Lényegében a szikes tó és a homokvidék átmeneti zónájában található. Kedvező körülmények között a magasabb helyekről áramló talaj- és felszíni vizek és tóban kialakult víztükör érintkezési helye. Az évnél már korai időszakában fellépő szárazság esetén (2007) pedig elszenvedője az adott helyzetnek. Mindenesetre szép példája annak, hogy miképpen alakulhatott ki a szikes laposok magasabb peremein dús sós réti, réti vegetáció. Sajnos, az emberi tevékenység és klímaváltozás itt is megtette a hatását. Az időnkénti beszántások, korai kaszálások, túllegettetés, a szikes lapos vizeinek mindenáron történő elvezetése következtében az itt tenyésző szikes rétek, fehér tippanos, sédbúzás mocsárrét, bazofil láprét kezdemények, illetve maradványok szerkezete nem tipikus, fajokban szegény, és a karakteres megjelenésük helyett inkább az átmeneteik dominálnak.

3.4. Börcsök-szék

Réti és csernozjom jellegű talajokon létesített szántókkal és beékelődő homokterületekkel körülvett lapos lefolyási iránya ÉNY-i irányú. Ezt az irányt követi a terület hossz tengelyében kialakított és az idén tisztított csatorna is. A vizsgált helyek közül talán e területnek a leggazdagabb mikrodomborzata. Néhol a régebbi beszántásokból származó, el nem munkált felszínek tovább bonyolítják a felszíni formakincset.

A magasabban fekvő részek elhelyezkedéstől függő növényzete zömmel az ürmös szikes pusztá, a kiskunsági szikfoknövényzet, a kiskunsági vakszikknövényzet, a sóvirágos-ürmös szikfoknövényzet, kisebb részben, a legmagasabb homokos-löszös felszíneken pedig a homoki sztyepprét és a löszpusztarét rontott származékai. A létesített csatorna felé eső legmélyebb részeken a zsiókások és sziki nádasok állományai találhatóak. A magasabb és legmélyebb átlagmagasságú helyek között pedig valószínűleg a sziki rétekből kialakuló fehér tippanos mocsárrét degradálódott származékai, az előbbi és utóbbi csoportokkal történő keverékei tanulmányozhatóak. Egyes foltokban még a mészkedvelő kiszáradó láprétek kevésbé érzékeny, más szövetkezetekben előforduló elemei is megjelennek.

3.5. Molnár-rét

A vizsgált területek közül fajokban a leggazdagabb, zömmel réti jellegű gyepterület. A mai gyepek a magasabban fekvő (1-3 m) homokterületek közé szorult, egykori szikes-tó medrében alakultak ki. A legmélyebb helyeken sziki kákás, sziki nádas és a síkvidéki mocsarakban tenyésző fajgazdagabb állományokra emlékeztető nádasok egymásba átmenő tömegei láthatóak.

A terület zömét a sziki sásrét és sziki őszirózsás rét, ezek közvetlen rokonságát képező fehér tippanos mocsárrét és sédbúzás mocsárrét növényzete, valamint a mészkedvelő kékperjés rét rontott vagy felépülő állományai növik be. A legmagasabb helyeken előfordul a

csenkeszes nedves kaszálórét és a sztyepprétek kialakulóban levő vagy rontott, nem a jellemző szerkezetű állománya, illetve annak bizonyos elemei is.

3.6. Következtetések, a növénytársulások állapota

A botanikai felmérések eredményei azt mutatják, hogy a vizsgált természetközeli területek veszélyeztetett helyzetben vannak. Az eredeti, tájra jellemző növénytársulások ma már csak foltokban találhatóak meg, az éghajlatváltozás, a felszíni vízelvezetések, a nem megfelelő földhasználat eredményeképpen a növényzet erős degradációt mutat.

A kontinentális zónába eső táj éghajlata eredendően is szélsőséges, amit leginkább a csapadékeloszlás és a hőmérsékletek nagy változásai jeleznek. Bár a sokéves csapadékatlag 524 mm volt, de például 1940-ben 867 mm, 2000-ben pedig csupán 205 mm körüli értéket is tapasztaltak. A szélsőségesség az utóbbi években fokozódni látszik. Az éghajlatváltozás e tendenciát felerősíti, hogy az extrém száraz évek gyakorisága megnőtt vidékünkön. Mindezek mellett az is tény, hogy a térségben a környezet-átalakítás ezer éves „gyakorlat”. Amíg a természeti tájon az elmúlt évszázadok hagyományos földhasználata többé-kevésbé megfért a tájpotenciál megőrzésével, addig az elmúlt évtizedek „modern” földhasznosítása és a felszíni vizek kellően át nem gondolt elvezetése, kritikussá tették mind a természeti területek, mind pedig a mezőgazdasági területek fenntarthatóságát.

A fentebb említett csapadékviszonyokhoz képest 2007-ben a vizsgálatok során azt tapasztaltuk, hogy március végén, április elején – a téli és kora tavaszi igen jelentős csapadékhiány következtében – a vegetáció gyakorlatilag a „meleg-téli” állapotban volt. A rétek és szikesek általában kőkeménységig kiszáradt felszínén zöld felületet ritkán találtunk. Valamit javult a helyzet május végén, de minden aspektusban a növényzet fejletlensége, vártnál jóval kisebb tömegértékei voltak a jellemzőek.

A terület vízháztartásában bekövetkezett változásai többnyire csak hosszabb idő után válnak láthatóvá, ezért érdemes összevetni, hogy az elmúlt két évszázadban a vízrendezési munkálatok (folyószabályozás, csatornázások), valamint az éghajlatváltozás mennyire befolyásolta a terület felszíni vízborításának időbeni változását.

4. A térség vízborításában bekövetkezett változások

Röszke község a Tisza jobb partján, árvíztől mentesített mélyártéri területen helyezkedik el, az élő Tiszától 3-5 km távolságra, a Gyálai Holt-Tisza elnevezésű holtág mentén, mely a 19. századi folyószabályozás során, az 1887-ben elkészült átmetszéssel jött létre. Azokon a területeken, ami egykor a Tisza alacsony árterületéhez tartozott, a folyószabályozás utáni időszakban hóolvadás és/vagy nagyobb csapadék esetén kisebb-nagyobb káros elöntések alakultak ki. Szükségessé vált a helyben keletkező felesleges vizek (belvizek) összegyűjtése és elvezetése, továbbá a szomszédos, magasabb fekvésű Duna-Tisza közti hátság felől érkező vizeknek a befogadóba (a Gyálaréti Holt-Tiszába) való szabályozott bevezetése. Ennek érdekében a vízrendezési munkálatok során belvízelvezető csatornákat építettek ki, amelyek idővel behálózták a legmélyebb fekvésű síkvidéki területeket. A csatornák döntő mértékben az egykori természetes erek, mélyvonulatok, terepmélyedések, szikes tavak nyomvonalát követik.

Mindezen vízrendezési munkálatok eredményeképpen a terület vízborításában jelentős változások tapasztalhatóak, melyek elemzéséhez a második és harmadik katonai felmérés megfelelő szelvényeit használtam fel. Röszke területének második katonai felmérése 1861-66 között, harmadik katonai felmérése 1881-ben történt meg. A térképeket az ERDAS





IMAGINE 8.4 program segítségével geokorrigáltam, majd az ArcGIS szoftverrel a vízzel borított területeit, illetve a térképeken jelölt időszakosan vízzel borított területeket digitalizáltam, a csatornák berajzolásához topográfiai térképet használtam.

A két felmérés között láthatóak különbségek, melyek különböző okokból adódhatnak (1/a ábra). A második katonai felmérés (1806-1869) során a térképek készítéséhez a háromszögelési módszert alkalmazták, a méretarány 1:28.800 volt. A „Cassini” féle hengervetület volt az alapja a felmérésnek, azonban alkalmazása nem volt mindig következetes, és az egységes szelvényezettség sem valósult meg. Azt lehet mondani, hogy a második katonai felmérés már befejezése idején is elavult volt, hiszen maga a felmérés is 63 évig tartott, valamint a geodézia is hatalmas fejlődésen ment át ez idő alatt. A harmadik katonai felmérést Ferenc József császár rendelte el 1869-ben, mely 1887-ig tartott. A méretarány 1:25.000 lett, a geodéziai alapokat a bécsi Katonai Földrajzi Intézet által mért háromszögelési pontok adták, a felmérés vetületét pedig a poliéder vetületet alkalmazták.

Jelmagyarázat:




II. katonai térképezés

Típus

-  tó
-  sűrű nádas
-  időszakosan vizenyős terület
-  mocsár, sűrű nádas

III. katonai térképezés

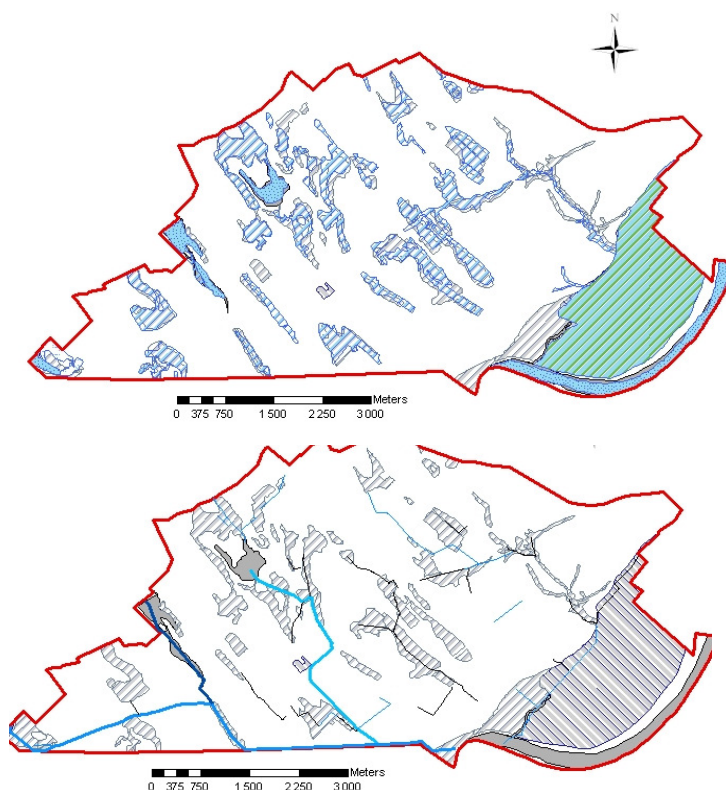
Típus

-  természetes tó
-  állandó víz nádasal
-  sík terület, mely az év egy része alatt vizenyős

Vízrendezés

Név

-  csatornák
-  csatornák
-  csatornák
-  Kancsal-tói főcsatorna
-  Pap-halmi főcsatorna
-  Szék-sóstói főcsatorna



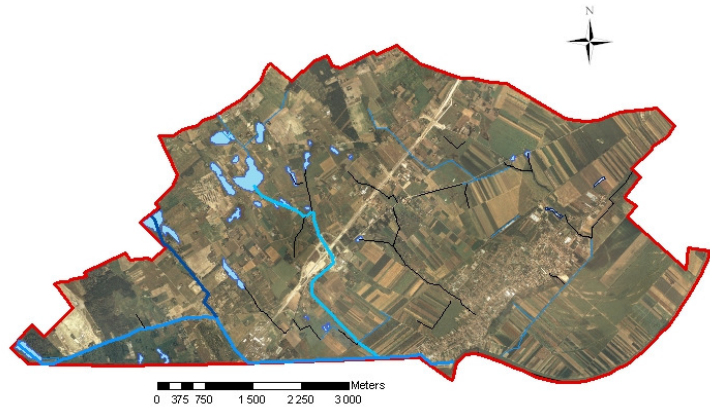
1. ábra. a) a 2. és 3. katonai térképezés állandóan és időszakosan vízzel borított területei;
b) csatornázás, vízrendezés

A harmadik katonai felvételezés idején (1/b ábra) jól láthatóan sok terület volt az év bizonyos időszakában vízzel borított. A folyószabályozások előtt a Tisza áradásai során sok iszap rakódott le a mély ártérben, mocsaras, nádas volt a terület. A vízrendezés során az időszakosan vízzel borított területeken, valamint az állandóan vízzel borított területeken is csatornákat építettek (1/b. ábra), hogy a káros elöntéseket valamint a helyben keletkező felesleges vizeket elvezessék.

Ezen vízvezetések eredménye az 1980-s évekből többszörösen korrigált topográfiai térképen jól láthatóak. Kiemeltem kézzel azokat a területeket, melyeket a topográfiai térkép állandóan és időszakosan vízzel borítottként jelez. Ráhelyeztem ezeket a foltokat egy 2005-ben készült légifotóra, ahol ezek a vizes foltok szintén fellelhetőek. (2. ábra).

Jelmagyarázat

- csatornák
- Kancsal-tói főcsatorna
- Pap-halmi főcsatorna
- Széksóstói főcsatorna
- természetes tó
- időszakosan vizenyős talaj
- víztározó

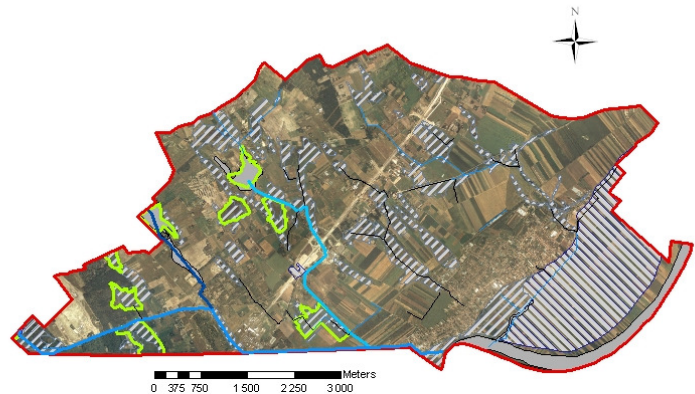


2. ábra. A topográfiai térképről digitalizált vizes területek, 2005-ös ortofotó

Szembevetve, hogy ezek a területek már csak töredékei a száz évvel azelőtti állapotoknak. A semlyékek mélyebb területein, valamint az egykori szikes tavak mélyebb részein van már csak lehetőség arra, hogy a víz időszakosan megállhasson. Érdeemes megfigyelni a még ősi Tisza volt árterét. A területet bőséges vízellátású volt annak idején, a Tisza árvizei által lerakott iszap jó minőségű talajok kialakulásához vezetett. A folyószabályozás után ezt a területet mind szántóföldre osztották sz

Jelmagyarázat

- természetes tó
- állandó víz nádaissal
- sík terület, mely az év egy része alatt vizeny
- csatornák
- csatornák
- Kancsal-tói főcsatorna
- Pap-halmi főcsatorna
- Széksóstói főcsatorna
- mintaterületek

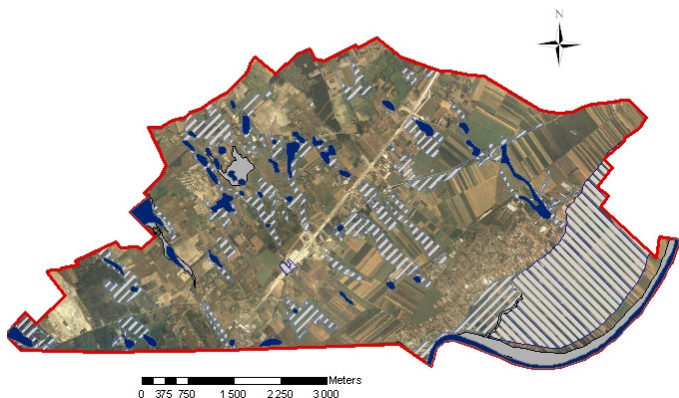


3. ábra. A mintaterületek és a harmadik katonai felvételezés időszakosan vízzel borított területei

A 2005-ös ortofotóra fedvényként ráhelyezve a botanikailag felvételezett mintaterületeket (3. ábra) jól látható, hogy ezek a területek régebben mind vízzel borított területek, semlyékek és szikes tavak voltak. Mára ezek nagy részén az év csak igen csekély részében van víz, a kialakított csatornák még azt a kevés tavaszi csapadékot is levezetik, ami a területeken megmaradhatna.

Jelmagyarázat

- természetes tó
- állandó víz nádaissal
- sík terület, mely az év egy része alatt vizenyős
- belvizes területek



4. ábra. 2000. április belvizes területek, III. katonai térképezés

Ezek az eredmények önállóan állva akár félrevezetőek is lehetnek. Érdeemes megnézni a 2000-s évet, amikor is rekordokat döntő árvízi magasságok és tavaszi jelentős belvíz elöntések alakultak ki (4. ábra). Egy 2000. áprilisi Landsat felvételtől digitalizáltam az akkori belvizes területeket. A foltok mind a harmadik katonai térképezés állandóan illetve időszakosan vízzel borított területein jelentek meg, de kisebb kiterjedésben. Ott tudott csak megállni a víz, ahol semlyékek, alacsonyabban fekvő területek voltak.

5. Összegzés

A terepbejárások és a részletes vizsgálatok eredményei azt bizonyították, hogy az értékes területek társulásai legnagyobb részben a vízhez kötöttek, és az elmúlt évek száraz időszakai, a vízrendezések eredményeként fellépő vízháztartásbeli változások a társulások degradációjához vezettek. Bizonyítást nyert az, hogy a botanikailag értékes területek a második és harmadik katonai felmérés során semlyékek, illetve időszakosan vízzel borított területek voltak.

Mindezek alapján levonhatjuk azt a következtetést, hogy az éghajlatváltozás, a kellően át nem gondolt felszíni vízelvezetések és fenntarthatóságot mellőző földhasználat következtében a térség természeti területei kritikus helyzetben vannak (vízháztartás változása, helyidegen fajok jelenléte, kezelések). Ez az állapot megkérdőjelezi a hatékony mező-és erdőgazdálkodás jövőjét is. Az erős degradáció ellenére a kiválasztott helyek emlékeztetnek leginkább a térség egykor gazdag növény-és állatvilágára. Ezeken a területeken kedvezőbb talaj- és felszíni vízállapotok biztosítása és helyes földhasznosítás esetén részben rehabilitálható a vegetáció, illetve olyan folyamatokat indukálhatunk, amelyek a biodiverzitás növekedését eredményezhetik.

Irodalom

- BORHIDI .A. – SÁNTA A. szerk. (1999) Vörös Könyv Magyarország növénytársulásairól I-II. Budapest
- KOVÁCS F. – RAKONCZAI J. (2005) A szárazodás és környezeti hatásai az Alföldön (www.gita.hu/e2005/b4_3.pdf)
- RAKONCZAI J. (2000) Antropogén hatásra bekövetkező tájváltozások az Alföldön – In: Schweitzer F. – Tiner T. szerk.: Tájkutatói irányzatok Magyarországon, pp. 37-53.
<http://www2.arcanum.hu/index/map/MoKatFelmHun/Tanulmany.html>

Demény Krisztina¹

Tájhasználat változás vizsgálata a gödöllői-dombság területén

Abstract

The landscape of Hungary has changed radically in the past decades. As a result of increasing need for land (spreading of residential areas, greenfield investments etc.) the natural environment has been diminishing. On the other hand, the need of society for intact areas has increased, too. The Gödöllő Hills, near the capital of Hungary, is rich both in natural and landscape values. Some parts of the region have belonged to a landscape protection area since 1990. Thanks to the characteristics of the relief, this area accounts for a transitory region between a plain terrain and that of mountain ranges of medium heights due to geological, climatic, botanical, and soil features. Its diversity is present not only in physical but also in cultural geography since this area used to be one of Hungary's most densely covered woodlands, a royal pasture and a hunting area. The Gödöllő Hillside bears big environmental stress, because it is situated close to the Budapest agglomeration. In the recent years, the effects of suburbanisation manifest more significantly since the population has already started moving out of the capital city. The need for establishing new residential areas grew, while cultivated lands are shrinking. Due to land use changes (new roads, houses, less and) the spatial structure becomes more and more fragmented. The presentation analyses the effects of land use change in Gödöllő Hillside. On the other hand, the tendencies of land use change are surveyed, especially silviculture and agriculture activities.

1. Bevezetés

A XIX-XX. század folyamán az addig szinte változatlan mezőgazdaság, mely évszázadokon át őrizte őstermelői örökségét, fokozatosan alakult át Magyarországon. Az ipari forradalom, az új technika térhódítása jelentős változást indított el az agrárgazdálkodásban, a termelésre mindig is hatással voltak a gazdasági és a keresleti feltételek.

A szántóterületek aránya a századok során fokozatosan nőtt, míg a vele – még a XVIII. század elején is – azonos területű erdőterületek aránya fokozatosan csökkent. Az agrártermelés a XX. században jelentős részét képezte a nemzeti jövedelemnek és az állami költségvetésnek.

Magyarországon azonban a termőföld használatában nem mentek végbe azok a kedvező folyamatok, melyek Európa nyugati felében igen. A második világháborút követő gazdasági és politikai átalakulások után a termelés 1970-re lendült fel, de a század végére a földhasználatban újbóli visszaesés következett be (PERCZEL GY. 2003).

A fentiekben felvázolt tendenciákat, az országosan érvényesülő folyamatokat egy adott kistáj példáján mutatom be. A vizsgált terület, a Gödöllői-dombság kistáj, több szempontból is változatos. Egyfelől sajátos tájegység, mert kincstári birtokbavételétől királyi legelőként, majd vadászterületként hasznosították; másfelől táji adottságaiban átmeneti jellegű terület.

A Gödöllői-dombság – *Marosi S* és *Somogyi S.* (1990) kistáj tipizálása szerint – az Észak-magyarországi-középhegység nagytájhoz tartozik, ezen belül a Cserhát-vidék középtáj Gödöllői-Monori-dombság kistájcsoportjának északi részén helyezkedik el. Területe 550 km²,

¹ Demény Krisztina Budapesti Műszaki Főiskola Rejtő Sándor Könnyűipari és Környezetmérnöki Kar Környezetmérnöki Intézet, Budapest E-mail: demeny.krisztina@rkk.bmf.hu

közigazgatásilag 16 település tartozik a dombvidékhez. A kistáj 130 és 344 m közti tszf-i magasságú terület, amely DK felé fokozatosan lealacsonyodik (MAROSI S. – SOMOGYI S. 1990). Elhelyezkedése, földtani és klimatikus viszonyai alapján átmeneti zóna az Észak-magyarországi-középhegység és az Alföld között. A két nagytáj közé ékelődő, önálló dombvidék. A sajátos adottságok és a sajátos helyzet befolyásolta a földhasználat alakulását, változását.

2. Anyag és módszer

A rendelkezésre álló adatbázisok segítségével megnéztem, hogyan változott a földhasználat a Gödöllői-dombság területén a XIX-XX. században. Mivel természetföldrajzi kategória szerint nem történt felvételezés, ezért a Központi Statisztikai Hivatal községsoros adatait vettem alapul. A Gödöllői-dombság településeinek meghatározásához a *Marosi és Somogyi* (1990) kistáj tipizálását használtam. Problémát jelentett, hogy 1966 és 2000 között nem történt községi szintű adatrögzítés.

Öt időpontban: 1895, 1913, 1935, 1966 és 2000- re számítottam relatív mutatókat és vizsgáltam meg, hogyan változott a földhasználat, különös tekintettel a művelt területek arányára és az erdőhasználatra.

A kapott értékeket grafikusán és településszintű térképeken ábrázoltam. Az ábrákból és a térképekből következtetni tudtam arra milyen mértékű változás következett be az egyes földhasználati kategóriákban.

3. Eredmények

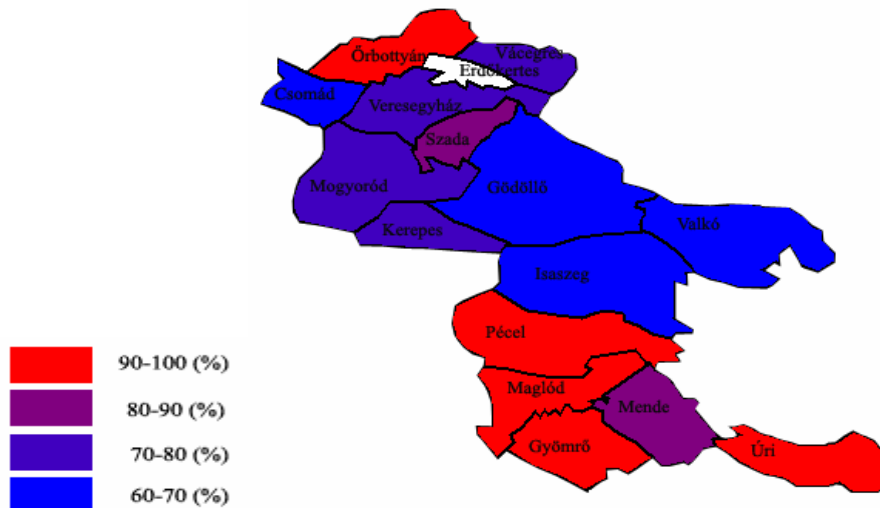
A mezőgazdaságilag művelt területek aránya a vizsgált területen 1895 és 2000 között jelentős mértékben csökkent. 1895-ben több mint 35000 hektárt műveltek meg, a II. világháborút követő átalakulások következtében is még 29000 hektáron folyt a művelés. Drasztikus csökkenés a rendszerváltozás után figyelhető meg, ekkor már csak 12000 hektáron folyt művelés (1-3. ábra).

Az 1970-es évekig a dombvidék szinte mindegyik településén visszaesett a mezőgazdaságilag művelt területek aránya. A fővároshoz közeli településeken 10% alatti volt a csökkenés (Mogyoród, Kerepes, Pécel). A mezőgazdasági területek csökkenése ennél nagyobb arányú volt akár a 20%-ot is meghaladta a vasútvonallal rendelkező településeken, ezen településeken (Isaszeg, Mende, Gödöllő, Veresegyház, Valkó) arányaiban is jelentős művelésre alkalmas területek voltak (2. ábra).

A csökkenés több tényezőre vezethető vissza:

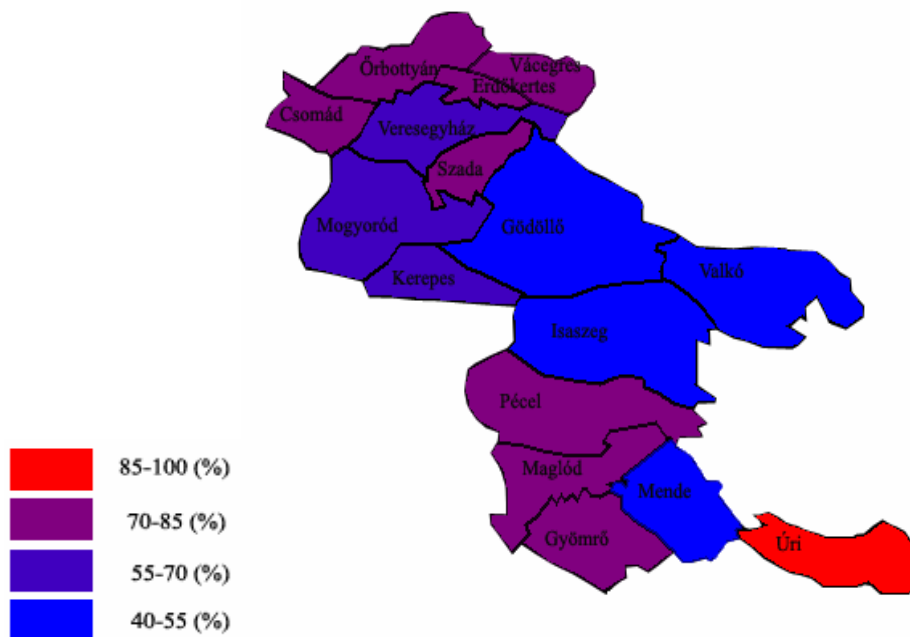
- a vidéki munkaerő beköltözésével összefüggő parcellázás, a budapesti agglomeráció kertés családi ház övezetének tovább növekedése;
- a városias jellegű beépítés;
- üdülési célokat szolgáló parcellázás;
- a fővárosi ipar kitelepülése (BERÉNYI I. 1977).

1966 és 2000 között a csökkenő tendencia tovább folytatódott, a korábbinál jóval nagyobb arányú csökkenés következett be. A művelt területek arányának visszaesése a 30-40%-ot is elérte (Isaszeg, Kerepes, Veresegyház, Órbottyán stb.). A csökkenés több okra vezethető vissza: a rendszerváltozást követően a birtokviszonyok változására, a mezőgazdasági termelés visszaesésére, a mezőgazdasági keresők arányának jelentősen csökkenésére.



1. ábra. A művelt területek aránya 1895-ben (%) (KSH 1970)

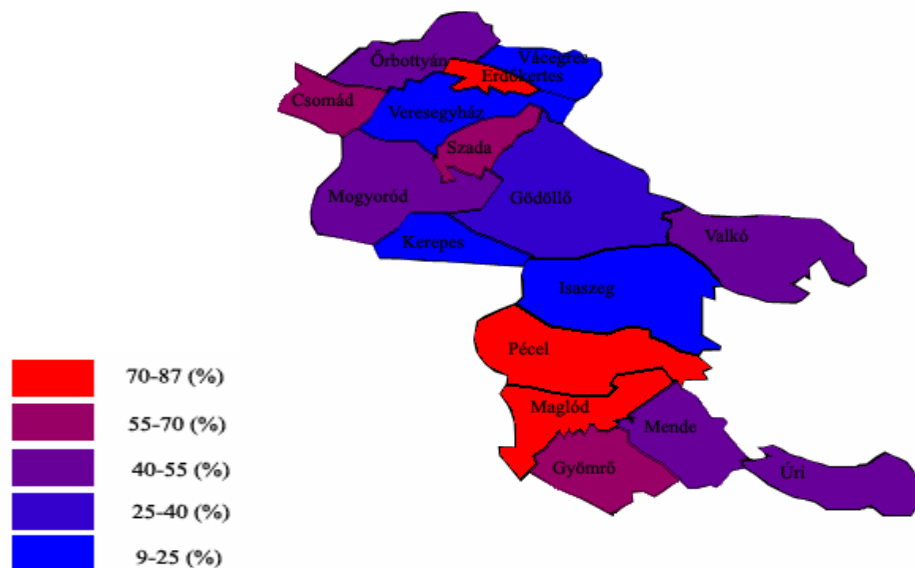
Az 1990-es években Gödöllőn és környékén egyre jobban érezhető a szuburbanizáció hatása, mivel már megindult a lakosság fővárosból való kiköltözése, és egyre több ipari vállalat is kihelyezi telephelyét a fővárosból.



2. ábra. A művelt területek aránya 1966-ban (%) (KSH 1970)

Mind a lakossági, mind az ipari szuburbanizáció egyre nagyobb arányú, melynek következtében az önkormányzatok újabb és újabb telkeket osztanak ki. Az igényeknek néhány település csak úgy tud megfelelni, ha átsorolja a parcellákat (külterületből belterületbe). Ennek eredményeként csökken a művelt területek aránya, csökken a természetes környezet, ezzel szemben a beépítettség fokozódik. Az összes hasznosított terület arányához viszonyítva a művelt területek aránya 9-87% között változott 2000-ben, ekkor volt a legnagyobb a szóródás (3. ábra). A szuburbanizáció különösen a főváros közeli településeken érezteti hatását, az átalakulást jól mutatja a népességszám változása: 1990-2004-ig kiemelkedően magas volt a népességszám változása a térség települései közül Veresegyházon (103%),

Kerepesen (36%), Mogyoródon (64%). Ugyanakkor nemcsak települések terjeszkedése, hanem a közlekedés terjeszkedése is (pl. M3 autópálya) számottevő területi igényrel jár.

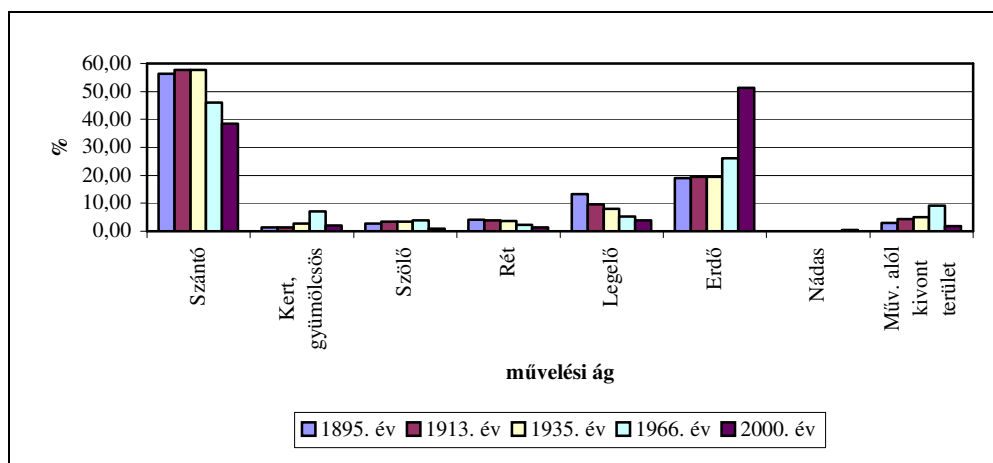


3. ábra. A művelt területek aránya 2000-ben (%) (KSH 2000)

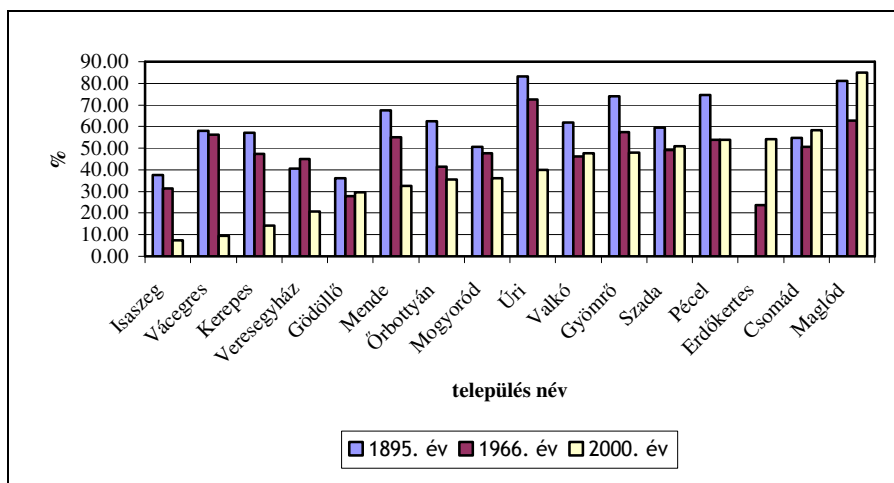
A mezőgazdasági terület csökkenésével párhuzamosan átalakult a földhasznosítási szerkezet is, mely az egyes művelési ágak (szántó, kert-gyümölcsös, szőlő, rét, legelő) arányának változásával járt együtt (4. ábra).

Általánosságban megállapítható, hogy az 1960-1970-es évekig az egyes művelési ágakat tekintve lassú növekedés volt tapasztalható, pl. a kertek és gyümölcsösök eloszlásában. A kert és gyümölcsös arányát nézve a növekedés egyértelműen visszavezethető főként a főváros környéki településeken az üdülő övezet gyarodására. Az 1990-es években viszont már egyértelmű visszaesés tapasztalható szinte mindegyik művelési ágban.

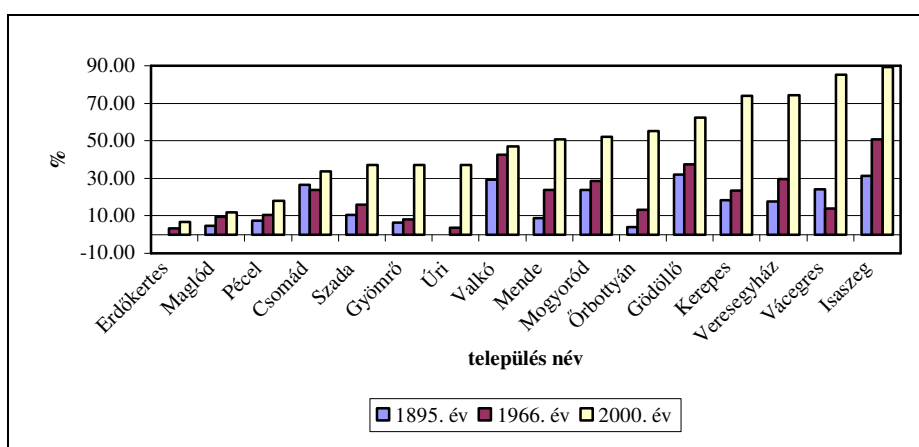
Az egyes művelési ágakat tekintve a legnagyobb mértékű változás, a XIX-XX. század folyamán, a szántóterületek átalakulásában (5. ábra) és az erdőterületek eloszlásában (6. ábra) figyelhető meg. Míg a szántóterületek aránya csökkent, ezzel párhuzamosan az erdőterületek aránya növekedett.



4. ábra. A művelési ágak változása 1895 és 2000 között (%) (KSH 1970, 2000)



5. ábra. A szántó területek arányának változása 1895-2000 között (%) (KSH 1970, 2000)



6. ábra. Az erdőterületek arányának változása 1895-2000 között (%) (KSH 1970, 2000)

A szántóföldi művelés aránya közel 20%-kal esett vissza 1960 és 2000 között. Jelenleg a dombság területének 38 %-án folyik szántóföldi művelés (kb. 10.000 hektáron). A szántóföldi művelést helyzetét jelentősen befolyásolják a térség talajtani adottságai. A dombság nagyobbik részén a talajok alapköze lösz, valamint homok, illetve sok helyen a lösz keveredett a homokkal, ott löszös homokon indult meg a talajképződés. A kistáj uralkodó talajtípusai az egykori és a mostani erdőkben is az erdőtalajok, nagyobb részén barna és rozsdabarna erdőtalajok. Az uralkodó erdőtalajok mellett sok átmeneti szelvény jellemző a löszön és a homokos löszön kialakult talajok esetében, régóta szántóföldi művelés alatt álló területeken. Kisebb területet foglalnak el a mélyebben fekvő területek réti taljai. Eredeti, ép szelvény csak kis foltokban fordul elő, ennek oka a hazai és nemzetközi szinten is jelentős kutatásoknak alávetett intenzív erózió (CENTERI CS és PATAKI R. 2005, KERTÉSZ Á. és CENTERI CS. 2006, GOURNELLOS, TH. et al. 2004, VONA M. et al. 2007, POTTYONDY Á. et al. 2007). A táj Magyarország egyik legerodáltabb területe. Az erózió hatására nagy területen az eredeti erdőtalajok „A” és „B” szintje lekopott, ezért a lösz a felszínre került (STEFANOVITS P. 1956). A talajerózió a Gödöllői-dombság északi részén, a Vácegres–Gödöllő–Pécel–Mende vonalon igen erős, valamint az árkos (pl. Isaszeg környékén) és vonalas erózió is (LÁNG S. 1967, JAKAB G. 2006). A szántóföldi művelés alatt álló területeken a talajerózió veszélye fokozottan jelentkezik.

Az erdőterületek aránya nőtt, míg a szántók aránya, csökkent. Ellentétes folyamatok zajlottak le. Jelenleg az összes hasznosított terület 50%-át erdő foglalja el, több mint 13.000

hektárnyi területen. Az erdős területek aránya kiemelkedően magas, az országos átlag feletti. A dombság középső része erdősültebb, mint a déli, ahol inkább a szántóföldi művelés dominál.

4. Következtetések

A Gödöllői-dombság területén a földhasznosítás tekintetében jelentős mértékű átrendeződések zajlottak a XIX-XX. század folyamán. Az átalakulások fő mozgatórugója a II. világháború és a rendszerváltást követő gazdasági és politikai változások voltak.

A földhasznosítás alakulásának fő tendenciái közé tartozik a művelt területek arányának jelentős mértékű csökkenése. Nagyarányú területek kerültek ki művelés alól, ezzel szemben a beépítettség és a belterületek aránya növekedett. A települések terjeszkedése egyfelől külső nyomásra következett be, mivel a fővárosból egyre többen költöztek ki és telepedtek le a térségben. Míg először csak hétvégi házakat vásároltak az 1970-es években, addig az 1990-es évekre már állandó lakhelyül választották a térséget, főként a fővároshoz közeli településeket. Ugyanakkor nemcsak a települések terjeszkedése, hanem a közlekedési infrastruktúra is jelentős területi igényel jár.

A mezőgazdasági terület csökkenésével párhuzamosan átalakult a földhasznosítási szerkezet is, mely az egyes művelési ágak (szántó, kert-gyümölcsös, szőlő, rét, legelő) arányának változásával, elsősorban csökkenésével járt együtt. A legnagyobb mértékű csökkenés a szántók eloszlásában következett be.

Irodalom

- BERÉNYI I. (1977) A földhasznosítás átalakulása és ennek környezetvédelmi kérdései a Gödöllő-Monori-dombságon. Földrajzi Értesítő, 26. évf./3-4. füzet, pp. 337-348.
- CENTERI, CS. – PATAKI, R. (2005) Soil erodibility measurements on the slopes of the Tihany Peninsula, Hungary – In: A. Faz Cano – R. Ortiz Silla – A. R. Mermut eds.: *Advances in GeoEcology*, 36, pp.149-154.
- GOURNELLOS, TH. – EVELPIDOU, N. – VASSILOPOULOS, A. (2004) Developing an Erosion risk map using soft computing methods (case study at Sifnos island). *Natural Hazards*, 31(1) pp. 39-61.
- JAKAB G. (2006) A vonalas erózió megjelenési formái és mérésének lehetőségei. *Tájökológiai Lapok*, 4(1) pp. 17-33.
- KERTESZ Á. – CENTERI CS. 2006: Hungary. p. 139-153. In: Boardman, J., Poesen, J. (eds) *Soil erosion in Europe*. John Wiley & Sons, Ltd, London. (p. 839.)
- KSH 1970: *Mezőgazdasági Statisztikai Adatgyűjtemény (1870-1970)*. Földterület III. községsoros adatok. Központi Statisztikai Hivatal, Budapest. (pp. 195-213.)
- KSH 2000: *Földhasználat Magyarországon a 2000. évben – településsoros adatok*. Központi Statisztikai Hivatal, Budapest. (pp. 104-113.)
- LÁNG S. (1967) *A Cserhát természeti földrajza*. Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 242-269.
- MAROSI S. – SOMOGYI S. (1990) *Magyarország kistájainak katasztere II*. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest, pp. 802-806.
- PERCZEL GY. szerk. (2003) *Magyarország társadalmi-gazdasági földrajza*. ELTE Eötvös Kiadó, Budapest, pp. 227-232.
- POTTYONDY, Á. – CENTERI, CS. – BODNÁR, Á. – BALOGH, Á. – PENKSZA, K. (2007) Comparison of erosion, soil and vegetation relation of extensive Pannonian meadows under Mediterranean and Sub-Mediterranean effects. *Cereal Research Communications* 35 (2 PART II) pp. 949-952.
- STEFANOVITS P. (1956) *Magyarország talajai*. Akadémiai Kiadó, Budapest pp. 164-165.
- VONA M. – BARCZI A. – SZÁSZ P. – CSIHAR L. – CENTERI CS. (2007) A gazdálkodás jövőbeni lehetőségei a Sárvíz Kistérségi Társulat területén különös tekintettel a talajtani és a vízeróziós viszonyokra. *Növénytermelés*, 56(4). pp. 187-198.

Dr. Pásztor László¹ – Dr. Szabó József² – Dr. Bakacsi Zsófia³

Térbeli talajinformációs rendszer pontosságának növelése és megbízhatóságának becslése

Abstract

A key issue of applicability of both traditional soil maps and spatial soil information systems (SSIS) is their accuracy. The „raw” SSIS, which consists of scanned map sheets, vectorized spatial data (soil units as polygons and soil profiles as points) and profile database can be mainly considered as the digitally converted version of the processed map-based soil information. Nevertheless, there are various opportunities for increasing both its spatial and thematic accuracy, which is also a duty of the data owner/manager. The integration of spatial soil information within appropriate spatial data infrastructure and the consideration of the characteristics of the original survey support this process. In our paper we present the results acquired in the inherent refinement and upgrading of the Digital Kreybig Soil Information System (KDSIS) originating from the 1:25,000 scale practical soil mapping of Hungary.

1. Bevezetés

A talajtérképektől elvárt alapvető gyakorlati haszon a térbeli predikció (LEENHARDT, D. et al. 1994), melynek lényege, hogy az ismert helyeken vett (lokalizált, georeferált) mintákra (szelvény, fúrás, helyszíni mérés etc.) a helyszínen vagy laboratóriumban meghatározott értékek és/vagy egy adott osztályozás alapján egy nagyobb területre vonatkozóan becslés adható az azonos vagy egyéb talajtulajdonságokra. Ennek tradicionális eszköze a hagyományos talajfolt térkép. Lényegük, hogy a térképezendő területet olyan diszjunkt egységekre bontják, amelyeken belül a talaj változékonysága kisebb, mint a teljes területre vonatkozóan (BECKETT, T. – WEBSTER, R. 1971). A talajfoltok használata mögötti modell szerint a térképezett talajtulajdonság egy folton belül homogén, azaz azonosan jellemzi a terület minden egyes pontját, és csak a határok mentén ugrik. Vannak a hagyományos módszernél pontosabb térbeli becslést nyújtó, korszerű, matematikailag megalapozott eljárások, a klasszikus megközelítésnek mindazonáltal még tág a mozgástere, a felhasználók többsége számára ugyanis ez nyújtja a legkönnyebben interpretálható eredményeket.

A talajfolt térképek, illetve a folt objektumokon alapuló térbeli talajinformációs rendszerek pontossága (geometriai és tematikus felbontása) többféleképpen növelhető. A térinformatikai környezetben a térképezés során gyakran komoly szerepet játszó klasszikus kartográfiai korlátok áthidalhatók. A térképi alapú környezeti segédinformációk segítségével a talajfolthatárok finomíthatók, a pedonok mind pontosabban lehatárolhatók. Az eredeti talajfoltok térbelileg finomíthatók, foltosztó határok rajzolhatók a minél kisebb folton belüli inhomogenitások figyelembevételével, amennyiben valamilyen forrásból ismert, hogy a folton belül talajtani inhomogenitás található. Természetesen foltokra vonatkozó leíró adatok is pontosíthatók, aktualizálhatók (pontosabb mérés, aktuálisabb információ, korszerűbb módszertan, illetve osztályozás etc. révén).

¹ Dr. Pásztor László MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, Budapest E-mail: pasztor@rissac.hu

² Dr. Szabó József MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, Budapest E-mail: james@rissac.hu

³ Dr. Bakacsi Zsófia MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, Budapest

Magyarországon az utóbbi közel 150 évben jelentős természetföldrajzi, talajtani információ gyűlt össze a kiterjedt felvételezéseknek köszönhetően. Az egymást követő térképezések felvételezési célja és módszere is különbözött, így az eltérő célok eltérő talajtani jellemzők hangsúlyozásához vezettek. Az összegyűlt adatok és az azok alapján szerkesztett térképek különböző léptékben születtek a gazdálkodásitól az országos szintig (VÁRALLYAY, Gy. 1989). A legrészletesebb és még országosan elkészült térképi alapú talajtani adatrendszer a Kreybig-féle Átnézetes Talajismereti térképezés anyaga (KREYBIG, L. 1937, 1938), melynek adatgazdája az MTA TAKI.

Az elmúlt két évtizedben a térképi alapú talajtani információk jelentős része, bár főképpen a kisebb méretarányúak, kerültek digitális feldolgozásra és épültek be különböző térbeli (talaj)információs rendszerekbe. A részletesebb adatok feldolgozásának időközben megteremtődtek a technikai feltételei és az igény is megnőtt a közepes és nagyléptékű digitális talajtani információkra, ezért előtérbe került az ilyen adatokat szolgáltató rendszerek kialakítása (PÁSZTOR, L. et al. 2002; SZABÓ, J. 2002; DORKA D. 2004; TAKÁCS P. et al. 2004; TÓTH, T. et al. 2006).

2. Anyag és módszer

A Kreybig térképezés digitális feldolgozásának és az ezen alapuló Digitális Kreybig Talajinformációs Rendszer (DKTIR) kialakításának bizonyos szempontból kitüntetett szerep jut, mivel térbelileg legnagyobb felbontás mellett (ponteciálisan) képes országos fedettséget biztosítani. A Kreybig archivum feldolgozása 1998-ban kezdődött. A térképanyag szkenneléssel történő archiválása és a képek vetületi transzformálása befejeződött, a geometriai adatok vektorizálása (talajfoltok, mint poligonok és talaj-szelvények, mint pontok) térképszelvényenként folyamatosan halad. A térbeli adatok és a talajszelvény adatbázis feltöltése egymástól függetlenül történik. Jelenleg a folt mintázat feltöltése az ország területének mintegy kétharmadára elkészült, a pont adatbázis feltöltése ehhez képest jóval elmarad. A térképlapokhoz csatolt magyarázó füzetekben található talajszelvények felvételi és laboratóriumi jegyzőkönyvi adatbázisának feltöltésére viszont egy saját fejlesztésű adatbeviteli és ellenőrző programot fejlesztettünk. Jelenleg a szelvény adatbázis második generációs változatát használjuk. Az adatbázis növekedésével ugyanis, illetve a továbbiakban részletezendő feladat bővítések következtében a korábbiakban alkalmazott Microsoft Access alapú rendszer nem volt megfelelő hatékonyságú, ezért az adatbázis kezelést a továbbiakban SQL Serverre alapozzuk. Az áttérés egyben az adatbázis-struktúra átalakításával is járt. A rendszer általános felhasználó által hozzáférhető része egy webes böngésző felületen érhető el. Ezen eszköz segítségével az adatbázis feltöltése megfelelő stáb rendelkezésre állása esetén felgyorsítható és a teljes feltöltöttség is reális idő alatt megoldható.

2.1. Geometriai és tematikus korrekciók

Egy önkonzisztens térinformatikai rendszer kialakítása érdekében szükséges a digitalizált, vektorizált szelvényenkénti állományok geometriai és tematikus illesztése. A feldolgozásra kerülő szelvényeket a digitális képi archiválás után EOVB-be transzformáltuk a Kreybig-féle térképezés alapjául használt topográfiai szelvények szelvénykiosztása alapján. A munkálatok folyamán kiderült, hogy ezt az elsődleges transzformációt továbbinak kell követnie, ugyanis 100 méter nagyságrendű hiba marad. A másodlagos transzformációt már a vektorizált állománnyal végezzük. Ehhez nagyléptékű digitális topográfiai térképeken, vagy rektifikált távérzékelt képeken, illetve a Kreybig térképeken meghatározott azonos pontokat használunk.

A feldolgozott térképlapok számos helyen határmenti illesztésre szorulnak. A térképezés módszertana ugyan magába foglalta a határmenti korreláció és korrekció elvégzését, ennek ellenére a digitális feldolgozásra kerülő szelvények határai mentén nem feltétlenül konzisztensek. Ennek egyik oka a rendelkezésre álló szomszédos szelvények feldolgozottságának eltérő foka lehet, ami miatt a két lap között elvégzett eredeti illesztés elveszett az utókor számára, tehát újra elvégzendő feladattá vált, immáron a téradat infrastruktúra kereteit felhasználva. Másik ok lehet a szomszédos lapok felvételezésében esetlegesen bekövetkezett időbeli elcsúszás, hisz számos térképlap megsemmisült a háborúban, amelyeket újrafelvételezni kellett jó egynehány évvel az eredeti munka elvégzése után. Az elkészült (analóg) térképek egyedi kartográfiai terméket képviseltek. Ez a tény elfedte az ilyen típusú hibákat, mivel ritkán használták egyszerre a szomszédos térképszelvényeket. Ha mégis találkozott valamely (fel)használó ilyen problémával, nemigen volt kinek, minek jeleznie és így esetleges javítása sem válhatott a teljes rendszer, azaz az eredeti térképsorozat javára, hisz nem lehetett a korrekciót mindenütt átvezetni. Természetesen a digitális feldolgozás egyes munkafolyamataiban is becsúszhattak hibák, ezeket szerencsére könnyebb volt visszakövetni és ez alapján korrigálni. A szelvény határok menti korrekciókat új határvonalak húzásával, korábbiak átszerkesztésével, szomszédos foltok összevonásával, időnként pedig tematikus egyeztetéssel végeztük. A kétséges esetek feloldására nagyléptékű, az aktuális állapotokat tükröző, digitális topográfiai térképeket, és távérzékelt adatokat, valamint független talajtani és egyéb tematikus adatokat használtunk fel.

2.2. Tematikus pontosság

Amennyiben egy térbeli talajinformációs rendszer a benne tárolt adatok keletkezése óta a földhasználati viszonyokban bekövetkezett szembetűnő változásokról nem tud számot adni, megingathatja a felhasználóban az adatrendszer alkalmazásába vetett általános bizalmát, még akkor is, ha esetleg a lényegben, azaz a térképezett talajtulajdonságokban a terület nagy részén nem is történtek jelentős változások. Márpedig a földhasználat a talajnál sokkal dinamikusabban és gyakran látványosabban változik, amelyről ugyan nem feltétlenül a talajtérképeknek kellene számot adnia, de azokon is számon kérik, ha azok ezt a változást nem követik. A TTIR megfelelő téradat infrastruktúrába integrálásával kezelhető válik ez a probléma is. Az egész rendszer megbízhatósága és pontossága növelhető az aktuális földhasználatról, felszínborításról, topográfiai adatokról rendelkezésre álló térbeli információk figyelembevételével. Az országban számos mintaterületen végeztük el ezt az elsődleges, íróasztal melletti reambulációt. A CLC100, CLC50, topográfiai térképek és ortofotók álltak rendelkezésünkre a feladat elvégzéséhez.

2.3. A talajfoltok térbeli finomítása

A talajtérképeken szereplő folthatárok a felvételezés során jönnek létre. A térképező talajtani tudása, terepi gyakorlata és adott helyi ismerete, valamint az egész térképezési munka viszonyai integrálódnak meghúzásában és persze nem hanyagolható el a térképi alap szerepe, amelyen a talajfolt térképi objektumként megjelenik. A talajfoltok méretében az ábrázolhatósági határt a felvételezés léptéke határozta meg, az adott méretarányban nem kartografálható, talajtaniilag inhomogén területeket nem határolták el. Egy megfelelően kialakított TTIR-ben azonban átléphetők a klasszikus kartográfiai korlátok, hasonlóan a

már létező folthatárok finomításához, foltosztó határok is megrajzolhatók. Amennyiben valamilyen apriori információval rendelkezünk a talajfolton belüli heterogenitásról, akkor a digitális talajtérképezési eszközök segítségével próbát tehetünk ezen inhomogenitások feltérképezésére és ábrázolására is.

A Kreybig térképezés reprezentatív és nem-reprezentatív talajszelvényeket használt a folton belüli, nem-térképezhető talaj heterogenitás jelzésére. A DKTIR-ben azonban átléphetők a klasszikus kartográfiai korlátok a nem-reprezentatív talajszelvények helyére vonatkozó ismeret és megfelelő kiegészítő, térbeli, környezeti információk (digitális domborzat modell, ortofotók etc.) felhasználása révén. A foltra nem jellemző pontok helye jelzi a lokális heterogenitást, amely gyakran azonosítható a (mikro)domborzatban, földhasználatban, topográfiában vagy egyszerűen szemmel látható egy részletes felbontású légifelvételen. Ezen segédletek alapján foltosztó határok rajzolhatók, amelyek apróbb, homogénebb egységekre bontják az eredeti térképi egységeket. A szülő foltban még nem jellemzőként számon tartott talajszelvény az újonnan létrejött folt reprezentatív szelvényévé lép elő. Ezen eljárás révén mind a térbeli felbontás finomodik, mind a teljes rendszer pontossága és megbízhatósága nő.

2.4. A talajtani információk terepi aktualizálása

A foltokra vonatkozó adatok általában egyidősek a térképezéssel, kivéve ha már eredendően monitoring célú és azt felvállaló felvételezés zajlott. A foltokra meghatározott adatok azonban akár újra felvételezhetők is, amennyiben tudjuk, hol, mit és hogyan keressünk fel, határozzunk meg, mérjük meg. Terepi verifikációs, korrelációs vizsgálatok, esetlegesen célirányosan kivitelezett mintavételezéssel kiegészítve, illetve ezek tapasztalatainak és eredményeinek a rendszerbe történő beillesztése jelentősen növelheti megbízhatóságát. Ezt a másodlagos (szó szerinti) reambulációt terepbejárással, illetve referenciaszelvények felkeresésével és mintázásával hajtjuk végre, amihez a terepi térinformatika eszköztára tökéletes háttérrel biztosít. A kézisámítógépeken a talajtani és topográfiai információk, illetve a szintén az ezen eszközökhöz csatlakoztatott GPS vevők együttesen könnyen kivitelezhetővé teszik mind a navigációs, mind az adatgyűjtési feladatokat (SZABÓ, J. – AL. 2002). A referencia szelvények, illetve előre kijelölt mintavételi helyek felkereshetők, illetve a valós időben rendelkezésre álló térbeli adatok és a terepi valóság egybevetésével revideálhatók, áthelyezhetők. Szintén ezen információk adnak lehetőséget a térbeli kiterjeszhetőség vizsgálatára, egyben a térbeli alapadatok reambulálására, illetve a levont tanulságok alapján esetlegesen monitoring pontok kijelölésére. A terepi reambuláció lépései a következők:

- Az eredeti térképezés során megmintázott reprezentatív talajszelvények beazonosítása, földrajzi helyüknek topológiailag is helyes meghatározása a felvételezésről rendelkezésre álló eredeti és a felkeresendő hely aktuális állapotáról rendelkezésre álló jelenlegi információ figyelembevételével.
- Terepi térinformatikával segített navigáció a felkeresendő szelvényhez.
- A hely felkereshetőségének ellenőrzése, esetlegesen új szelvény helyének kijelölése.
- A reprezentativitás meghatározása, esetlegesen új szelvény helyének kijelölése.
- Annak megállapítása, hogy a felkeresett hely elfogadható-e új Kreybig talajszelvényként kisszelvény, vagy fúrás alapján, esetlegesen új szelvény helyének kijelölése.
- Részletes talajmintavétel diagnosztikai szintenként.

2.5. Az adatok térképi integrálása, a térbeli megbízhatóság jellemzése

Az aktualizált DKTIR pontadatbázis alapján a talajfoltokra vonatkoztatott, a térbeli és tematikus pontosítás, finomítás, aktualizálás különböző szintjein rendelkezésre álló információk térbeli megbízhatóságának becslésére indikátorfüggvényt vezetünk be.

A terepi mintavételezés során az előzetes bejárás folyamán fontosnak jelölt helyszíneket kerestük fel és mintáztunk meg. Döntően egy foltban egy szelvény feltárását végeztünk. A néhány kivétel annak meghatározására irányult, hogy a pontokra vonatkozó adatok továbbvitele mennyire megalapozott, a többszörös mintavétel mennyire igazolja az adott folt homogenitását, pontosabban a folton belüli talajheterogenitás mértéké olyan korlátok között marad-e, ami nem teszi szükségessé az adott folt bontását. Ilyenkor a többszörös, aktuális felvételezésből meghatározott értékek átlagaival jellemeztük a foltokat a szórás csökkentése miatt. Az ily módon jellemzett foltok 1. rendű megbízhatóságú besorolást kaptak.

Azon talajfoltokat, amelyekben (egyszeres) mintavételezés történt az új felvételezés során, ezen új adatokkal jellemeztük. Ezen foltok 2. rendű megbízhatóságú besorolást kaptak.

Azon foltok, amelyeket az eredeti felvételezés során olyan talajszelvényekkel reprezentáltak, amelyet egy olyan foltban vettek fel, melyben új mintavételezés történt az új felvételezés során, szintén ezen új adatokkal jellemeztük, a talajtulajdonságok átvitelének szabálya alapján. Ezen foltok 3. rendű megbízhatóságú besorolást kaptak.

Azon foltok, amelyeket az eredeti felvételezés során olyan talajszelvényekkel reprezentáltak, melyre vonatkozóan új mintavételezés nem történt az új felvételezés során, az eredeti adatokkal jellemeztük. Ezen foltok 4. rendű megbízhatóságú besorolást kaptak.

Ezen foltok között azonban előfordult esetenként, hogy bizonyos talajparaméterre vonatkozóan hiányos az adatbázis (az eredeti felvételezés adatainak hiányosságai miatt). Ezekre térképi objektumokra vonatkozóan matematikai statisztikai eszközökkel próbáltunk becslést adni az adott talajtulajdonságra. A többi pont alapján, melyekben az adott talajtulajdonságra vonatkozóan rendelkezünk adattal (ezek között a régi és az új felvételezés talaj mintavételi helyeit együttesen használtuk), (univerzális) krigelési eljárással interpoláltunk a teljes területre vonatkozóan. Majd a hiányos paraméterű foltokra kiátlagoltuk az általa lefedett területre vonatkozó interpolált adatokból a hozzárendelendő értéket. Ezen foltok 5. rendű megbízhatóságú besorolást kaptak (az adott talajtulajdonságot bemutató tematikus térkép megbízhatóságára vonatkozóan).

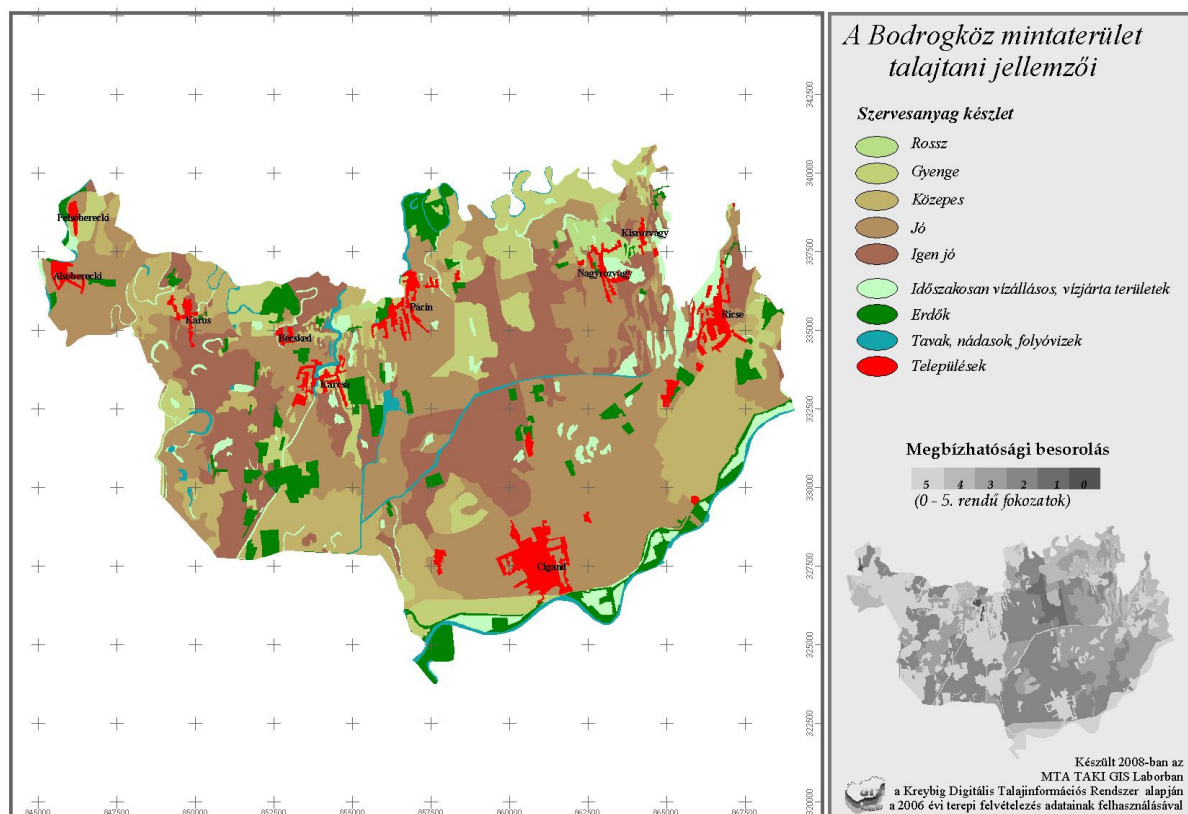
3. Eredmények és értékelés

A fentiekben részletezett munkálatok végtermékei a mintaterületek elsődleges és a terepen történt, másodlagos reambulációjának eredményei alapján szerkesztett, a talajtakaró egyes talajtulajdonságainak aktuális állapotát a rendelkezésre álló adatok alapján leghűbben tükröző digitális talajtérképek, melyeket a relatív területi megbízhatóság feltüntetésével kiegészítve szerkesztünk (*1. ábra*).

A DKTIR számítógép melletti, illetve terepen történő reambulációjával új, aktuális adatok keletkeznek. Ez azonban nem azt jelenti, hogy az elsődleges feldolgozás során előálló információkat egyszerűen az újakkal kellene helyettesíteni. Az adatbázis szerkezetét alakítjuk át oly módon, hogy együttesen legyen képes kezelni a különböző időpontból származó geometriai és leíró adatokat. Ezzel a DKTIR-t statikus térbeli talajinformációs rendszerből dinamikus térbeli talajinformációs rendszerre fejlesztjük.

Kiépítésének különböző szintjein a DKTIR eltérő megbízhatóságú talajtani adatok szolgáltatására képes. A többszintűségnek ez a fajta megnyilvánulása megőrizhető és akár hasznosítható is. Az alacsonyabb feldolgozottsági szintű és ezért egyben kevésbé is

pontos(ított) adatokat gyorsabban lehet előállítani és szolgáltatni. Időnként azonban az idő faktor sokkal fontosabb szerepet játszik, mint a térbeli és/vagy tematikus pontosság. Kisebb léptéket igénylő alkalmazások számára a nyersebb adat elegendőnek és egyben gazdaságosabbnak is bizonyulhat. A DKTIR mind magasabb szintű kiépítése azt a lehetőséget is magában hordozza, hogy megbízhatóbb információkat biztosító szint segítségével megbecsüljük a „durvább” szintek által szolgáltatott adatok pontosságát.



1. ábra. Az elsődleges és másodlagos reambuláció eredményei alapján szerkesztett mintaterületi talajtérkép a térbeli megbízhatóság feltüntetésével

A hagyományos talajtani tudás, a DKTIR és a terepi térinformatika integrálása a mintavételt célirányossá teszi és így a terepi munka gyorsá, hatékonyá, következőképpen gazdaságossá tehető. Viszonylag nagyobb területek (újra) felvételezhetők és jellemezhetők az aktualizált talajtulajdonságokkal, amelyeket az újra felkeresett vagy áthelyezett reprezentatív talajszelvényekben határoztunk meg, melyek reprezentativitását a DKTIR alapján a terepen igazoltuk. Másrészt, amennyiben egy részletes talajfelvételezésre kerül sor egy adott területen (függetlenül a DKTIR lététől, és nem feltétlenül annak aktualizálása céljából), annak eredményei is integrálhatók, amennyiben a gyűjtött adatok tematikusan kompatibilisek a DKTIR-rel. Ez utóbbi szintűgy a DKTIR többszintűvé válása felé mutató tevékenység lenne.

Az újra felkeresett helyeken történő új mintavételezés lehetőséget nyújt a korábbi felvételezés során nyert (és a reambulációig egyedülként tárolt) adatokkal való összehasonlításra, melynek révén a talajtulajdonságokban mégis bekövetkezett változások detektálhatók. Ezek alapján akár trendek állapíthatók meg a talaj jellemzőkben, vagy funkciókban; degradációs folyamatok érhetők tetten, esetleg válnak előrejelezhetővé. Referenciaként szolgálhatnak az ember által okozott környezeti hatások részletes vizsgálatához. A talajszelvényekben (pontokban) meghatározott változások, folyamatok a

reprezentativitás elve segítségével térbelileg kiterjeszthetők, ily módon teremtve lehetőséget ezek térbeli kiterjedtségének megállapítására.

Köszönetnyilvánítás

Köszönetet mondunk a Kreybig archívum feldolgozásán és a terepen velünk együtt dolgozó kollégáinknak: Csökli Gabriellának, Dombos Miklósnak, Krammer Zitának, Koós Sándornak, László Péternek, Matus Juditnak, Zágoni Balázsnak. Munkánkat a K60896 sz. OTKA és az NKFP6-00013/2005 sz. NKFP pályázat támogatja.

Irodalom

- BECKETT, P. H. T. – WEBSTER, R. (1971) Soil variability : a review. *Soils and fertilizers*, 34, pp. 1-15.
- DORKA D. (2004) Döntéstámogató talajinformációs rendszer kialakítása a mezőgazdaságban. *Acta Agraria Debreciensis*, 13.
- KREYBIG, L. (1937) The survey, analytical and mapping method of the Hungarian Royal Institute of Geology (in Hungarian and German). *M. Kir. Földtani Intézet Évkönyve*, 31, pp. 147–244.
- KREYBIG, L. (1938) General explanation to the soil maps (in Hungarian and German). *M. Kir. Földtani Intézet, Budapest*
- LEENHARDT, D. – VOLTZ, M. – BORNAND, M. – WEBSTER, R. (1994) Evaluating soil maps for prediction of soil water properties. *European Journal of Soil Science*, 45(3) pp. 293-301.
- PÁSZTOR, L. – SZABÓ, J. – BAKACSI, ZS. (2002) GIS processing of large scale soil maps in Hungary, *Agrokémia és Talajtan*, 51, pp.273-282.
- SZABÓ J. (2002) Compilation of a watershed level, complex land information system for internet service, *Agrokémia és Talajtan*, 51, pp.283-292.
- SZABÓ J. – BAKOS L. – PÁSZTOR L. – CSERVENÁK R. – POGRÁNYI K. (2002) GPS és internet alapú térinformatikai alkalmazás a mezőgazdasági szaktanácsadás támogatására, *Acta Agraria Kaposvariensis*, 6(39) pp. 3-13.
- TAKÁCS P. – TAMÁS J. – LÉNÁRD CS. (2004) Virtuális talajinformációs rendszerek kialakítása a Bihari-sík és a Tedej Rt. területén. *Acta Agraria Debreciensis*, 13.
- TÓTH, T. – NÉMETH, T. – FÁBIÁN T. – HERMANN, T. – HORVÁTH, E. – PATOCSKAI, Z. – SPEISER, F. – VINOGRADOV, SZ. – TÓTH, G. (2006) Internet-based land valuation system powered by a GIS of 1:10.000 soil maps. *Agrokémia és Talajtan*, 55, pp. 109-116.
- VÁRALLYAY GY. (1989) Soil mapping in Hungary. *Agrokémia és Talajtan* 38, pp. 696-714. *Communications*. 35. 2. 1277-1280.

Dr. Pásztor László¹ – Dr. Szabó József² – Dr. Bakacsi Zsófia³

Delineation of soil degradation regions in Hungary

Abstract

There is a renewed interest in the identification of areas endangered by various soil threats explicitly formulated in EC's Thematic Strategy for Soil Protection. In our paper we present a functional approach for the regionalization of soil degradation processes combining the relevant map-based data available in nationwide scale. The thematic interpretation and spatial integration resulted in a soil degradation index map, which has been used for the delineation of soil degradation regions as well as for the quantitative comparison of areas based on its appropriate spatial aggregation.

1. Introduction

In the last decades soil degradation processes have been significantly increased and, according to the predictions, it is almost sure that without adequate arrangements this tendency will continue (BRIDGES, E. & OLDEMAN, R. 1999; VÁRALLYAY, GY. 2006, 2007). The Commission of the European Communities in the Thematic Strategy for Soil Protection (CEC 2006) defines the eight most important soil degradation processes in the EU: erosion, organic matter decline, contamination, salinization, compaction, decreasing biodiversity, soil sealing, hydrogeological risks (landslide, flood) as well as proposes a Framework Directive as the means of a comprehensive approach to soil protection and ample freedom on how to implement its requirements is left to Member States. Various threats occur in specific risk areas, which must be identified which will be required by Member States in a national or regional approach possibly on the basis of common elements (TÓTH, G. & AL. 2006). Over time more harmonised monitoring approach and methodology may be developed, exploiting ongoing work on harmonisation of methodologies carried out by the European Soil Bureau Network and in the frame of RAMSOIL and ENVASSO projects. Soil Information Working Group of the European Soil Bureau Network elaborated common criteria and approaches to identify risk areas for five specific soil threats (ECKELMANN, W. & AL. 2006). Member States will be free to develop and combine approaches to combat further and concurrent threats.

In the frame of Land Degradation Mapping Sub-project of PHARE MERA '92 (DALLEMAND, J. & PERDIGAO, V. 1998) identification, delineation and description of Hungary's major land degradation regions (areas of potential land degradation risk) at 1:500.000 scale were accomplished by building and analysing an extent digital land degradation geographic database in the late '90s (VÁRALLYAY, GY. & AL. 2000). Territories affected by various limiting factors of soil fertility were determined by complex spatial queries of the integrated GIS evaluating the proper influencing factors. Generalising and merging the maps of individual degradation factors resulted in the compilation of a complex degradation map. To derive the boundaries of land degradation regions required the consideration of a further information source. The physiographical delineation of the complex land degradation regions became possible using microregion landscape units. Finally 88

¹ Dr. Pásztor László MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, Budapest E-mail: pasztor@rissac.hu

² Dr. Szabó József MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, Budapest E-mail: james@rissac.hu

³ Dr. Bakacsi Zsófia MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, Budapest

regions resulted in Hungary, which then were thoroughly characterized (SZABÓ J. & AL. 1998). The applied GIS analysis techniques were mainly based on traditional cartographic methods and had not fully exploited the opportunities, which were later emerged in digital soil mapping. Additionally, numerical analysis of the resulted maps was not really straightforward, however it was highly expected by decision-makers responsible for soil conservation actions (NÉMETH T. & AL. 2000).

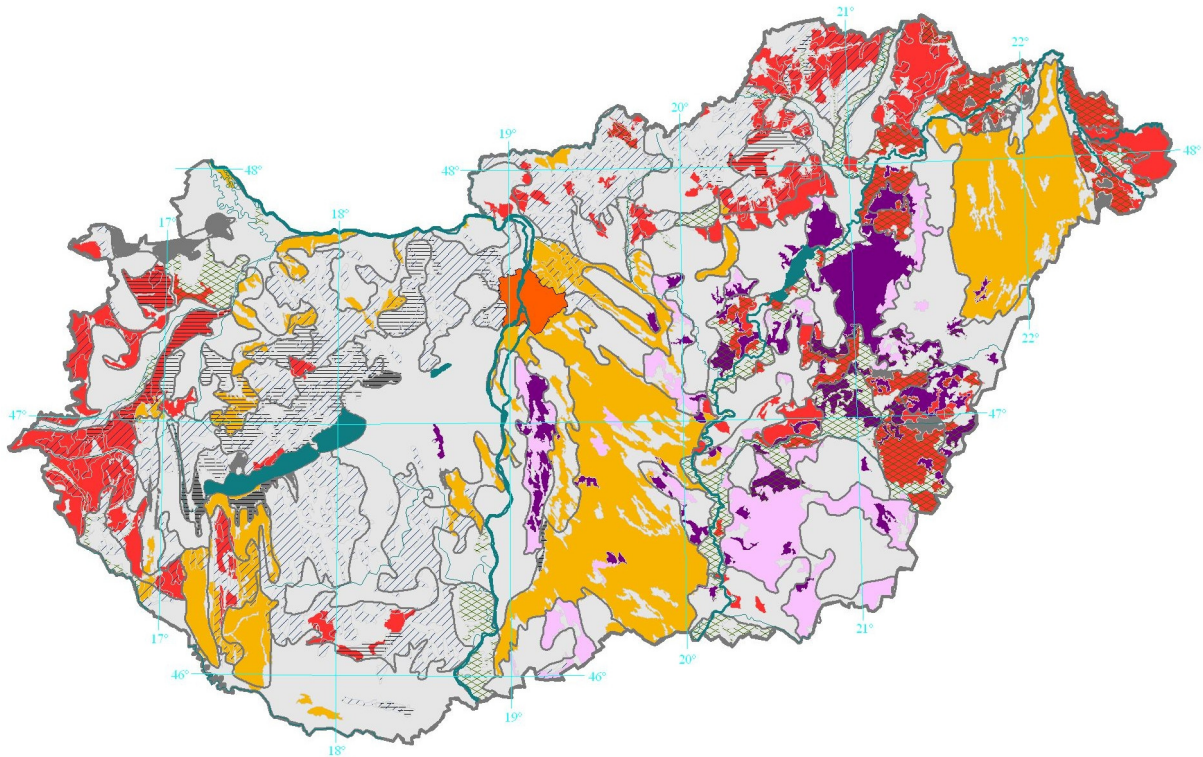


Figure 1. Land degradation regions of Hungary: „cartography dominated” derivation

2. Materials and methods

Digital soil mapping (DSM) integrates the recent developments in numerical soil mapping techniques with the knowledge on soil cover, which has been accumulated by soil surveyors. The development of DSM methods has been a growing activity for the past decades. DSM with the computational power integrated into modernised GIS packages provides new solutions for the improvement and straightforward functional application of spatial soil information systems.

Recently the available techniques provided by DSM together with the renewed interest in spatial delineation of areas endangered by various soil threats (e.g.: CONRAD, O. & AL. 2006; DENT, D. 2007) has been combined in the recompilation of land degradation regions of Hungary. The available map-based data related to soil degradation processes on nationwide scale (VÁRALLYAY, GY. 1991; PÁSZTOR, L. & SZABÓ, J. 1998; PÁSZTOR L. & AL. 2000) were collected, integrated and expanded with new spatial information -as compared to that used in MERA project-. The following land degradation factors were distinguished, identified and interpreted: acidity, compaction, excess inland water, low organic matter content, nitrate leaching, salinity-alkalinity, water and wind erosion.

Different levels of specific threats were determined in the form of ranked categories using four to six classes. Supposing a (quasi)uniform distribution of vulnerability measure along these classes, we introduced a “standardized” value as a ratio of the class order to the maximum class order expressed in percentage. For the overall spatial characterization of degradation status, spatial information was integrated in a result map (*Fig. 2*) by summarizing the degradation specific “standardized” cell values. Actually no weights were applied, however their usage may be suggested for the implication of e.g. economical (financial) considerations.

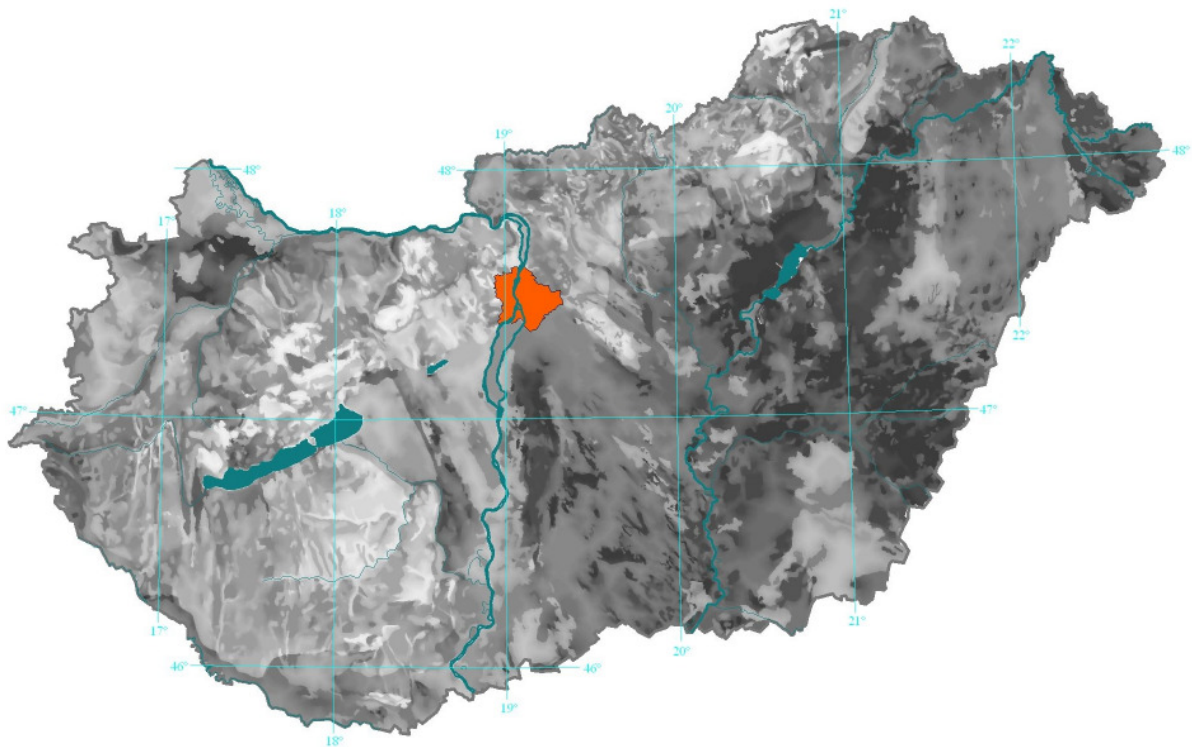


Figure 2. Soil degradation index map as a result of summarized regionalized information on specific soil degradation processes

3. Results and discussion

The resulted soil degradation index map was and potentially might be further post-processed in different ways.

Pixel values of the raw degradation maps serve as spatial index of specific soil degradation hazards; their integrated value indicates the overall spatial distribution and territorial extension of soil degradation processes. As a consequence it can be used as an estimate of the grade of the required soil conservation actions.

Applying spatial aggregation of cell based index values can be used for the quantitative comparison of individual geographical and administrative regions how they are affected (*Fig. 3*), thus they can be ranked. This feature can be used for the identification of less favourable areas (LFAs) on various levels (NUTS, LAU). In this context it should be mentioned that the applied functional method can also be carried out in larger scale, based on spatially more detailed data sources providing suitable background for cadastre level LFA designation.

Appropriate contouring of grid data provides soil degradation regions (Fig.4) thus recompiling Hungary's map of soil degradation regions in a more advanced, appropriate and up-to-date form.

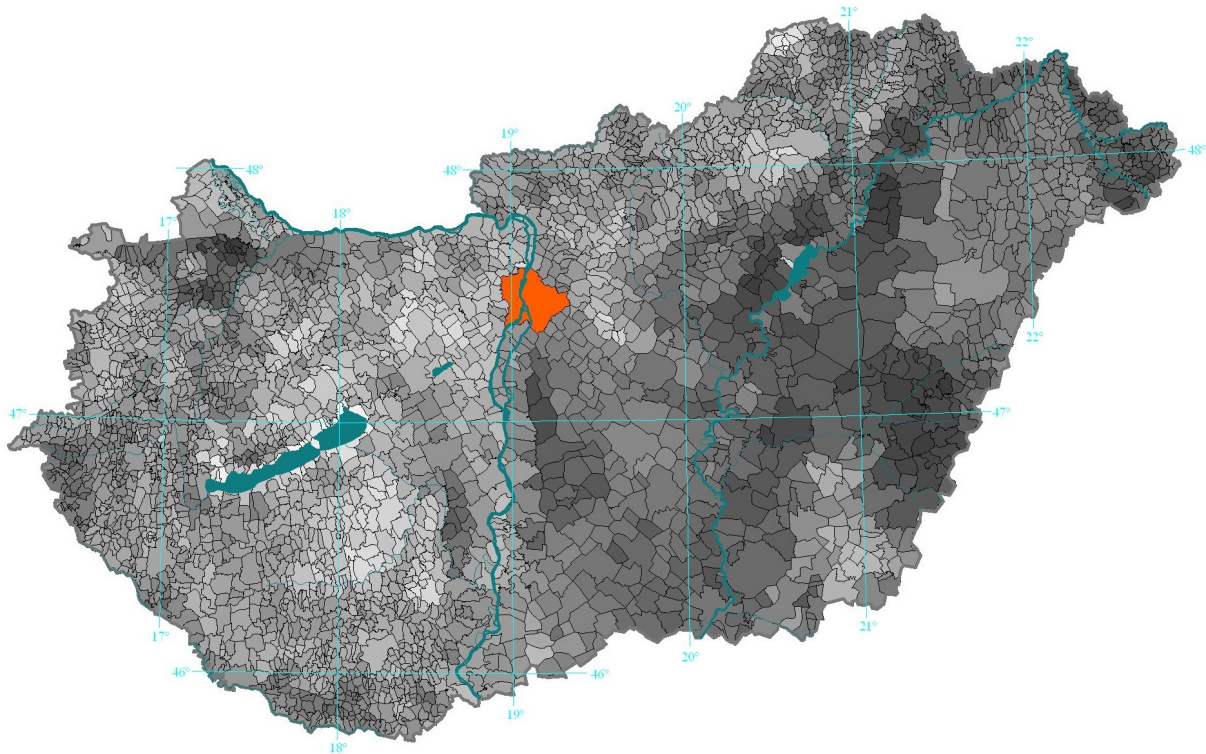


Figure 3. Aggregation of soil degradation index on settlement (i.e. LAUI) level

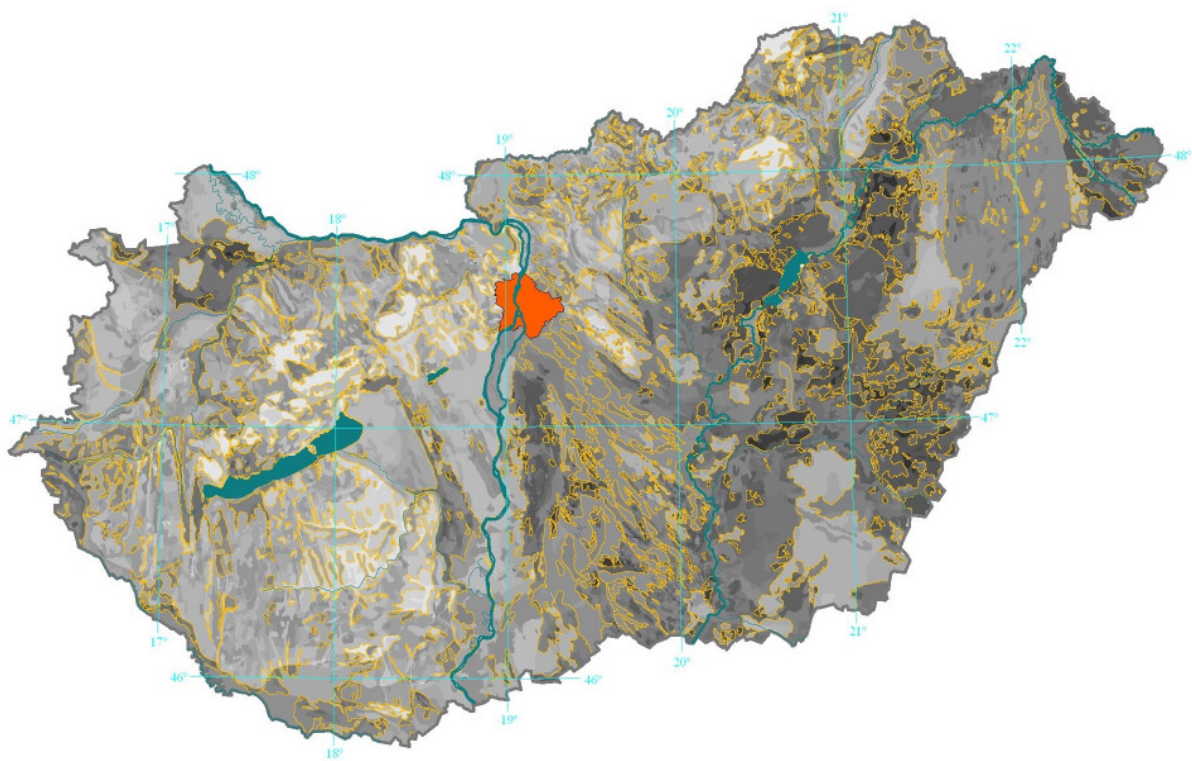


Figure 4. Land degradation regions of Hungary: „DSM dominated” derivation

Acknowledgements

The work was partly funded by the Hungarian National Scientific Research Foundation (OTKA, Grant No. K60896).

References

- BRIDGES E.M., OLDEMAN L.R. 1999. Global assessment of human-induced land degradation. *Arid Soil Research and Rehabilitation* **13**: 319-325.
- CEC: 2006. Thematic Strategy for Soil Protection. Brussels, COM(2006) 231 Final.
- CONRAD O., KRÜGER J.P., BOCK M., GEROLD G. 2006. Soil degradation risk assessment integrating terrain analysis and soil spatial prediction methods. In: *Proceedings of the International Conference Soil and Desertification – Integrated Research for the Sustainable Management of Soils in Drylands 5-6 May 2006, Hamburg, Germany*: 1-9.
- DALLEMAND J.F., PERDIGAO V. (eds.) 1998. EUR 18050 – PHARE Multi-Country Environment Programme MERA Project Proceedings, European Commission.
- DENT D. 2007. Environmental geophysics mapping salinity and water resources. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* **9**: 130-136.
- ECKELMANN W., BARITZ R., BIALOUSZ S., BIELEK P., CARRÉ F., HOUŠKOVÁ B., JONES R.J.A., KIBBLEWHITE M., KOZAK J., LE BAS C., TÓTH G., TÓTH T., VÁRALLYAY G., YLI HALLA M., ZUPAN M. 2006. Common criteria and approaches to identify risk areas for the threats Soil Organic Matter (SOM) Decline, Soil Erosion, Soil Compaction, Salinization and Landslides. European Soil Bureau Research Report No.20, EUR 22185 EN, 94pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- NÉMETH T., PÁSZTOR L., SZABÓ J., BAKACSI ZS., CSÖKLI G., ZÁGONI B. 2000. Talajdegradációs folyamatok térinformatikai alapú, térségi szintű elemzése (in Hungarian with English summary), *Agrokémia és Talajtan* **49**: 3-19.
- PÁSZTOR L., SZABÓ J. 1998. GIS in soil vulnerability mapping. Operability of GIS Techniques Based on Stochastic Spatial Models in Soil Science. In: *GIS PLANET 1998 Annual Conference Proceedings, Lisbon, Portugal, September 1998, USIG/ISEGI-UNL, Lisboa, CD-ROM*.
- PÁSZTOR L., SZABÓ J., BAKACSI ZS., TURNER S.T.D., TULLNER T. 2000. Applicability of GIS tools in environmental conflict mapping: A case study in Hungary, In: *Glos R., Schock S. (eds.) Environmental Problem Solving with Geographic Information Systems 1999, EPA/625/R-00/010, CD-ROM*.
- SZABÓ J., PÁSZTOR L., SUBA ZS., VÁRALLYAY GY. 1998. Integration of remote sensing and GIS techniques in land degradation mapping, *Agrokémia és Talajtan* **47**: 63-75.
- TÓTH G., MONTANARELLA L., VÁRALLYAY GY., TÓTH T., FILIPPI N. 2006. Strengthening optimal food chain elements transport by minimizing soil degradation. Recommendations for soil threats identification on different scales in the European Union. *Cereal Research Communications*. **34**: 5-8.
- VÁRALLYAY GY. 1991. Soil vulnerability mapping in Hungary. In: *Proc. Int. Workshop on 'Mapping of soil and terrain vulnerability to specified chemical compounds in Europe at a scale of 1:5 M'*: 83-89.
- VÁRALLYAY GY. 2006. Soil degradation processes and extreme soil moisture regime as environmental problems in the Carpathian Basin. *Agrokémia és Talajtan*. **55**: 9-18.
- VÁRALLYAY GY. 2007. Soil resilience (Is soil a renewable natural resource?) *Cereal Research Communications*. **35**:1277-1280.
- VÁRALLYAY GY., PÁSZTOR L., SZABÓ J., BAKACSI ZS. 2000. Soil vulnerability assessments in Hungary. In: *Soil and Terrain Database, Land Degradation Status and Soil Vulnerability Assessment for Central and Eastern Europe*. In: *Batjes, N. H., Bridges, E. M. (eds.) FAO Land and Water Digital Media Series 10. CD-ROM. FAO. Rome*.

*Laborczi Annamária*¹ – *Dr. Szabó József*² – *Dr. Pásztor László*³ – *Dr. Bakacsi Zsófia*⁴ – *Dr. Dombos Miklós*⁵

Az élőhely-térképezés talajtani támogatása (TalajMÉTA)

Abstract

We integrated two spatial soil information systems into the hexagonal grid of the Landscape–Ecological Vegetation Mapping of Hungary (MÉTA). From the AGROTOPO database, dominant properties were ordered to each hexagon. This process was applied to the whole territory of Hungary. From the Digital Kreybig Soil Information System (DKSIS) not only the dominant properties, but the distribution of the properties was assigned to each cells. Furthermore, we have created an index to estimate the heterogeneity of the soil. We will adopt the DKSIS to the MÉTA grid only in the territory of the Hungarian Great Plain. This new digital soil information system can satisfy the growing necessity of information for sustainable land use and environmental protection.

1. Bevezetés

A környezetvédelemmel és fenntartható tájhasználattal kapcsolatos döntések támogatásához egyre növekvő szükség van a megújuló energiaforrásokkal kapcsolatos releváns információkra. A talajra vonatkozó információ különösen fontos, már csak azért is, mert a talaj feltételesen megújuló természeti erőforrás. Fenntartható használata lehetséges, mindazonáltal odafigyelést és folyamatos cselekvést igényel. Elő kell segítenünk maximális megújulóképességét, és megőriznünk, vagy javítanunk multifunkcionalitását (VÁRALLYAY Gy. 2007).

A talajt különböző természetes és antropogén stresszhatások veszélyeztetik, úgymint talajdegradációs folyamatok, szélsőséges vízháztartási viszonyok, valamint elemek biogeokémiai ciklusában végbemenő kedvezőtlen változások (VÁRALLYAY Gy. 2006).

Az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet bekapcsolódott a Magyarország Élőhely-Térképezésének Adatbázisa (MÉTA) programba. Két, eltérő felbontású digitális talajinformációs rendszer – az AGROTOPO adatbázis és a Digitális Kreybig Talajinformációs Rendszer – adatait kapcsoltuk össze a MÉTA adatbázis hatszöghálójával (*1. ábra*).

2. Anyag és Módszer

Az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete által vezetett MÉTA program egy országos szintű vegetáció-térképezési projekt (MOLNÁR Zs. et al. 2007). A program célja nemcsak az, hogy feltérképezze és értékelje Magyarország aktuális (félig-)természetes vegetációját, hanem hogy növényzeti szempontból értékelje tájaink állapotát, valamint növényzeti és tájökölógiai adatot szolgáltatson a vegetációban és a tájban történő változások

¹ *Laborczi Annamária* MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, Budapest E-mail laborczi@rissac.hu

² *Dr. Szabó József* MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, Budapest E-mail james@rissac.hu

³ *Dr. Pásztor László* MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, Budapest E-mail pasztor@rissac.hu

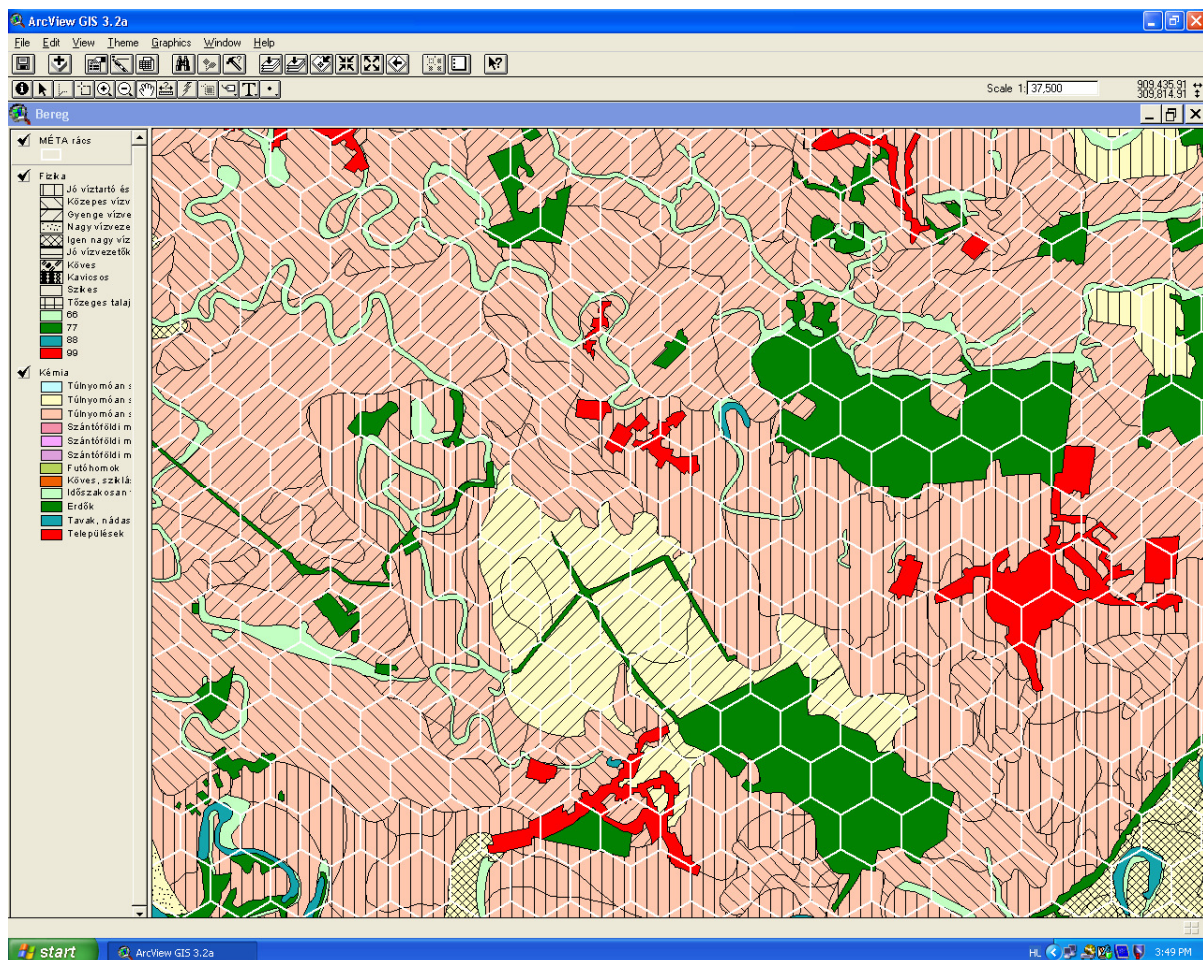
⁴ *Dr. Bakacsi Zsófia* MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, Budapest E-mail zsofi@rissac.hu

⁵ *Dr. Dombos Miklós* MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, Budapest E-mail dombos@rissac.hu

előrejelzéséhez. Alapot ad a hatékonyabb természetvédelemhez, a tájgazdálkodás országos és regionális szintű tervezéséhez és a természetes ökoszisztémák fenntartásához.

A MÉTA rendszer hatszög- és kvadráthálója az egész ország területét lefedi, hézag és átfedés nélkül. Egy hexagon 35 ha területű, száz hatszög alkot egy kvadrátot. (MOLNÁR Zs et al. 2007).

Az Agrotopográfiai Adatbázis (AGROTOPO) az MTA Talajtani és Agrokémiai Intézetében került kiépítésre. Az AGROTOPO az Agrotopográfiai térképsorozat tematikus adataiból kialakított számítógépes adatbázis, amely EOTR szabványos, 1:100.000 méretarányú, országos adatokat tartalmaz. A termőhelyi talajadottságokat meghatározó főbb talajtani paraméterek a következők: 1. genetikai talajtípus, 2. talajképző kőzet, 3. fizikai talajféleség, 4. agyagásvány összetétel, 5. talaj vízgazdálkodási tulajdonságai, 6. kémhatás és mészállapot, 7. szervesanyag készlet, 8. termőréteg vastagság, 9. talajértékszám (VÁRALLYAY Gy. 1979, 1980).

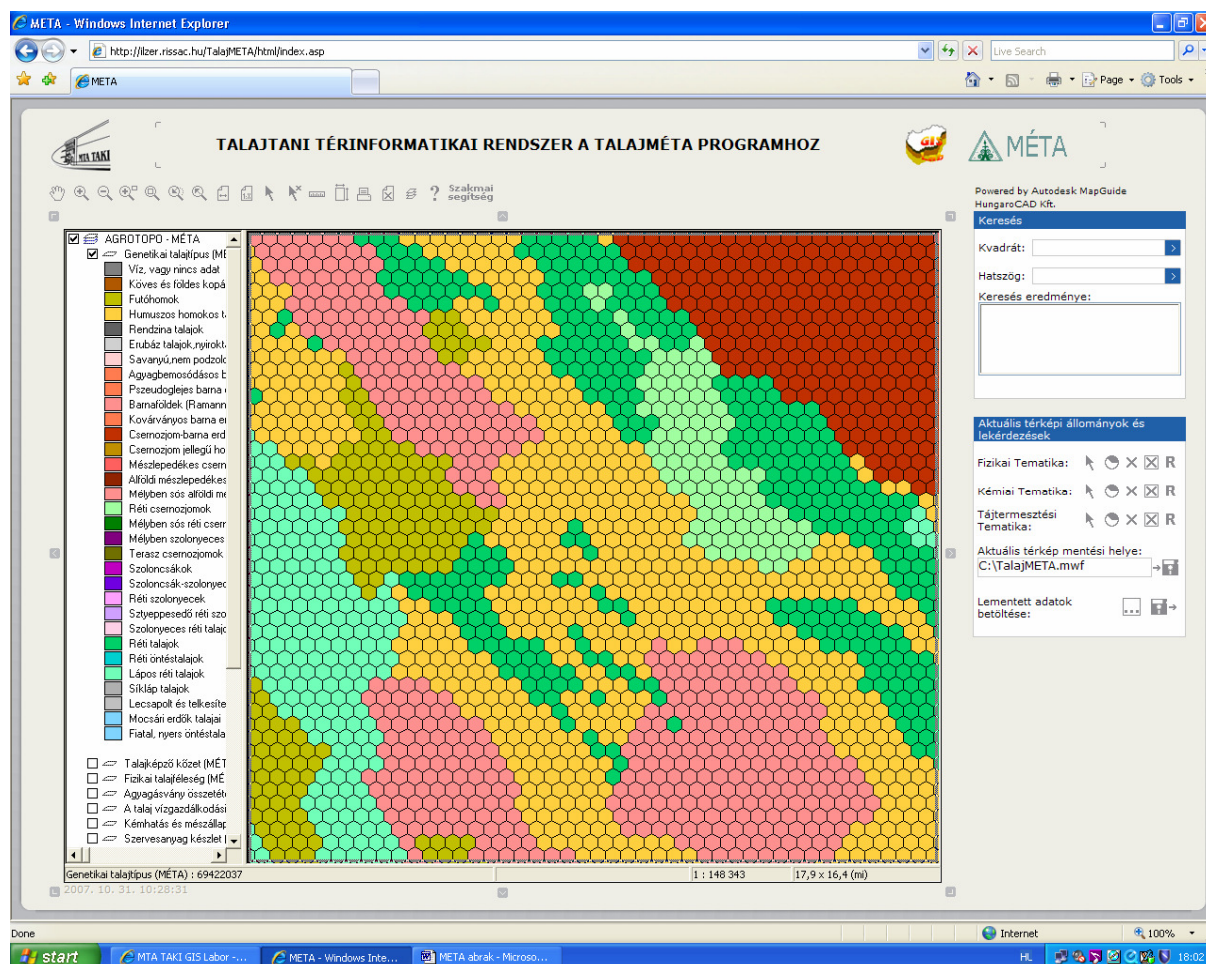


1. ábra. A Digitális Kreybig Talajinformációs Rendszer (DKTIR) talajfolt-mintázatának és a MÉTA hatszögek térbeli viszonya

A Digitális Kreybig Talajinformációs Rendszer (DKTIR) a Kreybig-féle Átnézetes Talajismereti Térképsorozat térinformatikai adaptációja és reambulációja alapján létrejövő, EOTR szabványos, 1:25.000 méretarányú, potenciálisan országos, korszerű, dinamikus térbeli talajinformációs rendszer (PÁSZTOR L. et al. 2006). A térképi egységek elsődleges talajtulajdonságokat tartalmaznak (kémiai, fizikai tulajdonságok, tájtermesztési kategóriák). A

térinformatikai adatbázis folyamatosan frissül és finomul (LÁSZLÓ P. et al. 2006, SZABÓ J. et al. 2007). A MÉTA projekt során a DKTIR Alföld területére eső részét dolgozzuk fel.

A térbeli elemzések (összemetszés és számítások) ESRI GIS környezetben történtek. Az eredmények (TalajMÉTA) megjelenítését és a térképi alapú adatszolgáltatást a HungaroCAD Kft-vel együttműködésben kialakított szerver (Autodesk MapGuide 6.5) működtetésével oldottuk meg. Az adatbázis a www.taki.iif.hu/gis/databases.html oldalról érhető el az arra jogosult felhasználók számára.



2. ábra. Az AGROTOPO adatbázis alapparaméterei a MÉTA-hatszögekre vonatkozó domináns értékek formájában jelennek meg

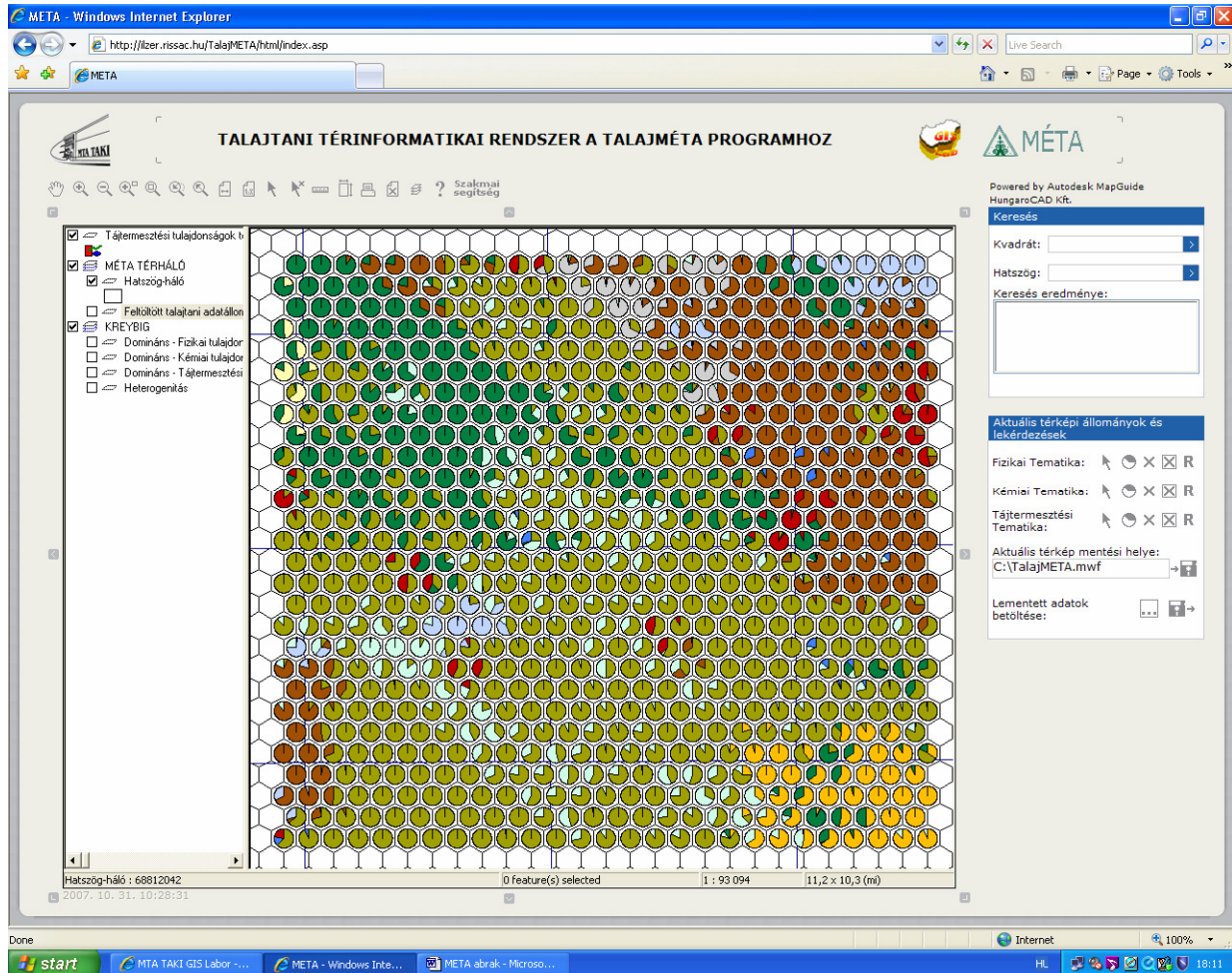
3. Eredmények és értékelésük

Az AGROTOPO adatai regionális szinten alkalmasak a talaj térbeli jellemzésére, így a MÉTA kvadrátok által meghatározott felbontásban nyújtanak releváns információt. Először összemetsztük a MÉTA hatszöghálóját az AGROTOPO adatbázissal, majd kiválasztottuk a domináns talajparamétert, és azt hozzárendeltük a hexagonokhoz (2. ábra). Ezt a módszert alkalmaztuk az AGROTOPO mind a kilenc talajparaméterére. Ez a feldolgozás az ország teljes területére elkészült, és az adatbázisból lekérdezhető.

A DKTIR térbeli és tematikus adatainak a MÉTA rendszerébe történő integrációja nagyobb léptékben nyújt megfelelő információt. A DKTIR esetében az értelmezés többet jelent, mint a MÉTA-hatszögek által lefedett területre vonatkozó talajtani jellemző értékek közül a domináns tulajdonságok hozzárendelése. A hexagonokhoz az általuk lefedett területre

vonatkozó talajtani jellemző értékeinek teljes eloszlását is megadjuk. Ezen információ megjelenítését – a MÉTA rendszeréhez hasonlóan – kördiagramok segítségével oldottuk meg (3. ábra). Becslést adunk továbbá a MÉTA-hatszögek talajtani heterogenitására vonatkozóan is. Ennek indikátoraként a hexagonok területére eső talajfoltok számát használjuk.

A DKTIR MÉTA-hálóba történő konverziója még nem fejeződött be, a projekt egyébként is csupán az Alföld területére vonatkozó feltöltésre vállalkozott (4. ábra).



3. ábra. Kördiagramok ábrázolják a DKTIR adatbázis alapparamétereinek MÉTA-hatszögekre vonatkozó eloszlását

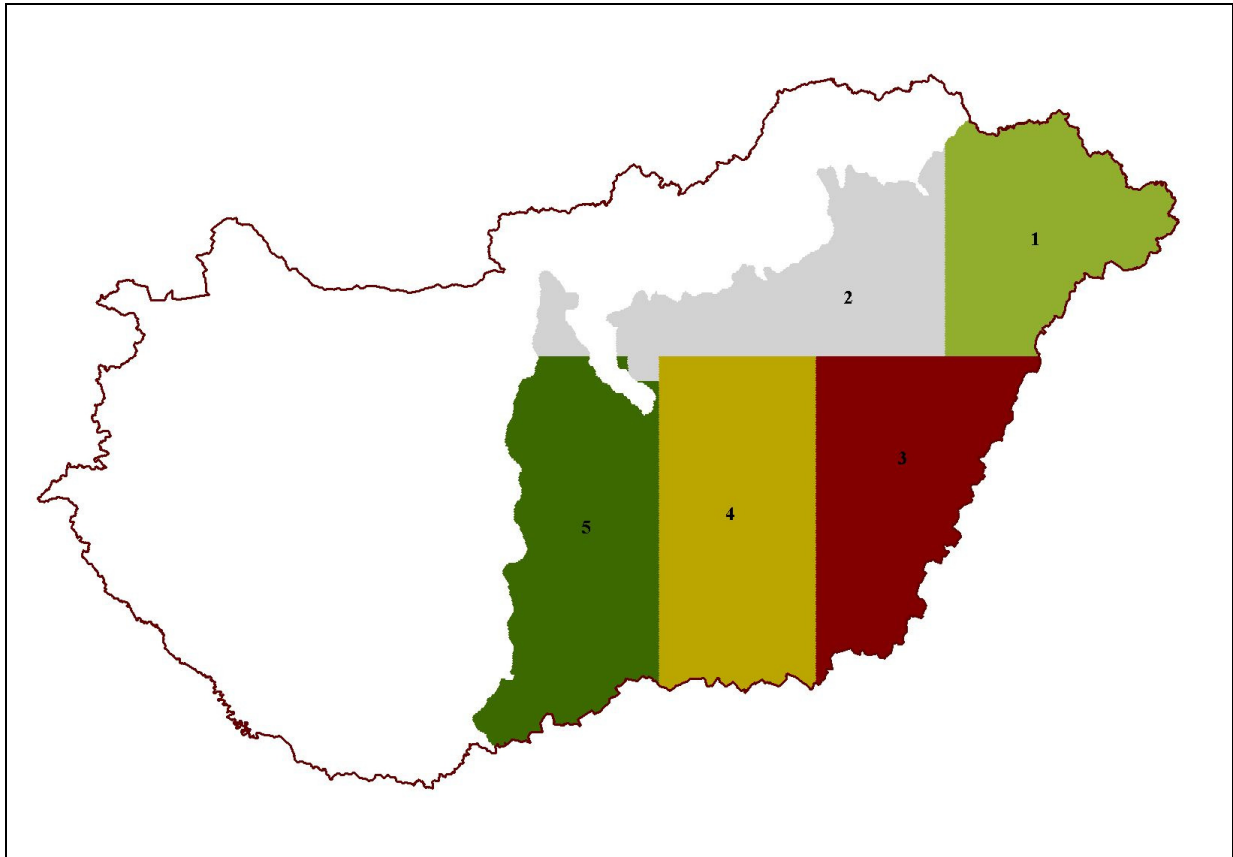
A TalajMÉTA kiegészíti az eredeti MÉTA program céljait. Természetvédelmi célokat szolgálhat plusz információ nyújtásával. Talajtani térképi információk fedvénnyel és szélesebb látókörrel adhat komplex ökológiai értékelésekhez és tájökológiai modellezéshez, továbbá alapját képezheti tájtörténeti kutatásoknak is.

Használható hatáselemzésekhez, modellezéshez, előrejelzéshez, például talajtani fedvényként a klímaváltozás hatásának előrejelzéséhez, illetve talajvédelmi intézkedésekhez. Az Élőhely-térképezési Adatbázishoz hasonlóan a talajtani adatok hozzájárulhatnak a környezeti neveléshez, talajtani ismereteket szolgáltatva az általános iskolától az egyetemi szintig.

A TalajMÉTA alátámaszthatja a vegetáció- és tájértékelést regionális és országos elemzésekben. Segítségével talaj-növény kapcsolatra vonatkozó következtetések vonhatók le. Különösen érdekes lenne további vizsgálatokat végezni az edafikus társulások tekintetében.

Az új talajinformációs rendszer alapja és egyben megerősítése lehet az élőhelytérkép „potenciális vegetáció” paraméterének. A heterogenitás index pedig összehasonlításként szolgálhat a talaj és a vegetáció heterogenitásának vonatkozásában.

A TalajMÉTA nem egyszerűen egy fontos tényező új környezetben történő megjelenítése. A vegetációs térkép nagyobb hangsúlyt fektet a természetes élőhelyekre, a mezőgazdasági területekkel részletesen nem foglalkozik. A talajtani adatbázisok ezzel szemben inkább az agrár-területekre koncentrálnak. Tehát a TalajMÉTA ilyen szempontból is szélesíti a témára való rálátást, és ebből a szemszögből is tekinthetjük a vegetációs térkép kiegészítőjének. Következésképp fontos alapot képezhet agrár-környezetgazdálkodási intézkedésekkel, vízgazdálkodással, a tájhasználat értékelésével kapcsolatos tervezésben és döntéshozatalban.



4. ábra. A TalajMÉTA DKTIR rétegeinek feltöltése a MÉTA hatszögekre az Alföld területén (1=2006. szeptember, 2=még nem készült el, 3=2007. június, 4=2007. szeptember, 5=2007. december)

4. Következtetések

A TalajMÉTA kutatásokhoz, értékelésekhez és döntésekhez adhat háttérrel és alapot a földhasználat, a természetvédelem, és az oktatás területén.

Az élőhelytérkép környezetébe integráltuk a talajtérképi információkat, ennél fogva a MÉTA az információszolgáltatás és a hatékony környezetvédelem multidiszciplináris megtestesítőjévé vált. Összefoglalva, egyazon környezetben és összehasonlítható térbeli felbontásban áll rendelkezésre elérhető információ a talajról és a vegetációról.

5. Összefoglalás

Két térbeli talajinformációs rendszer integrálásával kapcsolódott be az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet a Magyarország Élőhely-Térképezésének Adatbázisa (MÉTA) programba. Az AGROTOPO adatbázisból a domináns tulajdonságokat rendeltük a MÉTA-rács hexagonjaihoz. Ez a feldolgozás az ország teljes területére elkészült. A Digitális Kreybig Talajinformációs Rendszer (DKTIR) konverziójánál nemcsak a domináns tulajdonságokat, hanem a talajtani jellemző értékek teljes eloszlását is megadtuk, valamint becslést készítettünk a MÉTA-hatszögek talajtani heterogenitására vonatkozóan. A DKTIR MÉTA-rácsba történő konverziója még nem fejeződött be, és csupán az Alföld területére eső MÉTA-hatszögekre vonatkozik. Az új talajinformációs rendszer kielégítheti a fenntartható tájhasználattal és a környezetvédelemmel kapcsolatos egyre növekvő igényeket.

Köszönetnyilvánítás

Munkánkat a Nemzeti Kutatási és Fejlesztési Program (NKFP6-00013/2005) és részben az Országos Tudományos Kutatási Alapprogram (OTKA, K60896) támogatta.

Irodalom

- LÁSZLÓ, P. – SZABÓ, J. – PÁSZTOR, L. – DOMBOS, M. – BAKACSI, ZS. (2006) Soil status assessment for the compilation of soil maps with increased accuracy. *Cereal Research Communications*, 34: pp. 235-237.
- MOLNÁR, ZS. – BARTHA, S. – SEREGÉLYES, T. – ILLYÉS, E. – ZOLTÁN BOTTA-DUKÁT, Z. – TÍMÁR, G. – HORVÁTH, F. – RÉVÉSZ, A. – KUN, A. – BÖLÖNI, J. – BIRÓ, M. – BODONCZI, L. – DEÁK JÓZSEF, 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: pp. 225–247.
- PÁSZTOR, L. – SZABÓ, J. – BAKACSI, ZS. – LÁSZLÓ, P. – DOMBOS, M. (2006) Large-scale soil maps improved by digital soil mapping and GIS-based soil status assessment. *Agrokémia és Talajtan*. 55: pp. 79-88.
- SZABÓ, J. – PÁSZTOR, L. – BAKACSI, ZS. – LÁSZLÓ, P. – LABORCZI, A. (2007) A Kreybig Digitális Talajinformációs Rendszer alkalmazása térségi szintű földhasználati kérdések megoldásában. *Agrokémia és Talajtan* 56: pp. 5-20.
- VÁRALLYAY, GY. – SZÜCS, L. – MURÁNYI, A. – RAJKAI, K. – ZILAHY, P. (1979) Magyarország termőhelyi adottságait meghatározó talajtani tényezők 1:100.000 méretarányú térképe I. *Agrokémia és Talajtan* 28: pp. 363-384.
- VÁRALLYAY, GY. – SZÜCS, L. – MURÁNYI, A. – RAJKAI, K. – ZILAHY, P. (1980) Magyarország termőhelyi adottságait meghatározó talajtani tényezők 1:100.000 méretarányú térképe II. *Agrokémia és Talajtan* 29: pp. 35-76.
- VÁRALLYAY, GY. (2006) Soil degradation processes and extreme soil moisture regime as environmental problems in the Carpathian Basin. *Agrokémia és Talajtan*. 55: pp. 1-2. 9-18.
- VÁRALLYAY, GY. (2007) Soil resilience (Is soil a renewable natural resource?) *Cereal Research Communications*. 35: 2. pp. 1277-1280.

Hajdu Zoltán¹ – Dr. Füleky György²

Összefüggések a gazdálkodási gyakorlat és a talajvíz nitrátszennyezettsége között a nyárádmenti települések esetében

1. Bevezetés

A Nyárád vízgyűjtő területén, annak ellenére, hogy a különböző településeken a helyi lakosok nagyon hasonló gazdálkodást folytatnak, a talajvíz nitrátszennyezettsége nagyon eltérő. A talajvíz nitráttal történő szennyeződésének felmérése a vízgyűjtő területén levő kutakban indokolt, mivel a lakosság ivóvízellátását a kutak biztosítják. A nitrátszennyeződés a vízgyűjtő területén nagymértékben függ számos tényezőtől ezért indokolt módszeresen kutatni a nitrátszennyezés eloszlását a Nyárád vízgyűjtőjében és azokat a tényezőket, amelyek befolyásolják a nitrátszennyezés eloszlását. Jelen tanulmányban megvizsgáltuk két település esetében, a történelmi, illetve az aktuális szennyezőforrások, valamint a talajtani, hidrológiai és hidromorfológiai tényezők hatását a nitrátszennyezés eloszlására.

2. Irodalmi áttekintés

A talajvíz és a felszíni vizek nitráttal történő szennyezését tanulmányozni egy adott vízgyűjtő területén igen komplex feladat, ezért elsősorban szükséges tanulmányozni a nitrátszennyezés eredetét. A talajvíz és a felszíni vizek nitráttal történő szennyeződését jelenleg egyrészt a mezőgazdaság (főleg állattartás illetve a mezőgazdasági területek trágyázása, műtrágyázása) másrészt a háztartásokból származó tisztítatlan szennyvíz okozza. A nitrátok legnagyobb része oldott állapotban van, mivel sói – egy speciális urán-só kivételével – jól oldódnak. A trágyázás hatására nő a talajok ásványi nitrogén, különösen a nitrát nitrogén tartalma (GERMON J. C. 1993). A nitrogén trágya adagok megállapításánál ezt hosszú ideig nem vették figyelembe. Így adott körülmények között e többlet nitrát a talaj mélyebb rétegeibe, a gyökérszóna alá mosódva, a talajvizet elérve, azt szennyezheti. Tartamkísérletek során kimutatták (FÜLEKY GY. 2004), hogy az egyre nagyobb műtrágya adagolás esetén 3 m-nél nagyobb mélységben is jelentős nitrát felhalmozódás található, amelynek oka az is, hogy a növekvő műtrágyaadagoknál a növények egyre inkább a műtrágyából származó nitrogént veszik fel és a talaj szerves anyagából ásványosodó nitrát nagyrésze szabadon mozdulhat el a lefele mozgó csapadékvízzel. E folyamat megfékezése céljából és a vízbázisok védelme érdekében vezették be az EU országaiban a Nitrát Irányelvet (1991), amely korlátozza a termelés növelése érdekében alkalmazható nitrát mennyiségét.

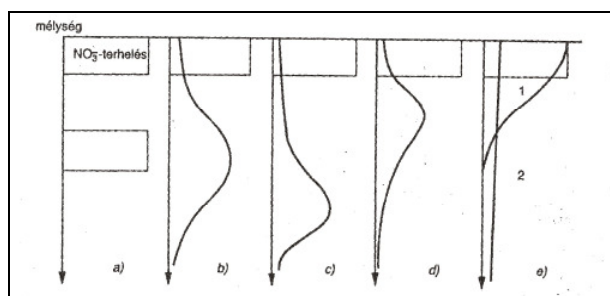
A hidrogeológiai körülmények, beleértve a talajt, a vízrendszert, a klímát, a szennyező források ellenőrzését az adott vízbázis feletti (vagy ehhez közeli) talajon, határozzák meg a talajvíz nitrátszennyezésének valószínűségét (KNOX E. – MOODY D. W. 1991).

Annak függvényében, hogy a nitrátanion milyen folyamat során mozdul el, a nitrátterhelés talajszelvénybeli eloszlásának több változata áll fenn (STEFANOVITS, P. – FILEP GY. – FÜLEKY GY. 1999). Amennyiben csak konvekcióval mozog, egy front mozog lefele a talajban (*1. ábra, a*). Ha a konvekció mellett diffúziós-diszperziós mozgás is van, egy szimmetrikus koncentrációcsúcs halad végig a talajszelvényen (*1. ábra, b*). A talajkolloidok negatív töltése következtében a negatív töltésű nitrátionok nem kötődnek a talaj szilárd fázisához, így

¹ Hajdu Zoltán *Szent István Egyetem, Gödöllő* E-mail zhajdu@rdslink.ro

² Dr. Füleky György *Szent István Egyetem, Gödöllő* E-mail fuleky.gyorgy@mkk.szie.hu

mozgásuk a konvekciós anyagmozgásnál gyorsabbnak tűnik (1. ábra, c). Ezzel szemben azokon a talajokon, amelyekben pozitív töltésű kolloidok is vannak, az anionok megkötődnek, ezért csökken a nitrátkimosódás mértéke (1. ábra, d). A talajban található repedéseken, makropórusokon keresztül jelentős mértékű lehet a nitrátkimosódás (1. ábra, e).



1. ábra A nitrát-N-koncentráció változása a talajban

A nitrát jellemzője a negatív adszorpció, ami azt jelenti, hogy nitrátadagolás után a talaj vizes kivonatában több nitrát mérhető, mint amennyi az eredeti talaj kivonatában mért és a hozzáadott nitrát összege volt. Az utóbbi években egyre több információ van arról, hogy adott környezeti feltételek mellett a nitrát képes felhalmozódni a talaj mélyebb rétegeiben. A talajba az emberi tevékenység révén nagy mennyiségű szerves anyag kerül és a talaj szerves anyagának mineralizációja –más nitrogénátalakulási folyamatokhoz viszonyítva lassú. Egy vegetációs periódus alatt –környezeti feltételektől függően – a szerves anyag 1-3 %-a képes mineralizálódni. A keletkezett ammóniumot a növények közvetlenül fel tudják venni, vagy ismét beépül a mikroorganizmusok testébe, illetve nitritté, majd nitráttá oxidálódik. Az ammónium másik része adszorbeálódik, illetve az agyagásványok kristályrácsába épül. A nitrát kimosódik, és a kimosódást tekinthetjük a legkárosabb nitrogénvesztességnek, mivel nagyrésze ennek a veszteségnek egyenesen a vízrendszerbe jut. Egyes szerzők véleménye szerint (NÉMETH, T. 1996) a nitrogén kimosódás mértéke a talaj típusától, az illető területen termesztett növényfajtaától, illetve az alkalmazott nitrogén mennyiségétől függ. Kisebbségi folyók vízgyűjtő területén végzett kutatások (DUGAST PH. 1998) kimutatták, hogy a felszíni vizekbe jutó nitrát mennyisége függ a csapadék mennyiségétől, a mezőgazdasági gyakorlattól és a táj szerkezetétől, a puffer zónák jelentős mértékben csökkentik a nitrát kimosódást.

3. Alkalmazott módszerek

3.1. A vizsgált települések kiválasztása

A vizsgálatra kijelölt települések kiválasztásánál a potenciális történelmi illetve aktuális szennyezőforrások elhelyezkedését vettük figyelembe. Jelen tanulmány során két olyan települést hasonlítottunk össze, amelyben a gazdálkodási forma azonos, a történelmi szennyeződés helyzete, valamint a hidromorfológiai és talajtani tényezők különböznek.

3.2. A mintavételi pontok kiválasztása

Mintavételre, használatban levő kutakat jelöltünk ki. A mintavételre kijelölt kutak kiválasztásánál a kút településen belüli és a potenciális szennyező pontokhoz viszonyított helyzetét vettük figyelembe.

3.3. Piezometriás szint mérése

A talajvíz mozgásának megismerése céljából GPS-el megmértük a piezometriás szintet. Nagy pontosságú (Garmin e-trex) GPS-t használtunk, amely biztosította a megfelelő pontosságot.

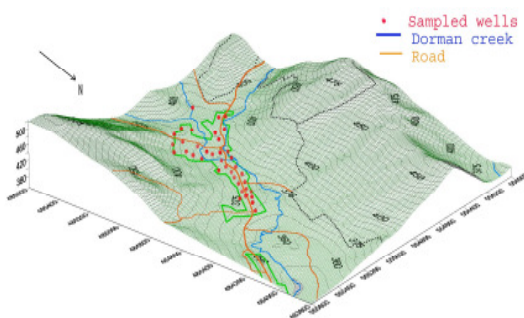
3.4. A vízminták elemzése

A vízmintákat a gödöllői Szent István Egyetem laboratóriumában elemezték desztillációs módszerrel. Az elővizsgálatok során használtunk Merck tesztsíkokat, valamint méréseket végeztünk spektrofotometriás módszerrel, 2,4 dimetilfenolt használva.

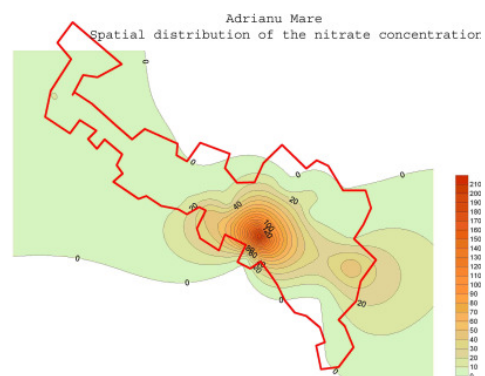
4. Eredmények

Jelen tanulmányban összehasonlítjuk két településen, a Közép-Nyárad mentén, a Dorman-patak völgyében elhelyezkedő Nagyadorjánban és az Alsó-Nyáradmentén elhelyezkedő Lőrincfalván a nitrát szennyezettség eloszlását a talajvízben és ezt összevetjük a potenciális szennyezőforrások helyzetével.

Nagyadorján a Dorman-patak völgyében helyezkedik (2. ábra) el 365-390 m tengerszint feletti magasságon, területén többnyire agyagos talajt találunk, a vékony víztartó réteg 3-5 m-en található, nem egyenletesen oszlik el a település területén, homoklencsék formájában jelentkeznek. A településen kist gazdaságok vannak (2-3 szarvasmarha, 1-2 sertés, szárnyasok), csatornázás nincs, jelentős történelmi szennyeződésről nem tudunk. A település területén levő összes kút nitrátkoncentrációját megvizsgáltuk, és a kutak 12%-ban haladja meg a nitrátkoncentráció az 50 mg/l értéket. Nagyadorján esetében megfigyelhetjük hogy a település teraszos részén magasabb a nitrátkoncentráció, mint a meredek szakaszon (1. táblázat). A legmagasabb nitrát koncentrációt a település központi része alatt találjuk, amely a teraszon helyezkedik (362-365 m) el, és ahol összegyűl a diffúz és a pontszerű szennyezőforrásokból származó nitrát (3. ábra).



2.ábra Vizsgált kutak Nagyadorjánban



3.ábra Nitrátszennyeződés eloszlása Nagyadorján területén

1. táblázat A talajvízszint tengerszint feletti magassága és a nitrát koncentráció a vizsgált kutakban Nagyadorjánban

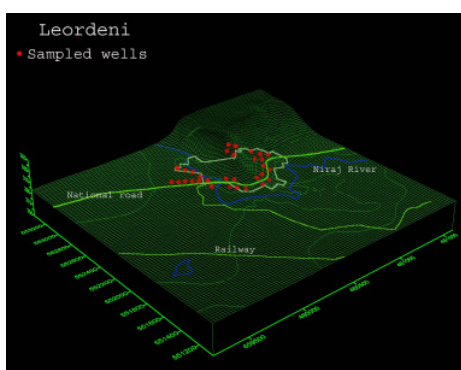
Tengerszint feletti magasság (m)	388	380.5	384	387	374	376	387	383
Nitrát koncentráció (mg/l)	2.7	4.5	1.3	1.7	4.3	3.5	1.9	5.8

Tengerszint feletti magasság (m)	377.5	362.5	364.5	364.5	361	365	365	367
Nitrát koncentráció (mg/l)	4	119	220	3.1	52.8	138	46.8	1.4

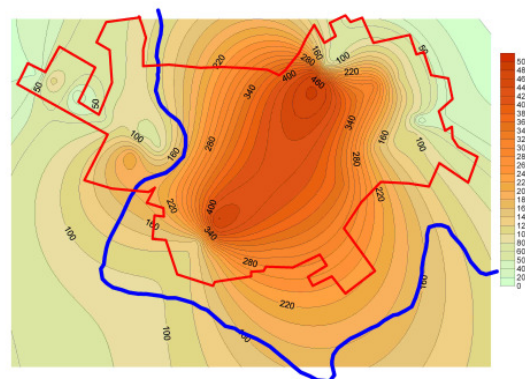
Tengerszint feletti magasság (m)	368.5	369	367.5	368	369.5	366	364.5	362.5
Nitrát koncentráció (mg/l)	2.7	3.4	1.7	1.3	3.1	3.5	2.7	10.3

Tengerszint feletti magasság (m)	367	368.5	370	387	383	382	368	367
Nitrát koncentráció (mg/l)	4	5	3.4	4.8	4.3	16.9	5	7.3

Lőrincfalva a Nyárád alsó szakaszán (350 m alatt) helyezkedik el. Ezen a településen 31 kutat vizsgáltunk (4. ábra). Ebben az esetben magas nitrát értékeket találunk. A vizsgált kutak 90%-ban a nitrát koncentráció meghaladja a megengedett 50 mg/l értéket, tehát megállapíthatjuk, hogy a talajvíz erősen nitráttal szennyezett.



4. ábra Vizsgált kutak Lőrincfalván



5. ábra Nitrátszennyeződés eloszlása Lőrincfalva területén

2. táblázat A talajvízszint tengerszint feletti magassága és a nitrát koncentráció a vizsgált kutakban Lőrincfalván

Tengerszint feletti magasság (m)	297	296	297	296	295	295	294	294	294	293
Nitrát koncentráció (mg/l)	54.6	31.1	114	18.4	101.5	73.1	79.6	74.3	221	68

Tengerszint feletti magasság (m)	299	297	295	296	298	300	297	294	295	297
Nitrát koncentráció (mg/l)	462	406	133	233	311	347	75.4	354	254	170

Tengerszint feletti magasság (m)	298	301	305	305	308	314	314	314	310	
Nitrát koncentráció (mg/l)	121	24.9	86.1	309	120.8	112	70.4	449	440	

Lőrincfalva részben a Nyárád árterén, részben az árter felett levő terazon helyezkedik el, többnyire hidromorf talajokat (ártéri öntéstalajok) találunk a település területén. A megvizsgált 31 kút esetében a kutak vízszintje közötti legnagyobb különbség 21 m, a

legalacsonyabb mért tengerszint feletti magasság 293 m illetve a legmagasabb tengerszint feletti magasság 314 m (2. táblázat). A vizsgálatok során két területen találkozunk a nitrát koncentrációval: az ártéren, illetve a terszon elhelyezkedő kutakban (5. ábra).

A településen kisgazdaságok találhatóak (2-3 szarvasmarha, 1-2 sertés, szárnyasok), csatornázás nincs, jelentős történelmi szennyezőforrásnak számít a nyárádtői szárnyasfarmról évtizedekig, a falu feletti szántóra kihordott trágya. Mivel a meredek szakaszon viszonylag alacsonyabb nitrát értékeket mértünk, megállapíthatjuk, hogy Lőrincfalva esetében is a talajvíz nitrát szennyezettsége jelentős mértékben függ a talajvíz áramlásától (ZHANG et al. 2002a,b). A folyó közelében találunk ugyancsak alacsonyabb nitrát koncentráció értékeket, ahol a talajvizet a folyó vize felhígítja.

5. Következtetések

Kutatásaink során a két, a talajvíz nitrátszennyezettsége szempontjából összehasonlított település esetében azt tapasztaltuk, hogy a talajvíz nitrátkoncentrációja nagymértékben eltér egymástól. Míg Nagyadorjánban a vizsgált kutak 12%-ban, addig Lőrincfalván több, mint 90%-ban haladta meg a nitrátkoncentráció a megengedett 50 mg/l értéket. Mivel a gazdálkodási forma nagymértékben hasonlít a két település esetében, mindkét településen kisgazdaságok (átlagban 2-3 szarvasmarha, 1-2 sertés, szárnyasok) találhatóak, és egyik település sincs csatornázva ezért a talajvíz eltérő nitrátszennyezettsége nagy valószínűség szerint Lőrincfalván a tyúkfarmról évtizedekig kiszórt nagymennyiségű tyúktrágyának tulajdonítható. Mindkét település esetében a teraszon nitrát koncentrációkat találunk. A két település esetében a nitrátkoncentráció eltérő eloszlásában szerepe van talajtípusnak valamint a hidromorfológiai jellemzőknek.

6. Összefoglalás

Jelen tanulmány során a Nyárád vízgyűjtő területén a talajvízben tapasztalható jelentős nitrátszennyezettség okait vizsgáltuk. A vizsgálatok során felmértük a folyó alsó, közép és felső szakaszán, illetve a mellékvölgyekben elhelyezkedő falvak kútjainak nitrátszennyezettségét. A Nyárád vízgyűjtőjének falvaiban a kutak nitrátszennyezettsége nem egyenletes eloszlású. Míg a folyó felső szakaszán és a mellékvölgyekben elhelyezkedő falvak kútjaiban a nitrátszennyezettség alacsonyabb, addig a folyó alsó szakaszán elhelyezkedő falvak kútjaiban jelentős nitrátszennyezettséget tapasztalhatunk. Egyes falvakban az egyéni gazdaságok mellett az elmúlt évtizedekben különböző méretű állami állattartó farmok működtek. Ezen farmok nagy mennyiségű szerves trágyát termeltek. A Nyárád vízgyűjtőjében a talajvíz nitrát szennyezettségét egyrészt a mezőgazdaság, másrészt a magángazdaságok tisztítatlan szennyvize okozza. Az egyes falvak esetében a szennyezőforrások feltérképezése illetve az egyes kutakban megjelenő nitrátszennyeződés közötti kapcsolatokat tanulmányozva kimutattuk, hogy a kutakban megjelenő nitrátszennyezettséget számos tényező befolyásolja. A talajvíz nitrátszennyezettségének eloszlása függ a szennyező forrás helyzetétől, a domborzati viszonyoktól, a történelmi szennyezettség mértékétől, a talaj szerkezetétől, hidrológiai, illetve hidromorfológiai tényezőktől.

Irodalom

DUGAST, PH. (1999) Reducing Nitrate losses through a large scale catchment field experiment. IFA Agricultural Conference on Managing Plant Nutrition, Barcelona, Spain, pp. 3-6

- FÜLEKY GY. – PRÉM K. (2004) Hazai tartamkísérletekből levonható következtetések, „Az EU-s nitrát direktíva”, Környezetkímélő Agrokémiáért Alapítvány, pp. 43-49
- GERMON J. C. (1993) Management systems to reduce impact of nitrates, Elsevier Applied Science, London and New York
- KNOX E. – MOODY D.W. (1991) Influence of Hydrology, Soil Properties, and Agricultural Land Use on Nitrogen in Groundwater, Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability pp. 26-28
- NÉMETH T. (1996) Talajaink szervesanyag-tartalma és nitrogénforgalma, MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete, Budapest
- STEFANOVITS, P. – FILEP GY. – FÜLEKY GY. (1999) Talajtan, Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp 197-198
- ZHANG, Y. – LI, C. – ZHOU, X. – MOORE, B. (2002a) A simulation model linking crop growth and soil biogeochemistry for sustainable agriculture. Ecol. Model. 151., pp. 75–108.
- ZHANG, Y. – LI, C. – TRETTIN, C.C. – LI, H. – GE, S. (2002b) An integrated model of soil, hydrology, and vegetation for carbon dynamics in wetland ecosystems. Global Biogeochem. pp. 34-37
- 91/676/EGK Nitrát Irányelv a vizek mezőgazdasági eredetű nitrát szennyezés elleni védelméről

Csengeri Erzsébet¹ – Dr. Hanyecz Katalin²

Vidékfunkció alakulása a védett területeken külföldön és hazánkban

1. Bevezetés

Az ember és a belőle szerveződő társadalom természeti erőforrások nélkül nem életképes. Az ókorban is a természet által szolgáltatott erőforrások (táplálék és szálláshely) megléte, jelezte az emberi csoportok jelenlétét. Később az elsődleges növénytermesztés megjelenése a talaj termőképessége, mint szolgáltatásnyújtó erőforrás, volt az emberek előfordulásának meghatározója. Az ipari forradalom, hozta a természeti erőforrások intenzív kihasználásának lehetőségét, mely hozam- és gazdasági nyereségfokozóként jelent meg az emberiség létszámának rohamos növekedéséhez, s ezzel a természeti erőforrások erőteljesebb kiaknázásához vezetett. A jövőben a természeti erőforrások csökkenése az emberi igények kielégítését is veszélyezteti. Ma az erőforrások védelemre szorulnak, s mint ilyenek a legnagyobb mennyiségben a Nemzeti Parkok területén találhatók.

A nemzeti parkok alapfeladata a természeti sokféleség védelme, azzal a céllal, hogy legfontosabb feladatait, a *természeti nevelést*, *természeti oktatást* és *természeti pihentetést* elláthassa. A feladatkör napjainkra a hagyományos védelem, nevelő, oktató és pihentető tevékenységeken túl a gyakorlatias vidékfejlesztő *gondnoki tevékenység* felvállalásával bővült. Kiderült ugyanis, hogy a helyi lakosságról való gondoskodás nélkül nincs hatékony természetvédelem, a természet fenntartása elképzelhetetlen, ha szigetként elzárjuk környezetétől. A nemzeti parkok stratégiai vezetőivé válnak a térség és helyiek fejlesztési törekvéseinek. Irányt, mértéket és határt szabva szakmailag irányítják térségükben a fejlesztési koncepciók és programok készítését és megvalósítását (OLÁH J. 2002).

Természethiányos korunkban felértékelődött a nemzeti parkok erőforrása, a biodiverzitás. A pénztöke diktálta permanens gazdasági növekedés kényszerében összezsugorodtak a természeti ökoszisztémák, hiánycikké vált és egyre keresettebb lett az eltűnő sokféleség. Több térségben bebizonyosodott, hogy a helyi közösségeknek munkát és megélhetést hozó fenntartható turizmus gazdasági hatása kezelheti a park és környezete természeti és társadalmi problémáit. Felvállalva a vidékfejlesztő gondnokságot a park meghatározóvá válik a térség fejlesztési programjainak és terveinek kidolgozásában, mely tovább erősíti a nemzeti park vezetésének gazdasági szemléletét és felelőségét a vidékért. A parkok megfelelő tudással és személyi állománnyal rendelkeznek ahhoz, hogy irányítsák ezt az öngyorsító folyamatot. Emellett szigorúbb őrzői és nagyobb gazdasági háttérrel hatékonyabb gondviselői lehetnek a rezervátum jellegű területeknek, a bemutatásra, oktatásra, nevelésre, ökoturizmusra kijelölt élőhelyeknek és a változatosabb vidékfejlesztésre felhasználható puffer zónáknak.

Biztató, hogy a nemzeti parki feladatok ilyen irányú bővülése, egészen a vidékfejlesztő gondnokság felvállalásáig terjedőben van, mind a fejlődő (Brazília, Costa Rica, Kenya, Venezuela, Ecuador, Thaiföld), mind a fejlett (Ausztrália, USA, Dél-Afrika, Namíbia) térségekben.

¹ Csengeri Erzsébet Tessedik Sámuel Főiskola MVKFK, Szarvas E-mail csengeri.erzsebet@mvk.tsf.hu

² Dr. Hanyecz Katalin Körös-Maros Nemzeti Park Környezeti Nevelési Oktatóközpont, Szarvas
E-mail katalin.hanyecz@kmnp.hu

2. Anyag és módszer

A Nemzeti Parkokban azonban figyelembe kell venni az alapfeladatok ellátását, a vidékfunkció ellátása mellett. Kiemelten vizsgálom a látogatósűrűséget, látogatóforgalmat, valamint az átlagos tartózkodási időt. Összehasonlításként különböző országok Nemzeti Parkjait, (a parkok átlagát véve) valamint a hazai parkok közül a Hortobágyi Nemzeti Park és Körös-Maros Nemzeti Park adatain keresztül vizsgálom a vidékfunkciót teljesítő lehetőségeket.

2. Eredmény és értékelés

Látogatósűrűség – látogatók száma egy hektárnyi területen (látogató*ha⁻¹)
látogatóforgalom – egy hektárra eső éves látogatószám (látogató ha⁻¹ év⁻¹). A látogatósűrűség és a látogatóforgalom környezetterhelő hatása tovább pontosítható, ha felmérjük *egyetlen látogató átlagos tartózkodási idejét*, amiből végül kiszámítható a Nemzeti Park egy hektárjára és egy évre eső *átlagos látogatósi időtartam*. Ez a látogatók természeti környezetre gyakorolt hatásának legjobb mennyiségi mutatója.

Magyarországon a nemzeti parkok látogatóforgalmát nem regisztrálják. Interjú módszerével készített felmérés szerint a magyar nemzeti parkokban a regisztrált látogatók nagyrészt a barlangok, kisvasutak, műemlék és látogatóközpontok forgalmának az adatai. A változatos védett területek természeti ökoszisztémáit látogatók száma nagyrészt ismeretlen. Ezt bizonyítja a szakvezetett látogatók rendkívül kis száma is, kivéve az aggteleki barlangvezetést. Pedig a nemzeti parkok alapvető tevékenysége a látogatók nevelése, oktatása, pihentetése, gyönyörködtetése kell, hogy legyen a természetes, vagy természet közeli ökoszisztémák bemutatásával, az ott szaporodó, táplálkozó vagy átvonuló élőlények, a természet tünékeny vagy eltűnő sokféleségének szakszerű bemutatásával (1. táblázat).

1. táblázat. Látogatószám magyar nemzeti parkokban, 2000: 10³ látogató

Nemzeti Park	Regisztrált	Szakvezetett
Hortobágy	36	1
Körös-Maros	6	5
Kiskunság	59	19
Aggtelek	185	185(barlang)
Bükk	405	-
Fertő-Hanság	-	10
Duna-Ipoly	519	-
Balaton	120	-
Duna-Dráva	165	1
Összesen	1495	220

Ismerve, hogy jelenleg Magyarország területének 8,6 százaléka védett terület, akkor a 2000 évi közel másfélmillió regisztrált látogatószám, 1,86 ha⁻¹ év⁻¹ átlagos látogatóforgalomnak felel meg. Tehát évente kevesebb, mint két látogató esett egy hektár védett területre. Ez az érték lényegesen kisebb, mint az USA, de különösen, mint a lengyel védett területek látogatóforgalma. Ráadásul a látogatók több mint 90 százaléka nem a természeti ökoszisztémákat látogatta, hanem a látogatóközpontokat, barlangokat, létesítményeket. Felmérés ugyan nincs, de a tartózkodás feltehetően nem hosszabb, mint két órás időtartamú. Ezzel a számmal számolva az egy hektárra eső átlagos látogatósi időtartam Magyarországon

csupán 3,72 óra volt, az USA 24,8, Dél-Afrika 32,64 és Lengyelország 105 órájával szemben. Még ennél is szomorúbb a helyzet, hiszen a magyarországi nemzeti parkokat látogatók több mint 90 százaléka nem a természeti ökoszisztémákat látogatta. A Hortobágyi Nemzeti Parkban az átlagos látogató forgalom az országos 1,86 órával szemben csak 0,48 óra. Mivel egyetlen látogató tartózkodási ideje nem ismert, az országos két órás átlaggal számolva az egy hektárra eső átlagos látogatási időtartam csupán 0,96 óra, szemben az országos 3,72 órával. Az országos helyzetnél viszont kedvezőbb, hogy a látogatók nagyobb része a természetes ökoszisztémákat látogatta és nem a létesítményeket. A Körös-Maros Nemzeti Park esetében a helyzet az országos átlagnak megfelelő. Itt a látogatóközpontok forgalma dominál a természetes ökoszisztémák látogatottságával szemben. Így a látogatóforgalom a természetes ökoszisztémákat nem terheli jelentősen (OLÁH J. 2006) (2. táblázat).

2. táblázat. Látogatóforgalom és terhelés a Nemzeti Parkokban

	Látogatósűrűség	Látogatóforgalom	Tartózkodási idő (óra)
	(fő/ha ⁻¹ *10 ⁻³)	(fő/ha ⁻¹ *év ⁻¹)	
D-A	1,8	0,68	32,6
Y	8,4	3,07	-
USA	13,5	4,96	24,8
L	96,1	35,1	105
M	5	1,86	3,72
H	1,3	0,48	0,96
KM	5,2	0,1	0,82

Igaz ma még hiányosan ismert, hogy milyen átlagos látogatási időtartam zavarja már a természetes ökoszisztémák életét. A még elfogadható és megengedhető látogatás függ a természeti ökoszisztéma típusától, és a látogatás szabályozásától. A teremtett, tehát az egyszer már degradált, esetleg felszántott vagy kiszárított értéktelen területekből kifejezetten látogatók fogadására célirányosan létrehozott bemutató ökoszisztémák átlagos látogatási időtartama messze meghaladhatja a jelenlegi lengyel természeti ökoszisztémák látogatottságát. Valószínűleg az értékes természeti ökoszisztémákban még gazdag Hortobágyi Nemzeti Park, valamint Körös-Maros Nemzeti Park, különösen az értéktelen területeken visszaállításra váró ökoszisztémák bőséges erőforrásával is számolva, a látogatószám több százszorosára növelhető. Természetesen szakszerű és szigorú szabályozás mellett. Ennek a rendkívül gazdag, nevelő hatású és piacon eladható erőforrásnak a megfelelő szintű hasznosítása jelentősen hozzájárulhat bevételeivel, a kezelési tevékenység színvonalának növeléséhez a térség vidékfejlesztésével párhuzamosan.

A magyar nemzeti parkokban folyó kezelési tevékenységgel összehasonlítva a nevelő, oktató és ökoturizmus látogató tevékenység még szervezetlen, kihasználatlan, megoldatlan, ezért sürgős fejlesztést igényel. A látogatók fogadása, beléptetése és a tartózkodás szervezése és irányítása kezdetleges, egyedül a barlangok, látogatóközpontok, műemlékhelyek és néhány lekerített parkrészlet szervezett és ellenőrzött látogatása megoldott. Ennek megfelelően még teljes körű látogató regisztrálás sincs. Bőven van tehát feladat a meglévő erőforrások bővítésére és ésszerű kiaknázására.

A következő probléma, amivel a jövőben számolniuk kell a Nemzeti Parkoknak, az a finanszírozottság. Az állampolgárok vajon meddig hajlandók a természetvédelem folyamatosan növekvő költségeit adóikból fizetni, különös tekintettel az elmúlt évtizedben már amúgy is növekedésnek indult gazdasági és szociális terhekre

Ez a kérdés a fejlettebb országokban is felmerült és várható Magyarországon is. Az USA-ban is vált kérdésessé a nemzeti parkok finanszírozásának rendszere, ott, ahol a nemzeti park

eszme született, széles körben elfogadott, és évente közel félmilliárd látogatót fogadnak a nemzeti parkok. Abban a társadalomban, ahol tovább növelik a védett területeket, és ahol a nagy pénzügyi befektetések és támogatások ellenére kérdéses a nemzeti parkok jövője, még az óriási kiterjedésűeké is. Ezért érdemes bepillantnunk az amerikai nemzeti parkok életébe. Persze ahány park annyiféle. Nincs tipikus amerikai nemzeti park, de 32 nemzeti park paramétereiből kiszámíthatók voltak az átlagos amerikai nemzeti park főbb jellemzői, bevételeivel és költségeivel együtt.

Az átlagpark területe 81000 hektár, közel azonos a Hortobágyi Nemzeti Park jelenlegi területével. Az összterületből már csak 4500 hektár magánterület. A korábbiakhoz hasonlóan az állam legfőbb törekvése ma is az, hogy felvásárlásokkal tovább csökkentse a magánterületek.

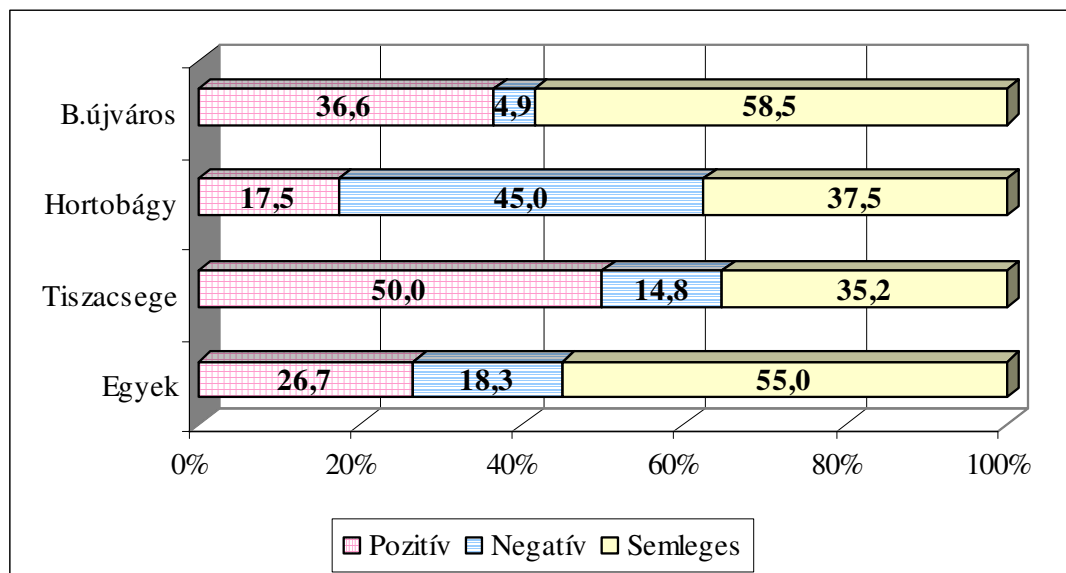
A magánterületek felvásárlásával, valamint állami területek hozzácsatolásával többször változott a terület is. A területváltozások jelentős részét az időközben kidolgozott nemzeti park gyakorlati létesítését segítő ökológiai irányelvek befolyásolták. Az átlagos amerikai nemzeti park összesen 17,5 millió USA dollárt kapott fejlesztésekre. A fejlesztés idején közel 5 milliárd forintnyi befektetés jelentős részét, a természeti nevelés, oktatás, pihentetés feladatokat közvetlenül kiszolgáló ösvények, utak és *in situ*, tehát a helyszínen segítő információ és különböző bemutató rendszerek kiépítésére fordították. Kisebb hányada a természetvédelmi örök és oktatók lakásellátását továbbá a látogatók fogadását és eligazítását szolgáló látogatóközpontok létesítését biztosította. A 81000 hektár területű átlagparkot évente közel 20-szor többen látogatták, mint a Hortobágyi Nemzeti Parkot. Az USA összes nemzeti parkjában a látogatószám 1955 és 2001 között 33-ról 424 millióra növekedett, több mint tízszeresedett. Miután a nemzeti parkok kétharmadába a belépés ingyenes, az egyharmad éves bevétele 330000 USA dollár. Az egyharmad összes bevételét, 700000 fő éves látogató egyharmadával elosztva megkapott átlagos belépődíj alig másfél USA dollár. Mivel egyetlen látogató átlagos tartózkodási ideje 5 óra az átlagos látogatási időtartam egyetlen órára eső fajlagos bevétele csupán 9 cent. Az átlagos amerikai 81000 hektáros és 40 alkalmazottal működő nemzeti park teljes éves költsége 1,7 millió USA dollár. Ebből számolva a beléptetésből származó 9 centes bevételhez képest az egy látogató egy órájára eső teljes költség 48 cent. Az egy látogatóra eső éves költség 2,4 dollár és az egy hektárra eső éves költség pedig 20,9 dollár. A belépési díjából befolyó bevételek tehát csak kis töredékét fedezik a parkok tényleges költségeinek. Ugyanakkor a természeti túrizmus iránti igény, az ember tömeges visszaáramlása a természetbe, megnövelte a parkok iránti keresletet, ami a bevételek növekedését generálta. A természetvédelem és a park szakemberei számára külön gondot, többletmunkát jelent, hogy a keresletnövekedésből származó látogatóforgalom. A nemzeti parkok legfontosabb feladata a nevelés, oktatás és pihentetés látogatóforgalmának színvonalas és zavartalan biztosítása. Mindezt azonban csak úgy teheti, ha alapfeladata, a megmaradt biodiverzitásának őrzése is fenntartható módon biztosított. A megnőtt látogatóforgalom fogadásához fejlesztési beruházásokra van szükség, ezt a parkok területük növelésével, a károsodott élőhelyek visszaállításával végezhetik. Különösen jellemző ez az USA parkjaiban, ahol az amerikai alkotmány és a törvények szellemének megfelelően a nemzeti parkok kétharmada ingyenes. A belépődíj gyakran alig éri el a másfél dollár. Itt a bevételek elsősorban a nemzeti parki vonzerők és szolgáltatások bővítésével növelhetők (VARLEY J. 1987.)

A turisztikai kínálatok a nemzeti parkok határain belül kiegészülnek a szolgáltatások széles választékával, ami szintén eléri a szigetturizmushoz kapcsolódó szolgáltatásokét. A szolgáltatások fejlesztése is új munkahelyeket és bevételeket generál, bővíti a park vidékfejlesztő gondnoki tevékenységét és hozzájárul a vidékgazdaság multiplikálásához

Dél-Afrika és Namíbia védett területein egy új stratégia, a természetvédelmi célú piacosítás bevezetése fejlesztette az infrastruktúrát és természetturizmust a jelenlegi magas szintre.

A koncepció hasonlít az USA-ban elfogadott és gyakorlatba bevezetett 1916. évi törvény céljaihoz, amely lehetővé tette a vállalkozó tőke bevonását a látogatóforgalom fejlesztésébe. Mindkét esetben a természetvédelem piacosítása és nem szabadpiacosodása hozta az eredményeket. A helyieknek létesített új munkahelyeket, hozott közvetlen koncessziós bevételeket. A park közeli közösségek részesültek a kedvezményekből. A koncessziós szerződések eredményeként folyamatosan bővülnek a védett területek. A korábban művelt, állattartásra használt földek természetesítése, nagyvadak visszatelepítése is gyors tempóban folyik. Terjed a természettel harmonizáló földművelő, állattartó, de turistákat is fogadó farmok száma. A nemzeti park hálózatnál bevezetett új kezdeményezés célja, hogy járulékos bevételeket hozzon a természetvédelem hatékonyságának növeléséhez. A járulékos bevételt a privát vállalkozásokkal kötött koncessziók adják. A vállalkozásra kiválasztott területet vagy meglévő épületet koncessziószerződéssel, meghatározott összegért adják használatba 20 éves periódusra. Hatására, tulajdon eladás nélkül növekszik a park területe és természeti tőkéje. A magán vállalkozás finanszírozza, tervezi, kivitelez, működteti, fenntartja és kezeli a koncesszióba adott területet és a ráépített tulajdont. A vállalkozót szigorú pénzügyi, környezeti, természetvédelmi, szociális és foglalkoztatási előírások kötelezik, melyek megsértése megfelelő büntetéseket, végső esetben a koncesszió megszűnését eredményezi. A piacosítás elsődleges célja az volt, hogy többletbevételt eredményezzen a természetvédelem számára. A koncessziós területek kiválasztásánál, a feltételek és eljárások tervezésénél gondosan ügyeltek a helyiekkel való kooperáció és partnerség lehetőségeinek a bővítésére. Koncessziók kiadásánál korrekt egyensúlyt alkalmaztak a tőkeérő, a nélkülözhetetlen szakismeret valamint az engedmények között. Engedmények adásával különösen a helyi közösség kezdő vállalkozóinak nyújtottak előnyöket (OLÁH, J. 2003).

A magyarországi nemzeti parkok számára is megfontolandó lehetőség a természetvédelmi piacosítás, mely lehetőséget adna arra, hogy a nemzeti parkok önálló gazdasági egységként és nem az adófizetők pénzéből, szűkösen gazdálkodjon. A fent megnevezett példa alapján azonnal adódik az elsődleges feladat a parkok számára a „jó” viszony létesítése a környék településein lakókkal, vállalkozókkal. Sajnos elég rossz a kapcsolat a két szektor között (DR. BAINÉ SZABÓ B. 2003) (1. ábra).



1. ábra. A Hortobágyi Nemzeti Park jelenlétének értékelése a lakosság szemszögéből
Forrás: Bainé Szabó B. 2003.

Vállalkozók bevonásával a piacosítás stratégia hatékonyan erősíti a parkok vidékfejlesztő gondnokságát, de elsősorban a természetvédelem, a biológiai sokféleség fenntartásának lehetőségeit bővíti: (1) Növeli a park feladatainak ellátásához felhasználható bevételeket. (2) Fejleszti a helyi gazdaságot, és munkahelyeket létesít, (3) Érdekeltséggel enyhíti a helyiek környezetkárosító hatásait, (4) Területvásárlást biztosít a természeti erőforrás bővítésére, (5) Növeli a biodiverzitás fenntartás és helyreállítás eszköztárát.

3. Összefoglalás

A külföldi Nemzeti Parkok ötvözik a helyi vállalkozói- és tőkeerőt, a nélkülözhetetlen szakismeret és így közösen tevékenykednek a vidék boldogulásáért. Vállalkozók bevonásával a természeti erőforrások piacosítási stratégia hatékonyan erősíti a Nemzeti Parkok vidékfejlesztő gondnokságát, de elsősorban a természetvédelem, a biológiai sokféleség fenntartásának lehetőségeit bővíti.

Egyes vélemények szerint nincs szükség a Nemzeti Parkok nevelő, oktató, pihentető egyszóval látogató feladatainak bővítésére Magyarországon, vagyis a természeti erőforrások iránti igény véges. Hamarosan az ország 8,6 százaléka lesz védett terület, ugyanakkor az ország lakosainak csupán 0,3 százaléka élvezte szépségét és talán kevesebb, mint 0.03% érezte gazdasági hasznát. Továbbá az USA 50 milliós ökoturizmus piacából, nem több mint 50 ökoturista látogatta 2002-ben a magyar Nemzeti Parkokat. Ugyanakkor nemzetközi átlag szerint a védett területek az ország területének további 1%-val való növeléshez 2 milliárd forint közvetlen beruházás szükséges csupán a védett státus kinyilvánításakor. A koncessziós beruházások iránt ma még végtelennek látszik az igény és lehetőség. E nélkül alig fejleszthető és főleg működtethető megfelelően a még megmaradt biodiverzitás erőforrásunk.

Irodalom

- OLÁH J. (2002) A vidékgazdaság multiplikálása. Valóság 6: pp. 95-103
- OLÁH J. (2003) Vidékgazdaság diverzifikálás és multiplikálás. Magyar Tudomány 49(7): pp. 867-877
- OLÁH J. (2006) Környezetgazdálkodás. Erőforrásgazdálkodás Tessedik Sámuel Főiskola MVKFK Szarvas, pp. 97-118.
- VARLEY J. (1987) Managing Yellowstone National Park into the twenty-first century: the park as an aquarium. In: Agee J. K. and D. R. Johnson (Eds.) Ecosystem management for parks and wilderness. University of Washington Press. Seattle and London.
- DR. BAINÉ SZABÓ B. (2003) A vidékfejlesztés gazdasági ökológiai és társadalmi funkcióinak összefüggése Hortobágy menti településeken. Doktori (Ph. D.) értekezés DE ATC Agrárgazdasági és Vidékfejlesztési Kar Vállalatgazdaságtani Tanszék, pp. 76-80.

Névmutató

A

Andrikovics Sándor	261
Antal Zsuzsanna	227
Aszalós Tímea	21

B

Bácsi István	247
Baga József	40
Bakacsi Zsófia	381, 388, 393
Ballabás Gábor	60
Baranyai Gábor	67
Barna Gyöngyi	316
Bartha Csaba	185
Bartha László	185
Berki Imre	297
Beyer Dániel	247
Bíró Ibolya	220, 234
Bodnár Réka Kata	116
Bolgár Blanka	116
Bóné Gábor-Máté	349
Borbélyné Kiss Ildikó	335, 342
Borbély György	247
Braun Mihály	241
Buday Tamás	33

C-Cs

Czédli Herta	167
Czudar Anita	112, 265
Csatári István	254
Csathó Péter	52
Csengeri Erzsébet	303, 405

D

Darabos József Attila	40
Deák Balázs	310
Deák Csaba	265
Demény Krisztina	375
Déri Eszter	310
Dobos Erik	335, 342
Dombos Miklós	393

E

Elkán György	349
Erdélyi Zsolt	179

F

Farsang Andrea	328
----------------------	-----

Fazekas István	92
Finta Béla	26
Fodorpataki László	185
Fülek György	399

G-Gy

Gál Dénes	173
Gór Dénes	112, 241, 265
Gulyás Ágnes	355
Gulyás Gergely	141
Gyulai István	265
Gyüre Péter	197

H

Hajdu Zoltán	399
Hancz Csaba	167
Hanyecz Katalin	405
Hegedűs Réka	173
Horváth Gergely	291

J

Jámbrik Katalin	247
Jánosi Imre Miklós	80
Juhász Lajos	197, 227

K

Kántor Noémi	355
Kárász Imre	129
Keresztúri Péter	112
Kertész Zsófia	335, 342
Kis Gergely	74
Kiss Ádám	290
Kiss Attila	154
Kiss Péter	80
Kiss Tibor	160
Kocsár István	254
Kocsor Tibor Gábor	349
Kondor Attila	86, 192
Konkoly Gyuró Éva	277
Kópicz Balázs	167
Korom Annamária	321
Korom Pál	321
Kosáros Tünde	173
Kozák Miklós	26, 33
Kövéer László	197

L

Laborczi Annamária	393
Ladányi Zsuzsanna	368
Lakatos Gyula.....	154, 160, 241, 254, 265
László Beáta	123
Lengyel Szabolcs	310
Lenti István	86, 192
Lontay László	310

M

Magos Gábor.....	141
Máthé Csaba.....	247
McIntosh Richard William.....	26
Mészáros Ilona	160
Miglécz Tamás.....	310
Mikóné Hamvas Márta	247
Milinki Éva.....	154
Misik Tamás	129
Mócsy Ildikó.....	123
Molnár Géza.....	9
Munkácsy Béla.....	60
Murányi Zoltán.....	154

N

Nagy Beáta	261
Nagy Ildikó.....	123, 205
Nagy Krisztina.....	185
Nagy Zoltán	141
Nagypál László	106
Néda Tamás	123
Németh Kornél	100
Némethné Katona Judit.....	211, 215

O

Oláh Ferenc.....	362
Oláh Viktor	160
Orosz Zoltán.....	92

P

Páka Szilvia.....	112
Pásztor László	381, 388, 393
Patkó Ferenc	135
Pekár Ferenc.....	173
Pete Botond Levente	15
Péterfi Leontin István.....	147
Pohner Zsuzsanna	220
Puskás Irén.....	328
Putarich Ivánszky Veronika	46

R

Radimszky László	52
Rakonczai János.....	284

Sz

Szabó József	381, 388, 393
Szabó Mária	290
Szigyártó Lídia	123, 147
Szili-Kovács Tibor	220
Szoboszlai Zoltán	335, 342
Szováti Katalin.....	154

T

Takács Tünde	220, 234
Tanyi Péter	227
Tóth Albert.....	141, 241
Tóth György Dániel.....	160
Tóth Zsuzsanna	241
Tóthmérész Béla.....	310
Török Péter	310

U

Unger János	355
Urák István.....	21, 123, 179, 205

V

Valkó Orsolya.....	310
Varga Éva	112, 272
Varga Katalin.....	129
Varga László	26
Vasas Gábor	247
Vasvári Mária.....	116
Vida Enikő	310
Vizauer Tibor-Csaba.....	123

Z-Zs

Zagyvai Gergely	297
Zsigmond Andrea.....	123