

NEMZETI BIODIVERZITÁS-MONITOROZÓ RENDSZER EREDMÉNYEI I.

SZERKESZTŐ: TÖRÖK KATALIN ÉS FODOR LÍVIA

RESULTS OF THE HUNGARIAN BIODIVERSITY MONITORING SYSTEM I.

Editors: KATALIN TÖRÖK and LÍVIA FODOR

NEMZETI BIODIVERZITÁS-MONITOROZÓ RENDSZER EREDMÉNYEI I.

ÉLŐHELYEK, MOHÁK ÉS GOMBÁK

SZERKESZTŐK:

TÖRÖK KATALIN ÉS FODOR LÍVIA

Kiadja:

Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium,
Természetvédelmi Hivatal
KvVM-TvH

Budapest
2006.

A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer eredményei I.

ÉLŐHELYEK, MOHÁK ÉS GOMBÁK

Szerkesztők:

Török Katalin

Fodor Lívía

Szerzők:

Bagi István
Biró Marianna
Czúcz Bálint
Fodor Lívía
Haraszthy László
Horváth Ferenc
László Ildikó

Márkus András
Molnár Zsolt
Ódor Péter
Pál-Fám Ferenc
Papp Beáta
Papp Orsolya
Pozsonyi András
Révész András

Schmotzer András
Siller Irén
Sipos Ferenc
Szurdoki Erzsébet
Takács András Attila
Török Katalin
Virók Viktor

Lektorálta:

Érdiné Szekeres Rozália

Láng Edit

Rajczy Miklós

Zentai László

Vasas Gizella

Borítóterv, technikai szerkesztő:

Balogh József

Nyomdai előkészítés, nyomás:

WinterFair Kft., Szeged, Kossuth sgt. 72/e , www.winterfair.hu

Kiadja:

Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium,
Természetvédelmi Hivatal
KvVM-TvH

© Török Katalin – Fodor Lívía

ISBN 963 86950 0 5

Budapest
2006.

TARTALOM

Előszó	7
Bevezető	9
ÉLŐHELY-TÉRKÉPEZÉS: ÉLŐHELYEK MINTÁZATA ÉS VÁLTOZÁSA A TÁJBAN	17
Összefoglalás	17
Bevezetés	20
Célkitűzések	21
Módszerek	21
Indikátorok	24
Á-NÉR csoportok eloszlása	24
Természetességre súlyozott Á-NÉR diverzitás	25
Szegélyesség	25
A természetesség – degradáltság eloszlása	26
Á-NÉR átmeneti mátrix és élőhelyfoltok változástörténeti elemzése	26
Eredmények	28
Az élőhely-térképezés eddigi eredményeinek áttekintése és értékelése	28
A hosszú távú élőhely-térképezési program készültsége és haladása, 2004	28
A hosszú távú élőhely-térképezési program eredményeinek országos összesítése (1998–2003)	32
Válogatott esettanulmányok	40
Tájak összehasonlítása	40
Természeti (természetvédelmi) területektől az urbanizálódott régiókig	45
Élőhelyváltozások az idő folyamán	51
A fülöpházi mintaterület élőhelytérkép-sorozata	52
Változástörténeti elemzés	58
Következtetések és ajánlások	67
Köszönetnyilvánítás	69
<i>HABITAT MAPPING: HABITAT PATTERNS AND CHANGES IN THE LANDSCAPE</i>	70
Irodalom	73
Mellékletek – <i>Appendices</i>	83
A MOHÁK MONITOROZÁSÁNAK EREDMÉNYEI	99
Összefoglalás	99
Bevezetés	101
Anyag és módszer	103
Fajmonitorozás	103
Mohaközösségek monitorozása	104
Eredmények és értékelés	108
Fajmonitorozás	108
Mohaközösségek monitorozása	114
Fátlan társulások mohavegetációjának összehasonlítása	114
Száras gyeppek	118
Szikések	124
Vizes élőhelyek	128
Erdők	132
Következtetések	138
Köszönetnyilvánítás	140

<i>RESULTS OF BRYOPHYTE MONITORING</i>	141
Irodalom	144
Mellékletek – <i>Appendices</i>	146
A NAGYGOMBA–MONITOROZÁS ELSŐ, FELMÉRŐ SZAKASZÁNAK EREDMÉNYEI	153
Összefoglalás	153
Bevezetés és célkitűzés	154
Irodalmi áttekintés	156
A mintavételi területek jellemzése	158
Terepi mintavételezés	161
Adatfeldolgozás	162
Eredmények	162
A gombaközösségek jellemzése	162
A vizsgált területek fajsza és termőtestszáma alapú összehasonlítása	164
A nagygomba-közösségek funkcionális jellemzése	165
Termőtestszáma alapú elemzések	168
Lignikol, fán élő gombaközösségek jellemzése	169
Talajlakó gombaközösségek jellemzése	172
Sokváltozós elemzések	177
A vizsgált területek természetvédelmi szempontú értékelése	179
Következtetések	180
Köszönetnyilvánítás	183
<i>PRELIMINARY RESULTS OF THE MYCOLOGICAL MONITORING IN HUNGARY</i>	184
Irodalom	186
A NEMZETI BIODIVERZITÁS-MONITOROZÓ RENDSZERREL KAPCSOLATBAN 1997–2005 KÖZÖTT MEGJELENT PUBLIKÁCIÓK LISTÁJA	189
<i>LIST OF PUBLICATIONS BASED ON THE HUNGARIAN BIODIVERSITY MONITORING SYSTEM</i>	189

ELŐSZÓ

A magyar természetvédelem elmúlt 30 évi eredményes tevékenységének köszönhetően számos állat- és növényfajt sikerült megmenteni a kipusztulástól, ill. a legyengült állományokat megerősíteni. Az ilyen kiemelt fajok védelmét az alapozta meg, hogy pontos adatokkal rendelkezünk az állományok nagyságáról, azok változásáról. A beavatkozások eredményéről is az állományok számának és méretének növekedése alapján győződhettünk meg. Ezt a tevékenységet kezdetben folyamatos állományfelmérésnek neveztük, később monitorozó tevékenységről, manapság már monitorozó rendszerről beszélünk. Az elnevezés módosulása mögött azonban jelentős tartalmi változás is van.

A 30 párnál kisebb hazai kerecsensólyom állomány 120 pár fölé emelése mindannyiunk számára nagy öröm, csakúgy, mint a rétisas párok számának tízszeresre növekedése. De vajon ezek a kétségtelenül jelentős eredmények egyúttal azt is jelentik, hogy ilyen mértékben javult volna a környezet, vagy e fajok élőhelyeinek állapota? Túlzás nélkül kijelenthetjük, hogy nem. Az egyes fajokra irányuló megfigyelő tevékenység fontos része az időközben létrehozott Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszernek. A valós környezet állapotváltozásait az egyes fajok változása alapján nem lehet reálisan meghatározni, ezt csak egy rendszer képes számunkra jelezni. Egy rendszer, amelyből a változások jelzésére legalkalmasabb fajok és együttesek alapján kapunk információkat környezetünk állapotának változásáról, esetleges beavatkozásaink eredményességéről.

Egy jól működő monitorozó rendszertől elvárható, hogy:

- a stratégiai tervezéshez,
- a hatósági tevékenységhez és
- a természetvédelmi célból megvalósított kezelések hatásainak értékeléséhez komplex információkat biztosítson.

Különösen fontos, hogy Magyarország mindenkori természeti állapotára vonatkozóan, valamint a hazai és nemzetközi jelentések összeállításához és a nyilvánosság igényeinek kiszolgálásához adatokat szolgáltatson. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer első öt éves tevékenységének felülvizsgálatára azért került sor, hogy ellenőrizzük: a korábban megtervezett és ma már működő rendszer mennyiben felel meg a fenti követelményeknek.

Kíváncsian várjuk mind a szakmai, mind a szélesebb közvélemény észrevételeit.

Budapest, 2005. szeptember 6.

Haraszthy László
helyettes államtitkár

BEVEZETŐ

Örömmel nyújtjuk át az olvasónak a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) öt éves mintavételi tevékenysége során keletkezett eredményeinek első tudományos cikkgyűjteményét, melyet reményeink szerint még sok hasonló fog követni. Tíz éves utat jártunk be azóta, hogy a biológiai sokféleség állapotának rendszeres megfigyelésére vonatkozó igény hazánkban is felmerült. Ezt az igényt a Rióban 1992-ben megkötött Biológiai Sokféleség Egyezmény hívta életre, mely az első jelentős nemzetközi erőfeszítésnek tekinthető a „bioszféra-krízis”, a biodiverzitás gyorsuló ütemű csökkenésének kezelésére. Tíz év távlatából visszatekintve megállapíthatjuk, hogy Magyarország biodiverzitás-monitorozó programjának és működő rendszerének kialakítása úttörő, nemzetközi viszonylatban is ritka és kiemelkedő színvonalú kezdeményezése a széles szakmai bázisra támaszkodó hazai természetvédelemnek, melyre méltán lehetünk büszkék.

Az élővilág elszegényedése ellen csak akkor tudunk tenni, ha ismerjük a folyamatát, leírjuk, rögzítjük a változásokat és azok irányát, így van esélyünk arra, hogy az okokat felderítsük és megtaláljuk az orvoslás módját. Erre szolgál a „monitorozás”, mely kiválasztott objektumok bizonyos sajátosságainak hosszú időn át történő, folyamatos, szabványos megfigyelését jelenti. A biodiverzitás-monitorozás célja élőlények, élőlényegyüttesek, élőhelyek állapotának folyamatos követése. Egy országos biodiverzitás-monitorozó rendszer kialakítása bonyolult, több lépésben, sok szakmai egyeztetés és vita eredményeként megvalósítható folyamat. A riói kezdeményezéssel párhuzamosan, kiemelkedő hazai szakemberek kidolgozták a magyarországi biodiverzitás megőrzési stratégia alapelveit, ami a monitorozó rendszer kialakításának kereteit is kijelölte. A megvalósítás első lépcsője a Környezetvédelmi Minisztérium Természetvédelmi Hivatala irányításával, és PHARE támogatással készült el. Több tucat hazai szakember (botanikus, zoológus, ökológus) 1995-1997 között kialakította a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozás Programját (NBmP), amely 11 kötetben jelent meg (Informatikai alapozás; Magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer; Növénytársulások, társuláskomplexek és élőhelymozaikok; Növényfajok; Rákok, szitakötők és egyenesszárnyúak; Bogarak; Lepkék; Kétéltűek és hüllők; Madarak; Emlősök és a genetikai sokféleség; Élőhely-térképezés).

A program részeként a kutatók megfogalmazták a monitorozás alapelveit, stratégiáját, és javaslatot tettek egy, a biológiai sokféleség egyed feletti szerveződési szintjei (populáció, társulás, élőhelykomplex) kiválasztott objektumainak és sajátosságainak mintavételezésére vonatkozó munkaprogramra. A kiválasztás fő szempontja volt, hogy az élővilág ritka, sérülékeny, védendő elemeit, a Magyarországra jellemző,

közönséges elemeket, valamint az emberi vagy környezeti hatások által közvetlenül veszélyeztetett régiókat a monitorozás során a kutatók kitüntetett figyelemben részesítsék. Hosszas és széles körű szakmai vita eredményeként kijelölték a mintavételezésre javasolt fajokat, társulásokat, közösségeket, és leírták azokat a módszereket, melyekkel a terepi adatgyűjtés szabványos módon elvégezhető. A módszerek meghatározása során többnyire a széles körben alkalmazott, kipróbált technikákat részesítették előnyben, ezeket azonban a szokásosnál részletesebb és pontosabb módon írták le.

Egyes komponensek esetében új módszerek kialakítására volt szükség. Jelentős, a természetvédelmi biológia hazai fejlődését is befolyásoló fejlesztés volt a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (NÉR) és az ezen alapuló élőhely-térképezés módszertanának kidolgozása. A NÉR ma már országosan elterjedt, számos más, kutatási, természetvédelmi feladatban használt eszközzé vált. Élőhelytípusai segítségével a hazai vegetáció és felszínborítás teljes körűen leírható, térképezhető a növénytársulásoknál durvább léptékben (1:25000). A NÉR-térképezés alkalmas nagyobb területek növényzete természetességének, degradációjának, a tájhasználat változásának hosszabb időtávlatban való rögzítésére. A módszer adta lehetőségekből egy érdekes, változatos gyűjteményt találunk ebben a kötetben.

A NBmP kialakítása során a kutatók a módszertanon kívül a monitorozó rendszer megalakítására is tettek javaslatot. A javaslatok alapján a Természetvédelmi Hivatal 1997-ben megtette az első lépéseket a biodiverzitás-monitorozó szolgálat, és ezzel a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) kiépítésére. Eleinte egy, később két szakember segítségével meghatározták az első mintavételezési feladatokat, majd elismert ökológus, botanikus, zoológus, informatikus és térképész kutatók, ill. oktatók meghívásával 1997. október 6-án megalakult a NBmR Szakértői Tanácsa. A Tanács azóta folyamatosan biztosítja a Rendszer független szakmai felügyeletét. Jelentős előrelépés volt a nemzeti parkok igazgatóságain dolgozó monitorozó koordinátorok alkalmazása, mely megnyitotta a lehetőségét az országos lefedésű mintavételezés megindításának (1998). Így kialakult a NBmR-t működtető hálózat.

A NBmR szervezete az „Irányító Központból” (tagjai a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium Természetvédelmi Hivatal munkatársai és a velük szorosan együttműködő kutatók), a nemzetipark-igazgatóságok koordinátoraiából, valamint a független Szakértői Tanácsból áll. Az Irányító Központ felelős az országos koordinációért és a Tanács feladatainak meghatározásáért. Munkatársai gondoskodnak a nemzetközi kapcsolattartásról, éves szinten a monitorozás pénzügyi hátterének megteremtéséről, a mintavételezés tervezéséről, a koordinátorokkal évente egyeztetik a regionális munkaprogramot, összegyűjtik és ellenőrzik az éves jelentéseket, félévente összehívják a Szakértői Tanácsot. Az Irányító Központ közvetlenül is koordinál országos monitorozási programokat, amelyek kivitelezésére külső szakértőket kér fel.

Az igazgatósági koordinátorok elsődleges feladata a régió belüli, a szakterületeknek megfelelő monitorozás elvégzése, az élőhely-térképezés lebonyolítása, külső szakértők bevonása, az éves jelentések elkészítése és a kapcsolattartás az Irányító Központtal. A többnyire biológus végzettségű koordinátorok kezdetben oktatási programokon vettek részt, hogy a szabványos mintavételezés technikáját, az adat-rögzítés módszereit elsajátítsák. Ebben a folyamatban, különösen az élőhely-térképezés terén a MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete kiemelkedő szerepet vállalt, mellyel a szoros kapcsolat máig fennmaradt az élőhelytérkép-adatbázis kezelése, feldolgozása vonatkozásában.

A Szakértői Tanács véleményezési joggal rendelkezik a monitorozást érintő stratégiai vagy módszertani kérdésekben. Tagjait esetenként szűkebb szakterületükre vonatkozó anyagok bírálatára kéri fel az Irányító Központ. A NBmR a Tanács működése során tett több stratégiai javaslatát elfogadta és megvalósította, melyek közül kiemelkedő a projekt szerkezet elfogadása, a protokollok (szabványos mintavételi metodikák leírása) kidolgozása, valamint a felülvizsgálat javaslata.

Már a NBmR működésének korai szakaszában bebizonyosodott, hogy az objektumok kiválasztási stratégiája nem elegendő a monitorozási célok lehatárolásához, hiszen még ezek alkalmazásával is túlzottan tág tere maradt a tervezésnek. Ezért, a sikeres külföldi gyakorlatnak megfelelően, prioritásokat határoztak meg, amelyek alapján ún. projekteket dolgoztak ki. A projekteken belül meghatározott monitorozási célok alapján jelölték ki a vizsgálandó objektumokat. A Szakértői Tanács 1998 őszén 10 projektet fogadott el az alábbiak szerint:

- I. projekt: Védett és veszélyeztetett fajok megfigyelése
- II. projekt: Felszíni vizek és vizes területek életközösségeinek monitorozása
 - II/a: alprojekt: Folyók és tavak élővilága
 - II/b: alprojekt: Vizes élőhelyek
- III. projekt: Magyarország élőhelyeinek táji szintű megfigyelése
- IV. projekt: Invázió fajok monitorozása
- V. projekt: Erdőrezervátumok – kezelt lomboserdők monitorozása
- VI. projekt: Kis-Balaton II. ütem élővilágának monitorozása
- VII. projekt: Szigetköz – a bősi erőmű hatásának monitorozása
- VIII. projekt: Szikes élőhelyek monitorozása
- IX. projekt: Száraz gyepek monitorozása
- X. projekt: Hegyi rétek monitorozása

A Szigetköz monitorozását a Környezetvédelmi Hivatal koordinálja, a többi projekt esetében a mai napig ebben a szerkezetben folyik a monitorozás. Ezzel a munkával párhuzamosan szükségessé vált a mintavételi metodika, a kézikönyvsorozatban megjelent leírások további pontosítása, illetve a módszerek tapasztalatok alapján történő továbbfejlesztése, protokollok kidolgozása. A szabványosítási folyamat során az

Irányító Központ a szakértők széles körét bevonta a munkába, ami egy nyílt, országos vitaértekezlettel zárult 2000. február 14-én. A bonyolultabb, vitás kérdések megoldására további, szűkebb szakterületet felölelő munkacsoportok alakultak. Összességében megállapítható, hogy a 2000. év végére minden érintett elemre elkészült a protokoll.

A következő években a monitorozás köre egyre több komponensre terjedt ki. A TvH vezetőjének indítványozására a Szakértői Tanács 2003. április 28-i ülésén döntött arról, hogy az 1998 óta folyó monitorozási tevékenység eredményeit időszerű áttekinteni és ellenőrizni, valamint megvizsgálni, hogy a NBmR a várható hazai és nemzetközi adatszolgáltatási kötelezettségeket milyen mértékben elégíti ki. Felülvizsgálati terv készült a feladatok elvégzésére, melyet egy kijelölt munkacsoport véleményezett. A felülvizsgálat két éve alatt (2003–2004) számos külső szakember bevonásával összefoglaló elemzések készültek a kiválasztott monitorozott komponensekre. Ezzel párhuzamosan az Irányító Központ a NBmR működését, és a jelentések kezelését, elemzését vizsgálta felül.

A felülvizsgálat olyan komponensekre terjedt ki, amelyek mintavételezése már több éve folyt számos résztvevő bekapcsolódásával, vagy amelyek eredményei jelentős módszertani újdonságot ígértek. A kiválasztott komponensek a következők: élőhelytípusok, növénytársulások, növényfajok, vízi makroszkópikus gerinctelenek, halak, egyenesszárnyúak és kisméltűsök. Később a terv kiegészült a mohák és nagygyombák elemzésével, így a felülvizsgálat alkalmassá vált a biodiverzitás-monitorozás eredményeinek átfogó elemzésére.

Az élőhely-térképezés felülvizsgálatának a 2004 tavaszáig elvégzett munka összefoglalása, térinformatikai adatbázisba rendezése mellett a monitorozáson túlmutató módszertani eredményei is születtek, melyek rávilágítottak a térképek hasznosításának további lehetőségeire. Ezért is tartottuk fontosnak az eredmények mielőbbi közreadását.

A növénytársulások mintavételezése a kiemelkedő természeti értéket képviselő (sokszor az Élőhelyvédelmi Irányelv mellékletein szereplő) típusokra vonatkozik. A felvételezés első ciklusa lezárult, így a felülvizsgálat a teljes anyag birtokában történhetett meg. A növényzeti adatok feldolgozásra alkalmas adatbázisba kerültek, így lehetővé vált nagy adattáblákra vonatkozó összefoglaló elemzések készítése. A felülvizsgálat megállapította, hogy a mintavételezés módszere megfelelő, csak a vízzel borított társulások esetében szükséges kisebb módosítás.

A növényfajok mintavételezése két projekthez kapcsolódóan folyik, egyrészt a védett, veszélyeztetett értékek, másrészt az inváziós, ún. özőnfajok vizsgálatával. Az első csoportba nagyrészt az Élőhelyvédelmi Irányelv függelékében felsorolt fajok monitorozása tartozik, összesen 108 faj mintavételezésével. Az inváziós fajok vizsgálata az élőhely-térképezéshez kapcsolódik, és többnyire térképi megjelenítést igényel.

A vízi makroszkópikus gerinctelenekre vonatkozó, regionálisan szervezett mintavételezést még a felülvizsgálatot megelőzően központosították, így 2003 és 2004 között az új rendszer hatékonyságát is ellenőrizni lehetett. Az országosan koordinált monitorozás már kellően rendszeres mintavételezést jelent, ugyanakkor a mintavételi hálózat átdolgozásra szorul. Az eddigi tapasztalatok alapján az állandó, évente vizsgált (kis számú) mintahely mellett mozgó (azaz csak bizonyos időközönként vizsgált) pontokat is beépítettek a hálózatba, így jóval több helyszínről készülnek majd felmérések.

A halak monitorozása szintén nemzetipark-igazgatósági és országos koordinációval történt. A mintavételezés nehézségei és a protokoll kivitelezésének bonyodalmai a módszer módosítását eredményezték nagyobb szakértői kör bevonásával. A 2004. évi mintavételezés már az új elvek szerint folyt. Mindkét komponens esetében a programokat harmonizálni kell az EU újabb előírásaival (Élőhelyvédelmi és Víz Ketrirányelvek).

Az egyenesszárnyúak monitorozása korábban csak nemzetipark-igazgatósági koordinációval a protokollban leírtaknak megfelelően folyt. A felülvizsgálat során kiderült, hogy a 2003-ig végzett vizsgálatok inkább állapotfelvételnél tekinthetők. Ezért a szakértők a növénytársulások helyszíneire illesztett, országos közösségi szintű mintavételi hálózatot alakítottak ki. A program rendszerbe szervezése megfelelően javította a jelentések minőségét és a területi lefedést.

A bagolyköpetek felhasználása a kisemlősök monitorozására korábban szakmai vitákat váltott ki, ezért fontos volt az eddigi eredmények elemzése. A felülvizsgálatra felkért szakértő a kisemlősök monitorozására megfelelő módszernek tartja a gyöngybagoly köpeteinek elemzését, mivel egyrészt a gyűjtés nem jár természetrombolással, másrészt az elterjedések elemzésére megfelelő pontosságú. A kisemlősök populációméretének meghatározása ugyanis a különböző befogási módszerekkel igen nagy munkaráfordítást igényel, amit a NBmR csak kivételes esetben tud vállalni (pl. északi pocok). Ezért bagolyköpetek gyűjtésével és elemzésével relatív populációméretbecslést is végzünk. Az eddigi mintavételi hálózat azonban nem bizonyult megfelelőnek, ezért a mintavételi hálózatot és stratégiát több szakember bevonásával teljesen átalakítottuk.

A felülvizsgálat során ellenőrzött taxoncsoportok közé ugyan nem került be több élőlénycsoport, így a mohák és a nagygombák sem, eredményeik és ezek feldolgozottsága azonban figyelemreméltó, így ebben a kötetben helyet kaptak.

A felülvizsgálat a komponenseken kívül elemezte a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer működését és a tevékenységének eredményességét is. Ennek során megállapították, hogy a NBmR jelenti az egyetlen rendszeres, szabványos módszerekkel végzett mintavételt a nemzetipark-igazgatóságok adatgyűjtő tevékenységében. Az igazgatóságok jelentős adatforrásnak minősítették a monitorozásból

származó információt, különösen a NATURA 2000 területek kijelölése, a védetté nyilvánítási folyamatokban, ill. a kezelési tervek kialakítása során.

A 2003–2005 évi NBmR felülvizsgálat befejezéseként a Szakértői Tanács egy záródokumentumot fogadott el, mely a főbb eredményeket, tanulságokat és javaslatokat fogalmazza meg. A dokumentum legfontosabb üzenete, hogy a NBmR-t sokkal több emberrel és megfelelő informatikai rendszer kialakításával kellene fenntartani és fejleszteni. A felülvizsgálat egyik fontos és reményeink szerint hosszú távon meghatározó eredménye e cikkgyűjtemény.

Nem hallgathatjuk el, hogy a NBmR kiépítése nem volt töretlen, a javaslatok nem voltak mind megvalósíthatók, illetve esetenként más megoldások bizonyultak hatékonyak. A nehézségek egyik forrása, hogy az országos koordinációt csak igen kevesen látják el, és a gyűjtött adatok szakszerű, informatikai eszközökkel támogatott tárolása és kezelése még nem megoldott. Fontos megjegyezni azonban, hogy egy ilyen komplex, országos hatókörű rendszer szervezetének és működésének kialakítása, a papíron megfogalmazott elképzelések kivitelezése nem egyszerű feladat. A NBmR legjelentősebb eredménye, hogy ezt képes volt megoldani és a folyamatos működését fenntartani immár kilencedik éve. Számos országban készült biodiverzitás monitorozási terv, de a megvalósítás még mindig várat magára.

A NBmR tehát ma már olyan jelentős és szerteágazó program, amely elsődleges célján, az élővilág állapotának megfigyelésén túl más tematikailag kapcsolódó programok, kötelezettségek teljesítését is segíti. Ezek közül a két legfontosabb a NATURA 2000 hálózat és a Víz Keretirányelv (VKI), melyek monitorozó programjainak tervezése jelenleg folyik. Az előbbi programhoz a faj szintű és társulás szintű mintavételezések nyújtanak segítséget, sőt a NBmR ezekhez alapvető adatokat szolgáltat. A VKI mintavételi módszereinek kidolgozását szintén segíti a makroszkópikus gerinctelek, halak és a hínár-vegetáció tekintetében. Jelentős szerepe van továbbá a NBmR adatsorainak a Természetvédelmi Információs Rendszer (biotikai adatok) fejlesztésében is, éppen a kiterjedt és szabványos módszerei és működtetési struktúrája miatt. A rendszer a 2010-es Európai Unió követelmény (a biodiverzitás csökkenés megállítása) teljesítésében is fontos szerephez juthat. Az Európai Környezeti Ügynökség szervezésében jelenleg fejlesztett biodiverzitás indikátorok (Streamlining European 2010 Biodiversity Indicators) kiszámolásához a NBmR alapvető adatokat képes szolgáltatni.

A monitorozás nem tekinthető a szó hagyományos értelmében vett kutatásnak, de egyértelmű tudományos haszna van a hazai élővilág feltárásában, a mintavételezés módszertanának tökéletesítésében, így méltán válthatja ki a szakmai közélet és a társadalom szélesebb rétegeinek érdeklődését. Ezek az eredmények már nemzetközi szinten is ismertek. A NBmR számos biodiverzitás-monitorozással, ill. indikátorfejlesztéssel foglalkozó európai felméréshez nyújtott kiváló alapot, satellit-program-

ként pedig a nemzetközi biodiverzitás megfigyelési év (IBOY, 2001–2002) honlapjára is felkerült. Reméljük az olvasó is haszonnal forgatja majd ezt a kötetet, mint a most induló sorozat első „hírmondóját”.

2006. január 10.

Török Katalin
a NBmR Szakértői Tanács titkára

RESULTS OF THE HUNGARIAN BIODIVERSITY MONITORING SYSTEM I. SUMMARY OF THE PREFACE

The Hungarian Biodiversity Monitoring System (HBMS) is a national programme for observing the state of biological diversity in Hungary. The programme started with the elaboration of the concept and sampling methodologies that were edited in a series of 11 volumes. The concept was developed along the guidelines of the Convention on Biological Diversity, that is, beside populations of species, the diversity of communities, habitats and landscapes is taken into consideration. The development of protocols to carry out field sampling was based on a wide expert community and resulted in a great number of tested guidelines for different components of the living world. Field sampling was made possible in 1998, when monitoring coordinators were employed at the national park directorates that carry out the work regionally. Data are gathered ever since in an increasing volume with the help of researchers and different universities and institutes. The Authority for Nature Conservation of the Ministry for Environment and Water is supervising the monitoring activities.

A review was started in 2003 to summarise the results and to test the value of data gathered during 5 years. The main finding of the process was that the sampling methods are relevant to the task, only minor changes in a few protocols were suggested. It was concluded, that the HBMS was an important source of information in the daily operation of the national parks. However, the development of the system experienced difficulties as not all the planned activities were feasible. Even presently, an important drawback is the lack of sufficient staff to coordinate the programme and to handle the data.

The present volume is the first in a series planned to demonstrate the results of HBMS in form of scientific papers. This volume contains three papers. The first one is on habitat mapping results, with a novel methodology. It demonstrates the possible use of habitat maps to compare areas and to analyse map series in time. The results of bryophyte monitoring are the topic of the second paper, while the third is dealing with macrofungi, another field of biodiversity without sufficient sampling experience and with methodological difficulties. The titles and legends of figures, tables and the summaries enable the understanding of the main findings for English speaking scientists.

ÉLŐHELY-TÉRKÉPEZÉS: ÉLŐHELYEK MINTÁZATA ÉS VÁLTOZÁSA A TÁJBAN

Szerkesztette: Horváth Ferenc

ÖSSZEFOGLALÁS

A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer keretében 1998-ban indult a tájszintű élőhely-térképezés, amelyet 125 db 5x5 km-es mintaterületre kiterjedően terveztünk meg. Az első felmérési ciklusban, 2004-ben a program a munka kétharmadánál tartott, 81 térképezett területtel. Érdeemes visszatekinteni az eddig megtett útra, hiszen már komoly részeredmények vannak, és felkészülni az előttünk álló új feladatokra, mert hamarosan el kell kezdeni a mintaterületek újratérképezését.

Egy országos áttekintést adó térkép és a területek listájának táblázata mutatja be az élőhely-térképezés készültségét és az évenkénti haladás ütemét. A természetvédelmi szempontból kiválasztott (T) területek közül 31 (közel 77.000 ha), az országos táji reprezentációjú (O) területek közül 23 (több, mint 57.000 ha), a regionális szempontok miatt monitorozásra kiválasztott (R) területek közül 8 (20.000 ha) lett 2004-ig térképezve és digitalizálva, összesen tehát 62 élőhelytérkép térinformatikai adatbázisával rendelkezünk, amely fele az összes monitorozás alá vont területnek. Ez az ország területének 1,6%-a. Az elemzéseket öt fő kérdés köré szerveztük:

Milyen mértékben természetes, természetközeli vagy túlhasznált egy táj?

Ez a természetvédelem, az ökológiai fenntarthatóság, a táji élıhetőség, az ökoszisztéma működés és regenerációképesség szempontjából rendkívül fontos mutató. A jelenlegi adatbázis összesítése alapján a természetközeli területek részaránya 41%, a féltermészetes területeké 16%, míg a nem természetes területek részaránya 41%¹. Az ország egészére nézve reprezentatívnak tekinthető eredmények azonban ennél kedvezőtlenebbek, hiszen ebben az összesítésben túlsúlyban vannak a természetvédelmi szempontok (T) alapján kiválasztott területek élőhelytérképei. Ha az ország általános állapotát jobban tükröző „O” és „R” csoportra végezzük el az összesítést, a valóságot jobban megközelítő értékeket kapunk. Így a természetközeli területek aránya: 31%, a féltermészetes, leromlott területeké: 17%, a nem természetes területek aránya: 49%. Ezeket az arányokat egyelőre csak durva becsléseknek fogadhatjuk el, megbízhatóbb eredményt az összes terület felmérésének

¹ A 100%-hoz hiányzó mintegy 2% adathiányból vagy besorolatlan élőhely kategóriából ered.

és feldolgozásának befejezését követően lehet adni. Az országosan összesített adatok mögött tájról-tájra eltérő és jellemző különbségeket láthatunk, amelyet térképen mutatunk be.

Az egyes élőhelytípusok milyen terület-arányban fordulnak elő Magyarországon?

Erre nézve a következő eredményeket kaptuk a teljes mintában: dominálnak az agrár élőhelyek (T – 31%), a természetközeli üde lomboserdők (K – 12%), a telepített faültetvények (S – 10%), a másodlagos mocsarak, rétek és gyepek (O – 10%), majd a nem természetes élőhelyek (U – 8%). Az élőhelyek részarányai azonban – a jelen „félidős” helyzetben – még nem tekinthetők országosan reprezentatív eredménynek. Több természetközeli élőhelycsoportnál, valamint a nem természetes élőhelyek csoportjában markánsan különböző területarányokat kapunk a kétféle (T és O+R) mintában, míg a féltermészetes, bolygatott és gyomos élőhelykategóriák esetében alig látunk különbséget.

Milyen mértékű az élőhelyek természetessége, illetve degradáltsági foka?

Az élőhelyek természetességi-degradáltsági minősítését az élőhely-térképezési program alkalmazza először ilyen széles körben és egységes felfogásban, amelynek jelentőségét nem csökkenti az sem, hogy a monitorozás első éveiben a minősítés elmaradt. Az eddig összegyűjtött adatok az előzetes várakozásokat beváltva mutatják, hogy a módszer – egyszerűsége ellenére is – jól értelmezhető, fontos mutatót ad, amelynek következetes alkalmazása a további térképezések során feltétlen megkövetelendő.

Az országos összesítéseken túl, mi fontosat mondhatnak nekünk a táji léptékű élőhely-térképezés eredményei?

Hogyan lehet, hogyan érdemes azokat közérthetően és lényegretörően értékelni és elmondani a társadalomnak? Az eddig elkészített és digitalizált élőhelytérképek közül válogatva esettanulmányokon keresztül mutatunk be jellemző példákat.

Hogyan jellemezhetünk és hogyan hasonlíthatunk össze egészen eltérő vagy akár egymáshoz nagyon is hasonló tájakat?

Ezt az egységes kategóriarendszer és módszertan teszi lehetővé. Kardoskút (Dél-Alföld), a Zengő (Mecsek) és a Velencei-tó felmérése alapján mutatunk be táji szintű összehasonlításra példát: a térképek és az élőhelycsoportok terület kimutatásának összehasonlítása alapján. Egy másik sorozatot válogattunk a tájak természetességének, hasznátságának bemutatására (Hór-völgy – természetközeli erdős hegyvidék; Tiszaug – mezőgazdálkodás által meghatározott alföldi táj, kevés természetközeli zárványterülettel; Ózd – leromlott dombvidék, természetközeli területek nélkül), ahol az élőhelyfoltokra megadott természetességi-degradáltsági mutatók eloszlásának jellemző különbségeit mutatjuk be.

Egy monitorozó program legfontosabb ígérete a változások felismerésében és bizonyító dokumentálásában rejlik, amelyhez az NBmR élőhely-térképezése még nem rendelkezik idősoros eredményekkel. Azonban Fülöpháza térségére, történeti térképek élőhelytérkép-rekonstrukciójával előállított térképsorokon – valódi táj szintű élőhely-változásokon keresztül – demonstráljuk a monitorozó élőhely-térképezés egyedülálló lehetőségeit: hogyan áll össze pillanatfelvételek sorozatából és azok értelmezéséből a „mozgófilm”, a táj szintű élőhelyváltozás ezerszínű dinamikájának megértése és bemutatása.

Bár a térképek önmagukért „beszélnek”, az esettanulmányok és az idősoros térképek elemzése kapcsán példákat is hozunk az eredmények és a változások számszerűsítésére. A bemutatott indikátorok közül kiemelten ajánljuk az Á-NÉR csoportok szerinti területszázalékos kimutatást, a természetességre súlyozott Á-NÉR diverzitás és a szegélyesség mértékének számítását, valamint az élőhelyfoltok változástörténeti elemzési módszerét.

Az élőhely-térképezési program eredményeinek 2004-es áttekintése megnyugtatóan bizonyította, hogy a program alapvetően jó irányba halad, eredményei nélkülözhetetlenek és kiemelkedően értékesek a természetvédelem és a társadalom számára. Fény derült közben a program gyengébb pontjaira is, amelynek határozott és következetes kiküszöbölésével a monitorozást javítani lehet, javítani kell:

- Erősíteni szükséges a térképezési módszertan egységességét, amelyben a rendszeres szakmai oktatás, továbbképzés, önképzés, a szorosabb kapcsolattartás és ellenőrzés segíthet.
- Az újratérképezés módszertanát egy próbaprogram keretében sürgősen ki kell dolgozni, mert az részben különbözik az első térképezés módszerétől.
- Az eredmények központi átvételét, nyilvántartását és elhelyezését, szakmai és formai ellenőrzését és digitális feldolgozását lényegesen meg kell erősíteni.
- Az eredmények rendszeres feldolgozására és értékelésére több erőforrást szükséges biztosítani.
- Az eredmények hatékonyabb természetvédelmi, szakmai és társadalmi hasznosulása érdekében az intézmények és szakértők szorosabb együttműködése szükséges.

Ajánlásainkat az élőhely-térképezés javítása, megerősítése és továbbfejlesztése érdekében tesszük, hogy *a program kiemelkedő jelentőségéhez mérten, átitűően sikeres legyen*, és a természet, a természetvédelem és a társadalom hosszú távú érdekeit hathatósan és eredményesen szolgálja.

BEVEZETÉS

Az élőlények (beleértve a *Homo sapiens* is) természetes módon csak tájban egységet alkotó élőhelyek finomabb-durvább mintázatú közegébe ágyazódva, és azt maguk is alakítva alkotnak „élő világot”. Egy táj élőhely-mintázatának lenyomata és annak változása éppen ezért rendkívül sokat mond a tájra jellemző élővilág (köztük az ember) élehetőségi lehetőségeiről, az ökológiai folyamatok természetéről és változásáról, a táj természetességéről, eljellegtelenedéséről, hasznátságáról, regenerációjáról vagy biológiai inváziós betegségeiről, az ember átalakító, degradáló, pusztító, esetenként táj- és élőhely-rekonstrukciós tevékenységéről. A tájléptékű monitorozó élőhely-térképezés ezért kiemelten fontos része a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszernek és a természeti állapot országos megfigyelésének.

A módszertan előkészítése és tervezése során az „élőhelymozaikok tájléptékű monitorozásá”-t 123 (később további 2) db 5x5 km-es mintaterület kijelölésével és 10 éves visszatérésű térképezésével tervezték meg 1996-ban (Kovács-Láng és Török 1997). A kijelölt négyzetek összterülete mintegy 3000 km², amely az ország területének 3,2%-a. A mintaterületek kitzűzését (az egységesen 25 km²-es négyzetek elhelyezését) és rendszeres felmérésének elindítását három célkitűzés vezérelte:

- *természetvédelmi* szempontból kiemelten fontos (természetközeli) területek, tájak élőhely-állapotának reprezentációja és hosszú távú trendmonitorozása (jele: „T” – 47 négyzet, 38%)
- *regionálisan* várható gyors terület- és tájhasználati átrendeződések következtében fellépő élőhelyváltozások észlelése és követése (jele: „R” – 23 négyzet, 18%)
- az aktuális élőhelyek országos áttekintésű *általános táji* reprezentációja és állapotának hosszú távú trendmonitorozása (jele: „O” – 55 négyzet, 44%).

A táji reprezentativitás biztosítására a Dévai György javaslatára kissé módosított Marosi és Somogyi (1990) féle tájbeosztás 39 középtáj-egységét vették alapul. A mintaterületek kiválasztása Landsat TM (Eurimage, FÖMI) úrfotótérképek áttekintése alapján történt, a középtájra jellemző természetes, féltermészetes, mezőgazdasági és erdészeti művelés alatt álló élőhelyfoltok arányainak figyelembevételével (Kovács-Láng és Török 1997).

A monitorozás 1998-ban kezdődött el, amelynek során évente 10-15 mintaterület térképe készül el részletesen dokumentált módszertan alapján (Fekete, Molnár és Horváth 1997, Kovács-Láng és Török 1997, Kun és Molnár 1999). Az elkészített jelentéseket és térképeket kezdetben nem, később részlegesen digitalizálták, amelyet nemzetipark-igazgatóságunként önállóan, ám az egységesítő törekvések ellenére is eltérő módon és eredménnyel végeztek (Horváth és mtsai 2004).

Az élőhely-térképezés jelentései alapján a terepi felmérés szakmai színvonalát és dokumentálását 2001-ben, majd 2004-ben vizsgálták meg (Molnár 2001b, Molnár és Biró 2004). Az élőhely-térképezés eredményeinek szélesebb körű áttekintésére és értékelésére 2003-ban kapott megbízást a MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete. Ez a megbízás már kiterjedt az addig elkészült digitális adatbázisok áttekintésére, egységesítésére, részben pedig kiegészítésére is, valamint az élőhely-térképezés eredeti céljainak megvalósulását szem előtt tartó szakértői vélemény kialakítására.

CÉLKITŰZÉSEK

Fő célkitűzésünk a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer keretében folyó élőhely-térképezés időarányos (de valójában „előzetes”) eredményeinek áttekintése és értékelése volt, hogy világos képet kapjunk a program készülségéről és haladásáról.

Célkitűzésünk továbbá annak elemzése, hogy a hosszú távú térképezés eredményei hogyan és milyen mértékben járulnak hozzá az ország táji szintű környezeti és természeti állapotának, változási tendenciáinak megismeréséhez és tárgyilagos „számszerűsítéséhez”. *Vajon mi fontosat mondanak, mondhatnak nekünk a táji léptékű élőhely-térképezés eredményei? Hogyan lehet, hogyan érdemes azokat hitelesen, közérthetően és lényegretörően értékelni?*

Ezért előzetesen kipróbáljuk, teszteljük és bemutatjuk a táj jellegzetes mintázatait, változásait reprezentáló élőhelytérképek, kimutatások és különféle indexek használatát. Esettanulmányokat mutatunk be, amelyek során tájak és táj-típusok jellemzésére és összehasonlítására, valamint élőhelytérképek idősoros elemzésére nyílik lehetőségünk.

Célkitűzésünk az is, hogy – a monitorozó program átütő sikere érdekében – alapvető ajánlásokat tegyünk az élőhely-térképezés javítására, továbbfejlesztésére és a program irányvonalára nézve.

MÓDSZEREK

A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer keretében alkalmazott élőhely-térképezés Magyarország aktuális növényzetének *Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszerén* (Á-NÉR) alapszik (Fekete, Molnár és Horváth 1997). Ez a tipizálás elsősorban a hazai természetes, féltermészetes és a leromlott élőhelyek azonosítására alkalmas, de magába foglalja a nem természetes élőhelyek főbb csoportjait is, így teljeskörű osztályozást, térképezést tesz lehetővé. Az Á-NÉR

alapján való térképezés az élőhely ökológiai körülményeit, a növényzet jellegzetességeit, meghatározó és jellemző növényfajait és az emberi használat körülményeit értékelve állapítja meg az élőhely típusát, Á-NÉR kódját vagy kombinációját, valamint természetességét.

A munka során a térképezők 1:10.000-es léptékben, terepbejárás alapján határolják le az élőhely-állományok foltjait, amelyek mindegyikéről rövid leírás és jellemző fajlista is készül. A térképezés előkészítése során beszerzik a terület történeti és topográfiai alaptérképeit, összegyűjtik a szakirodalmi adatokat, a korábbi és aktuális légifelvételeket, továbbá előkészítik a terepmunkához szükséges munkatérképet, légifotókat. Ajánlott egy előzetes terepbejárás, amely segít a bejárési útvonal megtervezésében és a helyi viszonyokról való tájékozódásban. A terepmunka elsősorban az élőhelyállományok azonosításából, tipizálásából, lehatárolásából és jellemzéséből áll. A besorolás Á-NÉR kategóriák szerint történik úgy, hogy kategória-kombinációkat is lehet alkalmazni és a rendhagyó esetek részletesebb jellemzése kifejezhető a foltleíró résznél. A terepmunkát követően el kell készíteni a térképezett terület általános jellemzését (a tájról, a tájtörténetről, a területről), a területen előforduló élőhelyek részletes jellemzését (Á-NÉR kódot és megnevezését, az Á-NÉR leírás kritikáját és kiegészítését, társulások, komplexek, átmenetek jellemzését, fontos fajok előfordulásának jellemzőit, vegetációdinamikát, az utolsó természetes és a mai potenciális növényzetet, természetvédelmi javaslatokat, megjegyzéseket), a területen előforduló fontos fajok listáját, az élőhelyek folttérképét (fekete-fehér munkatérképet, kiszínezett változatot, bejárési útvonal térképet) és a foltokhoz tartozó információk táblázatát (Á-NÉR és természetességi-degradáltsági osztály besorolását, jellemző fajok listáját, megjegyzéseket). Pontosán megjelölt helyeken fényképek, részletesebb fajlisták, esetleg cönológiai felvételek is készülnek, amelyeket – valamint a térképezési adatlapot – egységes dokumentumba foglalva kell összeállítani. Az utóbbi években gyakran alkalmaznak már az előkészítés során is térinformatikai eszközöket, a dokumentáció (jelentés) elkészítése, szakmai ellenőrzése és papíron való hagyományos archiválása azonban alapkövetelmény (Kun és Molnár 1999).

Az eredmények áttekintéséhez és értékeléséhez összegyűjtöttük és rendeztük az elkészült jelentéseket, elemeztük tartalmukat és értékeltük készültségüket. Ennek alapján áttekintő helyzetképet tudunk nyújtani a 2004. év eleji állapotról. Ebben a munkában felhasználtuk Molnár (2001b), valamint Molnár és Biró (2004) jelentéseit. Végül az élőhely-térképezés teljes folyamatának három, jól meghatározható *készültségi állapotát* különböztettük meg: a tervbe vett vagy folyamatban lévő térképezés („tervbe vett”), az elkészült, de még nem digitalizált felmérés, kész dokumentáció, jelentés és térkép („térképezett”) és az értékelhető térinformatikai adatbázissal is rendelkező („digitalizált”) szinteket.

Az élőhely-térképezés során komplex dokumentáció és számos járulékos eredmény is születik (a terület alapos és naprakész megismerése, feltárása; archivált, dokumentált táj- és élőhelyfotók; történeti térképek és légifelvételek összegyűjtése stb.), azonban a monitorozás fő célkitűzését és értékelhetőségét végül csak az élőhelytérkép digitális térinformatikai állományának (GIS) elkészítésével lehet elérni. Ezért az értékelést megelőzően a közvetlen cél minél több térkép esetében a digitális állomány előállítására volt. Számos térképet digitalizáltunk, az adatsorokat ellenőriztük, amelynek alapján többet ki kellett egészíteni, jónéhányban javításokat is végeztünk (mindezek ellenére marad még néhány tisztázatlan besorolású vagy meghatározatlan élőhelyű terület). Végül pedig egységes adatszerkezetet alakítottunk ki, és a hatékonyabb kezelhetőség, elemezhetőség érdekében közös térinformatikai adatbázisba rendeztük a megfelelő minőségű térképek állományait (Horváth és mtsai 2004). Az adatkezelő, a térképi és térinformatikai műveleteket ArcView 3.3 (ESRI) szoftverrel végeztük el.

Az így elkészített közös adatállomány a korábbi informatikai ajánlásnál (Horváth és Aszalós 1999) lényegesen egyszerűbb, azonban a rövidtávú célokhoz és a korlátozott lehetőségekhez kellett igazodnunk. Az adatbázis 62 mintaterület, összesen 21 353 élőhelyfoltjáról és 154 207 hektár területről tartalmaz terepen felmért adatokat. A későbbiekben ez az adatbázis képezte a kimutatások, elemzések, statisztikák és térképek információs alapját.

Az értékelések, elemzések során 1) az Á-NÉR élőhelytípus 2) a térképezett állomány-foltok (elhelyezkedés, alak, terület, topológia) és 3) az élőhelyfoltok természetességét jellemző természetességi-degradáltsági osztály (TDO minősítése) adataiból kiindulva válogattunk és fejlesztettünk néhány indikátort (indexet), kiaknázva az Á-NÉR kategória-rendszerből és térképezésből fakadó előnyöket. Ezen a téren a legújabb nemzetközi tapasztalatok átfogó és naprakész áttekintését adja a Biológiai sokféleségről szóló egyezmény szakértői csoportja (UNEP/CBD/SBSTTA 2003), amelynek ajánlásait figyelembe vettük. Olyan indikátorokat alkalmaztunk, amelyek az esettanulmányokban bemutatott szempontokra, jellegzetességekre, mint fő kérdésekre adnak választ, egyúttal felmutatva az alkalmazhatóság sokszínű lehetőségeit is.

A tájak élőhelymintázata, ezek változása, története (és különösen a háttérben meghúzódó ökológiai és tájhasználati okok szövevénye) sokféle lehet, éppen ezért a jelenségek elemzésekor sokféle oknyomozó kérdés, ettől függően pedig többféle indikátor (index) választható. A tájszintű jelenségek, a kérdések és indikátorok lehetséges készlete nagy, sokrétű és mindeztidáig feltáratlannak tekinthető. Az eligazodás és a lehetőségek felvillantása érdekében az esettanulmányunkban bemutatásra választott indikátorokról a következő táblázatos áttekintést készítettük (ugyanakkor nem volt célunk az élőhely-térképezés alapján vizsgálható kérdések és indikátorok teljes, átfogó rendszerezése).

az indikátor képzésében felhasználható információk	térképi (topológiai) alapú indikátorok	terület, méret alapú indikátorok	5x5 km-es mintaterületre összesített indikátorok
élőhelyfoltok típusa, Á-NÉR besorolás	—	természetességre súlyozott Á-NÉR diverzitás	Á-NÉR csoportok eloszlása
élőhelyfoltok topológiája és geometriája (pl. szomszédosság, méret, alak...)	szegélyesség (mint fragmentáltsági mutató)	—	—
élőhelyfoltok természetessége, TDO	—	—	természetesség – degradáltság eloszlása
élőhelyfoltok egymásra következése, idősor	élőhelyfoltok változástörténete	—	—

INDIKÁTOROK

Az élőhely-térképezés legfontosabb információja a foltok Á-NÉR szerinti tipizálása. A módszertan lehetővé teszi – átmeneti vagy összetett esetekben megköveteli – az élőhely-kategóriák kombinált használatát (pl. B6xO1, lásd Kun és mtsai 1999). Az eddig feldolgozott 62 térkép tapasztalata alapján a foltok számát tekintve 26%-ban, az összes területet figyelembe véve 25%-ban – tehát az esetek és a területek közel egynegyedén – alkalmaztak a térképezők élőhely-kombinációkat. A kombinációk és a foltok leírása nagyon értékes tudást tükröz, azonban alkalmazásuk nagymértékben függ a térképező terepismeretétől, térképező és általánosító tudásától. Ez a rugalmasság az élőhelyek árnyaltabb kódolásának lehetősége mellett jelentős mértékű szubjektivitást hordoz és az adatbázisban némi inhomogenitást okoz. A módszertan – természetesen a kombinált kategóriák megtartása mellett – a homogenitás és az egyszerűbb értékelés érdekében, a kombinált Á-NÉR kategóriákból levezeti az ún. „generalizált Á-NÉR” kategóriát is, amely már csak az ún. főkategóriát tartalmazza, vagyis az élőhelykombináció első tagját (pl. B6xO1 → B6, részletesebben lásd Horváth és Aszalós 1999). Az Á-NÉR besorolás alapú indexek képzése során generalizált Á-NÉR kategóriákat alkalmaztunk.

Á-NÉR CSOPORTOK ELOSZLÁSA

Az élőhely-tipizálás rendszere csoportokba, azon belül típusokba sorolja az élőhelyeket (Molnár 1997). Az élőhelycsoportok (nevezhetjük durvább tematikus felbontásnak is, amelynek egyik alapváltozata: A - hínarasok; B - mocsarak; C -

forráslápok, átmeneti és dagadólápok; D - üde sík- és dombvidéki rétek és rétlápok stb. – lásd 2. melléklet) a finomabb élőhelyi különbségeket ugyan elfedik, azonban jól mutatják a táji karakterekben rejlő főbb jellegzetességeket.

A generalizált Á-NÉR foltok alapján kvadrátonként tematikus csoportok szerinti eloszlást számolunk, amelyet terület-százalékban fejezünk ki (lásd 4.d ábra).

TERMÉSZETESSÉGRE SÚLYOZOTT Á-NÉR DIVERZITÁS

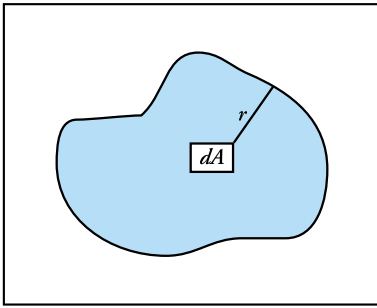
Élőhelytérképek alapján is számítható Shannon-Weaver diverzitás, ahol mintavételi egységnek tekintjük az 5x5 km-es kvadrátot. A kvadráton belül térképezett élőhelyfoltok statisztikai értelemben megfeleltethetők az „állapotoknak”, a foltok területe pedig az állapotok előfordulási valószínűségének, cönológiai analógiával élve: a fajoknak és a fajok borításának. A diverzitás-index (Izsák 2001) eredetileg nem tesz különbséget az állapotok – a fajok, az élőhelytípusok – minősége (természetes, természetközeli, leromlott, nem természetes élőhelycsoportok) között, amely az eredmény értelmezése szempontjából rendkívül félrevezető lehet. Javaslatunk, a bemutatott *természetességre súlyozott Á-NÉR* diverzitás – kihasználva az Á-NÉR rendszer természetesség szerinti csoportosítását – a diverzitás számításban a természetes és természetközeli élőhelyeket Á-NÉR részletességgel, míg a leromlott élőhelyeket Á-NÉR csoportok szintjén, végül a nem természetes élőhelyeket egyetlen csoportba összevontan veszi figyelembe (részletesebben lásd 3. melléklet és 5.d ábra).

SZEGÉLYESSÉG

Ez a mutató az élőhelytérképek foltmintázata alapján számítható ki. Minden vizsgált élőhelytípusra egy-egy számértékkel jellemzi az adott élőhely térbeli konfigurációját, amely a szegélyhatás mértékeként a belső területek szegélytől való átlagos távolságát fejezi ki (m-ben), de ugyanez az index az élőhely fragmentáltságának mutatójaként is jól értelmezhető. Az index kiszámítása a következő egyszerű, de nagy számításigényű képlet alapján történik:

$$MD = \frac{1}{A_A} \int r dA$$

ahol A az adott élőhelyi kategória összterülete a térképen, r pedig a belső dA elemi terület egység távolsága a legközelebbi foltszéltől. A képlet alapján a dA terület egységekhez (elegendően kicsinek választott raszter egységek esetében: majdnem „belső pontok”-nak tekinthető esetekhez) tartozó r távolságok átlagát kapjuk.



A fragmentáltság mutatójaként értelmezett indexet a fülöpházi térképsorozat példáján mutatjuk be (lásd 12.b ábra).

A TERMÉSZETESSÉG – DEGRADÁLTSÁG ELOSZLÁSA

Az Á-NÉR foltokhoz rendelt „természetességi-degradáltsági” osztályozás (TDO) 1-5 között minősíti a folt természetességét, ahol az 5-ös jelenti a legtermészetesebb állapotot („0” értéket kapnak a nem természetes területek). Az élőhelyfoltok TDO értékei alapján kvadrátonkénti eloszlást számolunk, amelyet – az előzőhöz hasonlóan – terület-százalékban fejezünk ki (lásd 5.d ábra).

Á-NÉR ÁTMENETI MÁTRIX ÉS ÉLŐHELYFOLTOK VÁLTOZÁSTÖRTÉNETI ELEMZÉSE

Egy terület egymást követő években készített térképeinek átfedése alapján elkészíthető az élőhelyek területi változásait, átalakulását leíró átmeneti mátrix, amely megadja az évek között bekövetkezett típus-átalakulások (és „változatlan-ságok”) területi mértékét. Az elemi élőhely-átmenetek (pl. $G1_{1870} \rightarrow M5_{1990}$) eseteit összesítve kapjuk meg az 1870 és 1990 közötti változások mértékét, amelyet terület-százalékban fejezünk ki. Több időpont térképeinek élőhelyátmenet-elemzése részletesen megadja az egyes élőhelyfoltok teljes változástörténetét, amelyekből az egyes, főbb tendenciákat mutató élőhelytörténetek érdekességük, gyakoriságuk és területi dominanciájuk alapján emelhetők ki. Az élőhelytérképek változás-történetének értelmezése a területet és annak tájtörténetét jól ismerő szakember gondos értékelését igényli.

Az átmeneti mátrix értékei irányított gráf formájában és térképi ábrázolásban is megjeleníthetők, a változástörténet kiemelt eredményei térképen szemléletesen ábrázolhatók (lásd 8. ábra).

A tanulmányunkban bemutatott elemzésekhez történeti térképek alapján rekonstruáltunk egy olyan élőhelytérképsort, amelyet az elmúlt 140 év történeti katonai térképeiből (1860 – II. és 1883 – III. Katonai Felmérés, 1958 – Újfelmérés) és a 2000-ben felmért NBmR élőhely-térképezési kvadrátjából állítottunk össze. Míg a három katonai felmérés célja azonos volt, a térképezések alkalmazott módszere és jelkulcsa jelentősen különbözött egymástól. A térképezés negyedik tagjaként vizsgált élőhelytérkép – készítésének módszereiben, céljában és jelkulcsában is – igen eltér az előző térképektől. A legnagyobb feladat ezért a térképek közös jelkulcsának kialakítása volt. Egy Á-NÉR alapú közös jelkulcsot hoztunk létre úgy, hogy a katonai topográfiai térképek alapvetően tájhasználati típusokat feltüntető kategóriarendszere és a jelenlegi élőhely-térképezés jelkulcsa is ezzel megfeleltethető legyen. A célra – kimagasló részletgazdagsága és terepi dokumentáltsága miatt – a NBmR fülöpházi, Bagi István által 1999–2000-ben térképezett 5x5 km-es kvadrátját választottuk. A közös jelkulcs kialakításakor, a térképi foltok értelmezésekor és átkódolásakor a térképek retrospektív és kölcsönös történeti megerősítésén alapuló módszert választottuk. A történeti térképek alapján a rekonstrukciót tér- és időbeli, vissza- és előretekintő interpolációval készítjük el. A mai vegetáció ismerete segít a rekonstrukcióban, a korabeli térképek pedig segítenek a változások és a mai kép megértésében, az idősoros térképek foltjai egymást értelmezik és igazolják (Biró és Molnár 1998, Biró 1999, Molnár és Biró 2002).

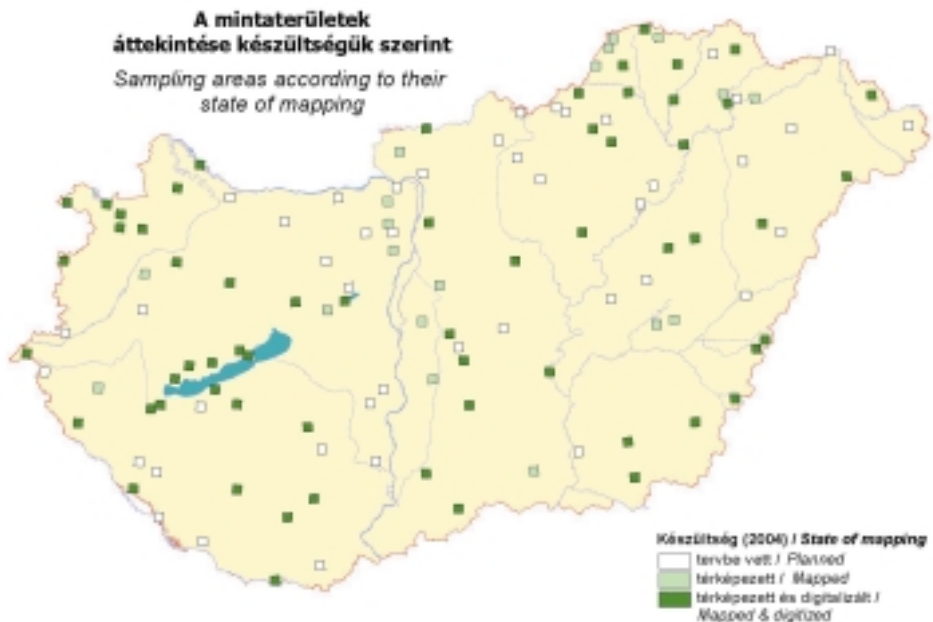
A további elemzések egyszerűsítése érdekében, minden rekonstruált térképen összevontuk az azonos kategóriájú szomszédos foltokat, majd az 1860-es évek élőhelytérképéhez a rákövetkező évek digitális térképeit sorra hozzámetszettük, miközben minden térinformatikai összemetszést követően „beolvastottuk” a 0,1 ha-nál kisebb méretű élőhelyfolt-töredékeket a szomszéd foltba. Az eredményül kapott több, mint 6400 folt-rekordból álló térinformatikai adatbázis írja le a terület változástörténetét, amely a további elemzések és ábrázolások kiinduló pontja (1860x1883x1958x2000). A 6435 folt-rekord 1626 különböző változás-történetet reprezentál (pl. rét → szántó → szántó → parlag), amelyekből a legfontosabbak 27 változástörténet-csoportba, élőhelytörténet-típusba voltak sorolhatók. Ezeket az eredményeket jelenítettük meg a térképen, továbbá elkészítettük a történeti típusok statisztikai értékelését.

EREDMÉNYEK

AZ ÉLŐHELY-TÉRKÉPEZÉS EDDIGI EREDMÉNYEINEK ÁTTEKINTÉSE ÉS ÉRTÉKELÉSE (HORVÁTH F., PAPP O., RÉVÉSZ A. ÉS LÁSZLÓ I.)

A HOSSZÚ TÁVÚ ÉLŐHELY-TÉRKÉPEZÉSI PROGRAM KÉSZÜLTSGÉGE ÉS HALADÁSA, 2004

A NBmR élőhely-térképezési programja az értékelés időpontjában, 2004. év elején – a terepi munkát tekintve – az első felmérési ciklus kétharmadánál tartott 81 térképezett területtel (65%) a tervezett 125-ből. Az élőhely-térképezésre jellemző, hogy az eredmények digitális feldolgozása az átlagosnál magasabb fokú felkészültséget és erőforrásokat igényel: térinformatikai adatbázis építését, ezért nem



1. ábra. Az élőhely-térképezési program készülségének országos áttekintő térképe 2004 első felében.
Figure 1. Overview map showing the status of the habitat mapping programme in the first half of 2004.

meglepő, hogy a digitalizálás a terepi munkától elmaradt. Ennek ellenére 2004-re az összes terület mintegy fele, 62 élőhelytérkép (50%) digitálisan is elkészült. Az 1. melléklet felsorolja a mintaterületeket azonosítóik szerint és az eddig elkészült jelentések leltárát adja. A jelentések a nemzeti park-igazgatóságoknál és a KvVM Természetvédelmi Hivatalban, valamint a MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézetében található meg 1-1 példányban. A program készültségéről áttekinthető térképet mutat az 1. ábra, amely a kvadrátokat „tervbe vett” – „térképezett” – „térképezett és digitalizált” kategóriák szerint színeve ábrázolja.

1. táblázat. Az élőhelytérképek készültségi állapota természetvédelmi/országos/regionális státuszoként összesítve 2004 első félévében.

Table 1. Status of the habitat mapping programme according to the categories of "T" (interesting for nature conservation), "O" (representative for national landscapes) and "R" (focusing on regional land use changes), in the first half of 2004.

	ÖSSZESEN TOTAL	EBBŐL TÉRKÉPEZETT MAPPED		MÁR DIGITALIZÁLT MAPPED & DIGITIZED	
	db	db	%	db	%
"T" – TERMÉSZETVÉDELMI SZEMPONTBÓL KIEMELTEN FONTOS TERÜLET "T" – SELECTED FOR NATURAL VALUE	47	41	87	32	68
"O" – ORSZÁGOS TÁJI REPREZENTATIVITÁSÚ TERÜLET "O" – SELECTED FOR NATIONAL REPRESENTATION	55	28	51	22	40
"R" – REGIONÁLIS SZEMPONTOK ALAPJÁN KIVÁLASZTOTT TERÜLET "R" – SELECTED FOR REGIONAL REPRESENTATION	23	12	52	8	35
ÖSSZESEN / TOTAL	125	81	65	62	50

2. táblázat. A készültségi állapot nemzetipark-igazgatóságoként összesítve 2004 első félévében. (ANP – Aggteleki Nemzeti Park Igazgatósága, BfNP – Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatósága, BNP – Bükk Nemzeti Park Igazgatósága, DDNP – Duna–Dráva Nemzeti Park Igazgatósága, DINP – Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatósága, FHNP – Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatósága, HNP – Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatósága, KMNP – Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatósága, KNP – Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatósága, ÓNP – Órségi Nemzeti Park Igazgatósága)

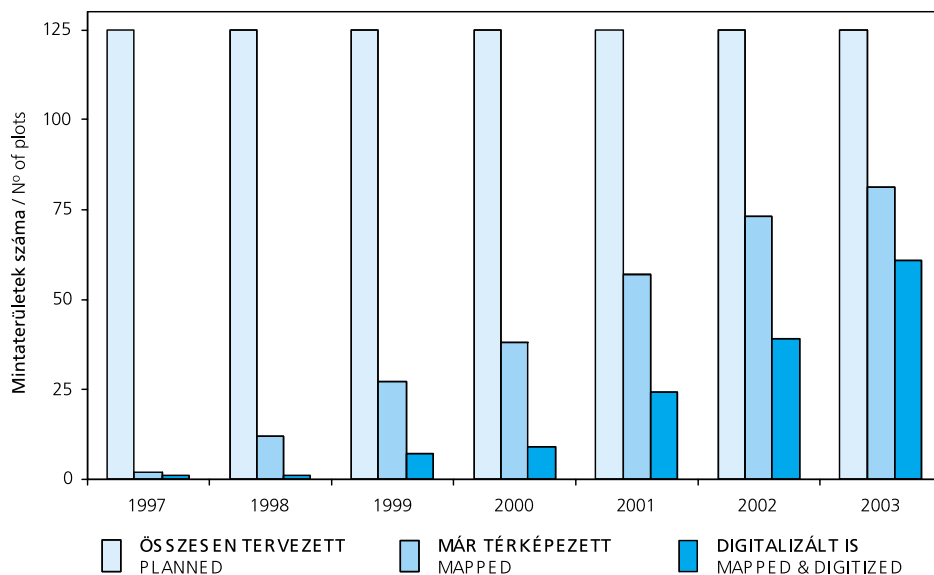
Table 2. Status of the habitat mapping programme according to national park directorates, in the first half of 2004.

	ÖSSZESEN TOTAL		EBBŐL TÉRKÉPEZETT MAPPED		MÁR DIGITALIZÁLT MAPPED & DIGITIZED	
	db	%	db	%	db	%
ANP	8	6,4	8	6,4	4	3,2
BfNP	12	9,6	12	9,6	11	8,8
BNP	19	15,2	9	7,2	8	6,4
DDNP	18	14,4	8	6,4	8	6,4
DINP	19	15,2	10	8,0	4	3,2
FHNP	8	6,4	7	5,6	7	5,6
HNP	15	12,0	6	4,8	6	4,8
KMNP	8	6,4	8	6,4	6	4,8
KNP	12	9,6	10	8,0	6	4,8
ÓNP	6	4,8	3	2,4	2	1,6
ÖSSZESEN / TOTAL	125	100,0	81	64,8	62	49,6

Összeállítottunk három kimutatást, amelyek kiemelik a munka néhány jellemző vonását. A mintaterületek készülségét célkitűzésük szerinti csoportokban összesítve azt láthatjuk (1. táblázat), hogy a természetvédelmi szempontból kiemelték („T”) készülsége magasan vezet: 47 kijelölt területből 41 térképezett (87%). Ugyanezen csoport digitalizáltsága is elől jár (68%). A másik két csoport készülsége közel azonos: „O” – országos táji reprezentációjú területek (51%); „R” – regionális szempontok alapján monitorozás alá vont területek (52%). Ez utóbbi kategóriába tartozó mintaterületek száma a legkisebb (23), amelyből eddig 12 térképezett és csak 8 digitalizált, ezért a későbbiek során – alacsony száma, készülsége miatt – összevontan kezeljük az országos reprezentativitású csoporttal.

Az 2. táblázat nemzetipark-igazgatóságokként tekinti át a készülséget. A térképezendő mintaterületek száma (6 és 19 között), ennek függvényében pedig a nemzeti parkok készülsége is változó (40% és 100% között). A digitalizáltság mértéke ennél szélsőségesebb, 21% és 92% közötti.

A program haladását az évenként halmozott összesítés oszlopdiagrammja mutatja (2. ábra), amelyen látszik, hogy a térképezés többé-kevésbé azonosan jó ütemben halad, amelyet a digitalizálás erős lemaradással indulva, de jelentős felzárkózást mutatva követ.



2. ábra. Az élőhely-térképezési program haladásának évenkénti üteme.
Figure 2. Yearly progress of the habitat mapping programme.

A HOSSZÚ TÁVÚ ÉLŐHELY-TÉRKÉPEZÉSI PROGRAM EREDMÉNYEINEK ORSZÁGOS ÖSSZESÍTÉSE (1998–2003)

A természetvédelmi szempontból kiválasztott (T), az országos táji reprezentáció-jú (O), valamint a regionális szempontok miatt monitorozásra kiválasztott területek (R) jelen készülség mellett *térképezett és digitalizált* területe 76 959 ha, 57 246 ha és 20 002 ha. Az utóbbi két csoport alacsonyabb készülsége és a regionális csoport kisebb részaránya miatt, az alább következő néhány összehasonlításban az „O” és „R” csoportot együtt vesszük figyelembe, amely így már a „T” csoporttal azonos területet (77 248 ha) képvisel. A három legfontosabbnak ítélt kérdés, amelyre az élőhely-térképezési programnak válaszolnia kell, és amelyekre más monitorozó programok nem adnak választ:

- *Mennyire természetes vagy leromlott egy táj, és ez hogyan, milyen irányba (stagnálás, átalakulás, regeneráció vagy leromlás) és milyen gyorsan változik?*
- *Milyen területarányban fordul elő, és hogyan változik egyes **élőhelyek** kiterjedése és állapota Magyarországon?*
- *Milyen az **élőhelyek** minősége (természetessége), és a változások milyen irányba mutatnak?*

Ha pontosan látjuk a jelenségeket, akkor nyomonkérhetjük tovább az okok és összefüggések után, amelyek jelentős része valószínűleg már a térképezés vagy az újratérképezés során felmerül.

Az eddig elkészült térképek alapján megvizsgáljuk, hogy mennyire képes az élőhely-térképezés rendszere e fő kérdések országos szintű megválaszolására (de a változásokra vonatkozó részkérdések természetesen csak a program későbbi szakaszában válaszolhatók meg).

Milyen mértékben természetes, természetközeli vagy leromlott, túlhasznált egy táj?

A természetvédelem, az ökológiai fenntarthatóság, az általános életminőség és élhetőség, az ökoszisztéma-működés, valamint a táji szintű regenerációképesség szempontjából alapvetően fontos a fenti kérdés, amelyre az Á-NÉR térképezés eredményei közvetlen, határozott és számszerű választ adnak. Három csoportot képeztünk. *Természetközeli élőhelyek*-be tartoznak az Á-NÉR rendszer szerinti A-N kategóriák (lásd 2. melléklet), valamint ide soroltuk az U8 és U9 (álló- és folyóvizek) élőhelyeket is. Féltermészetes élőhelyek az Á-NÉR rendszer szerinti O, P és R kategóriák. *Nem természetes élőhelyek* pedig az S, T és U kategóriák (U8, U9 kivételével).

Az eddigi eredmények összesítése (3. táblázat) alapján a természetközeli területek részaránya: 62 922 ha (40,8%) a féltermészetes (leromlott) területek részaránya: 25 287 ha (16,4%) míg a nem természetes területek részaránya: 63 761 ha (41,3%), továbbá besorolatlan vagy adathiányos: 2 237 ha (1,5%). Az ország egészére

3. táblázat. Természetközeli, féltermészetes és nem természetes élőhelyek aránya természetvédelmi szempontból kiemelt (T) és országos/regionális reprezentációjú területeken (O+R) az eddigi eredmények alapján (1998–2003).

Table 3. The ratio of near-natural, semi-natural and non-natural habitats in the "T" (interesting for nature conservation) and "O"+ "R" groups (representative for national landscapes and regional landuse changes).

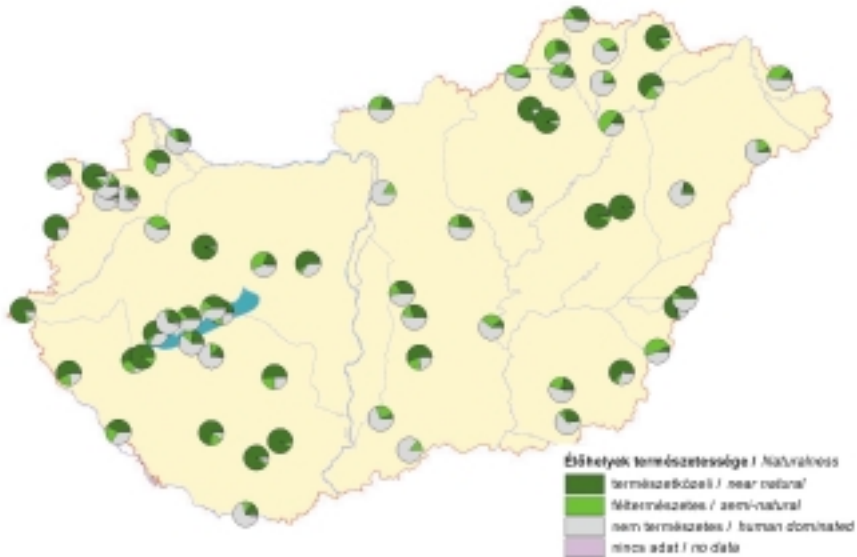
	Természetvédelmi szempontból kiemelt területeken (T) Selected for representation of natural areas		Országos táji reprezentációjú területeken (O+R) Selected for national/regional representation		ÖSSZESEN TOTAL	
	ha	%	ha	%	ha	%
Természetközeli élőhelycsoportok (A-N, álló- és folyóvizek) Habitats close to nature (and water bodies)	37 795	50,4	24 127	31,2	62 922	40,8
Féltermészetes, bolygatott vagy gyomos élőhelyek (O, P, R) seminatural, disturbed and weedy habitats	12 067	15,7	13 220	17,1	25 287	16,4
Nem természetes élőhelyek (S, T, U kivéve az álló- és folyóvizeket) Human dominated habitats	25 719	33,4	38 042	49,2	63 761	41,3
Nincs adat vagy az élőhelybesorolás problematikus No data or undefined habitats	378	0,5	1 859	2,4	2 237	1,5
ÖSSZESEN / TOTAL	76 959 ha		77 248 ha		154 207 ha	

reprezentatívnek tekinthető eredmények ennél kedvezőtlenebbek, hiszen a fenti összesítésben túlsúlyt képeznek a természetvédelmi szempontok alapján kiválasztott területek térképei. Az országra általában jellemző eredményeket inkább az „O” + „R” csoport összesítése adja. Természetközeli terület: 31,2% (24 127 ha),

féltermészetes, leromlott terület: 17,1% (13 220 ha), nem természetes terület: 49,2% (38 042 ha). Fontos mutató egy-egy ilyen országos összesítő adat (és annak várható változása), azonban ezek az arányok tájról-tájra eltérően és jellemző módon alakulnak, mutatva egy-egy táj természetközelségét, leromlottságát (3. ábra). A „természetközelség” mértékét ennél finomabb skálán is mérhetjük, ha alkalmazzuk a térképezés során a természetességi-degradáltsági osztályozást (Németh és Seregélyes 1989 – lásd később).

Az egyes élőhely-típusokat milyen részarányban találjuk Magyarországon a természetvédelmi szempontból kiemelt területek és az országos/regionális reprezentációjú mintában?

Az országos reprezentációjú mintában dominálnak az agrár élőhelyek (T – 31,0%), a természetközeli üde lomboserdők (K – 11,7%), a telepített faültetvények (S – 9,9%), a másodlagos mocsarak, rétek és gyepek (O – 9,7%) majd az egyéb nem természetes élőhelyek (U – 8,4%). Mindezek a várakozásokkal többé-kevésbé összhangban vannak, azonban a természetközeli és telepített erdők csoportjának (J, K, L, M, N, R és S) összesített részaránya az ismert 19% körüli országos erdősültséghez viszonyítva messze magasabb értéket mutat (34,6%). Az élőhelyek szerinti belső eloszlások – jelen, „félidős” helyzetben – még nem reprezentálják jól az országos képet. Több élőhelycsoportnál (mocsarak, üde rétek és lápok, nyílt szárazgyepek, fellazuló száraz lomboserdők és cserjések, természetközeli fenyőerdők, valamint a



3. ábra. Természetközeli, féltermészetes és nem természetes élőhelyek területaránya országos áttekintésben.
Figure 3. Country overview of the area distribution of near-natural, semi-natural and human dominated habitats.

4. táblázat. Élőhelycsoportok aránya természetvédelmi szempontból kiemelt és országos reprezentációjú területeken az eddigi eredmények alapján (1998–2003).

Table 4. Proportion of habitat groups in "T" (interesting for nature conservation) and "O"+"R" (representative for national landscapes and regional landuse changes) groups.

	Természetvédelmi szempontból kiemelt területeken (T) Selected for representation of natural areas		Országos táji reprezentációjú területeken (O+R) Selected for national /regional representation		ÖSSZESEN TOTAL	
	ha (T)	% (T)	ha (O+R)	% (O+R)	ha (Σ)	% (Σ)
Híjarasok (A) Euhydrophyte habitats	336	0,4	730	0,9	1 066	0,7
Mocsarak (B) Marshes	8 702	11,3	1 414	1,8	10 116	6,6
Forráslápok, átmeneti és dagadólápok (C) Flushes, transition mires and raised bogs	18	0,0	—	—	18	0,0
Úde sík- és dombvidéki rétek és rétlápok (D) Rich fens, meadows and tall herb communities	2 578	3,3	522	0,7	3 100	2,0
Domb- és hegyvidéki gyepek (E) Coll./mont. hay meadows, acid grasslands & heaths	784	1,0	321	0,4	1 105	0,7
Szikesek (F) Halophytic habitats	3 713	4,8	3 787	4,9	7 500	4,9
Nyílt szárazgyepek (G) Dry open grasslands	794	1,0	211	0,3	1 005	0,7
Zárt száraz és félszáraz gyepek (H) Dry and semi-dry closed grasslands	644	0,8	685	0,9	1 329	0,9
Nem ruderális pionír növényzet (I) Non-ruderal pioneer habitats	9	0,0	3	0,0	12	0,0

	ha (T)	% (T)	ha (O+R)	% (O+R)	ha (Σ)	% (Σ)
Liget- és láperdők (J) Riverine and swamp woodlands	2 202	2,9	2 412	3,1	4 614	3,0
Üde lomboserdők (K) Mesic deciduous woodlands	8 249	10,7	9 021	11,7	17 270	11,2
Zárt száraz lomboserdők (L) Closed dry deciduous woodlands	4 702	6,1	3 910	5,1	8 612	5,6
Fellazuló száraz lomboserdők és cserjések (M) Open dry deciduous woodlands	1 066	1,4	116	0,2	1 182	0,8
Fenyőerdők (a természetközeli) (N) Coniferous woodlands (natural)	1 160	1,5	—	—	1 160	0,8
Álló- és folyóvizek (U8, U9) Standing & running waters	3 837	5,0	995	1,3	4 832	3,1
Másodlagos, ill. jellegtelen származék mocsarak... (O) Secondary & degraded marshes & grasslands	8 024	10,4	7 486	9,7	15 510	10,1
Természetközeli, részben másodl. gyep-erdő... (P) Semi-natural, often secondary woodland-grassland mosaics	1 999	2,6	2 030	2,6	4 029	2,6
Másodlagos, ill. jellegtelen származék-erdők és... (R) Semi-natural closed woodlands	2 044	2,7	3 704	4,8	5 748	3,7
Telepített erdészeti faültetvények és ... (S) Forestry plantations	6 007	7,8	7 615	9,9	13 622	8,8
Agrár élőhelyek (T) Agricultural habitats	16 870	21,9	23 941	31,0	40 811	26,5
Egyéb élőhelyek (U – U8, U9 nélkül) Other habitats	2 842	3,7	6 486	8,4	9 328	6,0

	ha (T)	% (T)	ha (O+R)	% (O+R)	ha (Σ)	% (Σ)
Nincs adat (n.a.) No data	270	0,4	271	0,4	541	0,4
Az élőhelybesorolás nem értelmezhető Habitat classification failed	108	0,3	1 588	1,9	1 969	0,9
ÖSSZESEN / TOTAL	76 958 ha		77 248 ha		154 206 ha	

nem természetes élőhelyeknél) markánsan különböző területarányokat kapunk a kétféle mintában, míg a féltermészetes, bolygatott és gyomos élőhelykategóriák esetében különbségeket alig látunk (4. táblázat).

Milyen mértékű a térképezett élőhelyek természetessége, illetve degradáltsági foka?

Az élőhely-térképezés során minősíteni kell minden folt természetességét az ún. természetességi-degradáltsági osztály (TDO) megállapításával. A legtermészetesebb állapotú élőhelyek 5-ös értéket kapnak, míg a degradált, nem természetes állapotúak 1-est. A Németh Ferenc és Seregélyes Tibor által kifejlesztett szakértői becslés (Németh és Seregélyes 1989) első széleskörű alkalmazása a NBmR keretében valósult meg, ezért különösen érdemes az élőhelyek természetességének eredményeit összevetni elvárásainkkal. A program első időszakában a TDO alkalmazása többnyire elmaradt, ezért eddig viszonylag kevés (3229 – a lehetséges 21353 esetből) foltra van feljegyzésünk. Azonban már ez a több, mint 3000 adat is igazolja eredeti elképzeléseinket: a módszer – egyszerűsége ellenére is jól értelmezhető, fontos mutatót ad, amelynek következetes alkalmazása szükséges. Részletesebb elemzésre az esettanulmányok között található példát, itt egy olyan összehasonlító táblázatot mutatunk be, amelyben élőhelycsoportonként láthatók a besorolások gyakorisági eloszlásai (5. táblázat). A táblázat legfeltűnőbb tanulsága (az időnkénti alacsony esetszámoktól eltekintve) megerősíti az alapfeltetelezést: a természetközeli élőhelyek (A-N) természetessége magasabb, a bolygatott és másodlagos élőhelyeké (O, P és R) alacsonyabb, a gazdálkodás és közvetlen emberi használat, hasznosítás alatt álló élőhelyeké igen alacsony. Az álló- és folyóvizek természetessége – a kicsi esetszám ellenére is – leginkább a természetközeli csoportokhoz húz. Fontos tanulság még, hogy az összesített eloszlás többé-kevésbé szabályos haranggörbe lefutást mutat. A térképezők egy része azonban az esetek 8%-ában (272 eset a 3229-ből) köztes kategóriákat is alkalmazott, amely ezt a megoszlást szisztematikusan megtöri és az egységes értékelést elbizonytalanítja. A köztes kategóriák értelmezése és alkalmazása központi döntést igényel, itt is leginkább javasolható a „vagy mindenki vagy senki” elv következetes betartatása.

5. táblázat. Élőhelycsoportok természetességi-degradáltsági besorolásának gyakorisági eloszlása a természetközeli és a másodlagos, degradált élőhelycsoportokra összegezve.

Table 5. Frequency distribution of the naturalness categories of habitat groups, summed for near-natural and secondary, degraded habitat types.

Élőhelycsoportok Habitat type groups	Természetességi – degradáltsági osztályok (TDO) Naturalness categories									Σ
	1	1-2	2	2-3	3	3-4	4	4-5	5	
Hírnarasok (A) Euhydrophyte habitats							1			1
Mocsarak (B) Marshes				1	15	7	5	3		31
Forráslápok, átmeneti és dagadólápok (C) Flushes, transition mires and raised bogs	Nincs adat / No data									0
Üde sík- és dombvidéki rétek és rétlápok (D) Rich fens, meadows and tall herb communities					1	1	6			8
Domb- és hegyvidéki gyepek (E) Colline/montane hay meadows			1		32		9		2	44
Szíkések (F) Halophytic habitats			6		39		13			58
Nyílt szárazgyepek (G) Dry open grasslands				2	2	5	10	18		37
Zárt száraz és félszáraz gyepek (H) Dry and semi-dry closed grasslands				3	6		4			13
Nem ruderális pionír növényzet (I) Non-ruderal pioneer habitats			1		2					3
Liget- és láperdők (J) Riverine and swamp woodlands			15	5	98	10	60	2	14	204
Üde lomboserdők (K) Mesic deciduous woodlands			4		195		166		11	376

Élőhelyek mintázata és változása a tájban

Zárt száraz lomboserdők (L) Closed dry deciduous woodlands			3		76		36			115
Fellazuló száraz lomboserdők és cserjések (M) Open dry deciduous woodlands				6	1	27	2	20		56
Fenyőerdők (a természetközeli) (N) Coniferous woodlands	Nincs adat / No data									0
Álló- és folyóvizek (U8, U9) Standing & running waters				2	8	3	2	1	1	17
Csoport összeg Natural total	<u>0</u>	<u>0</u>	<u>30</u>	<u>19</u>	<u>475</u>	<u>53</u>	<u>314</u>	<u>44</u>	<u>28</u>	963
Másodlagos, ill. jellegtelen származék mocsarak... (O) Secondary & degraded marshes & grasslands	8	11	272	39	131	2	1			464
Természetközeli, részben másodlagos gyepek-erdők... (P) Semi-natural, often secondary woodland-grassland mosaics	13	1	40	3	219	4	2		1	283
Másodlagos, ill. jellegtelen származék-erdők és ligetek (R) Semi-natural closed woodlands		7	77	14	64		5			167
Csoport összeg Semi-natural total	<u>21</u>	<u>19</u>	<u>389</u>	<u>56</u>	<u>414</u>	<u>6</u>	<u>8</u>	<u>0</u>	<u>1</u>	914
Telepített erdészeti fa- ültetvények és ... (S) Forestry plantations	118	43	429	25	185	1	3			804
Agrár élőhelyek (T) Agricultural habitats	336	2	75	1	4					418
Egyéb élőhelyek (U – U8, U9 nélkül) Other habitats	94	3	31		2					130
Csoport összeg Human dominated total	<u>548</u>	<u>48</u>	<u>535</u>	<u>26</u>	<u>191</u>	<u>1</u>	<u>3</u>	<u>0</u>	<u>0</u>	1352
MINDÖSSZESEN GRAND TOTAL	<u>569</u>	<u>67</u>	<u>954</u>	<u>101</u>	<u>1080</u>	<u>60</u>	<u>325</u>	<u>44</u>	<u>29</u>	3229

VÁLOGATOTT ESETTANULMÁNYOK
(HORVÁTH F., PAPP O., MÁRKUS A., POZSONYI A., SCHMOTZER A., SIPOS F.,
TAKÁCS A. A. ÉS VIRÓK V.)

A monitorozó program eddigi eredményei közül válogatva bemutatunk két jellegzetesnek mondható példát térképek, tájak összehasonlítására.

TÁJAK ÖSSZEHASONLÍTÁSA

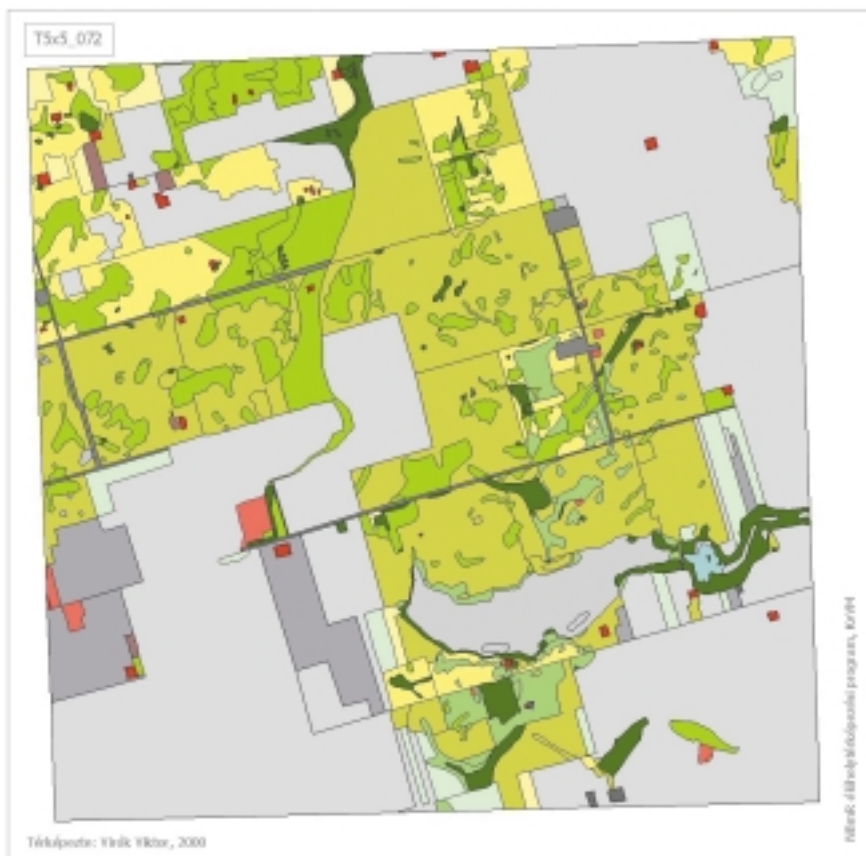
Mivel az élőhelyrendszer és a térképezés országosan egységes osztályozás és módszertan szerint készül, lehetőségünk nyílik arra, hogy a különböző tájakban készült élőhelytérképeket azonos mércével mérve és azonos színjelkulccsal készítve, összehasonlítoan mutassuk be, mérhetőségi (pl. területarány) és látvány szempontjából egyaránt. Három nagyon eltérő tájat reprezentáló élőhelytérképet választottunk (Kardoskút, Velencei-tó, Zengő).

A térképek színhatásának és foltmintázatának markáns különbségei kizárólag a táj élőhelyminőségének és -struktúrájának jellegzetességeiből fakadnak (4.a, b, c ábra).

A táji különbségeket – a térképi látványon túl – például az Á-NÉR csoportok összehasonlító eloszlásaival tudjuk mérhetővé, számszerűsíthetővé tenni, mint ahogy ezt a 4.d ábra osztott oszlopdiagrammjai mutatják. Ezzel az utóbbi megoldással ugyan elvész a mintázat szépsége és közérthetősége, azonban számszerű összehasonlításra nyílik lehetőség.

A kardoskúti-puszta (4.a ábra) fontos sajátossága, hogy a Maros egykori medre több szikes tavat hagyott hátra a területen. Legnagyobb a fokozott védelem alatt álló Fehér-tó, a másik a terület északi részén fekvő hajdani Sóstó. Utóbbit az 1960-as években a környező csatornarendszerhez kapcsolták, így jelenleg a Sóstói-csatorna része. A terület másik sajátossága a szántók és gyepek magas aránya. A gyepek döntő többsége másodlagos vagy felújított, amelyeket legeltetéssel vagy kaszálással hasznosítanak. Ösgyepnek csak a Fehér-tó környéki mocsaras és vakszikes részeket tekinthetjük és az északi részen megmaradt legelőket. Feltűnő még a természetes mintázatok és a szántók geometrikussága között feszülő ellentét. Az Alföld más tájaihoz hasonlóan itt is nagymértékben visszaszorul a tanyavilág (Virók 2000).

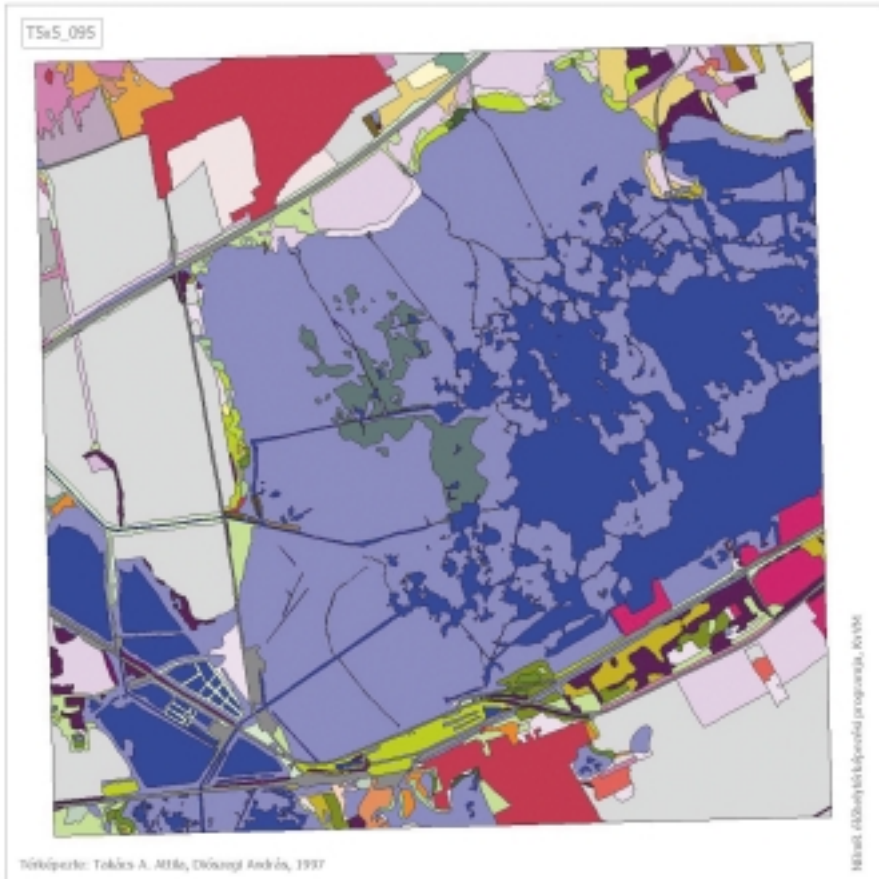
A Velencei-medence kistájban kijelölt mintaterület (4.b ábra) nagyobb részét a sekély vizű – 1,1 m átlagmélységű – tó foglalja el. A mélyebb nyílt víz összes területe a zárt nádasokénál kisebb. Jellegzetes a belső tavak, nádas foltok, úszó láp- és nád-szigetek természetes mintázata, amellyel szöges ellentétben áll a dinnyési halas-



4.a ábra. T5x5_072 Kardoskút élőhelytérképe: mezőgazdálkodás alatt álló alföldi táj, jelentős védett területekkel és természetközeli élőhelyekkel (Virók 2000) – színjelkulcsot lásd a 6. ábrán.

Figure 4.a. Habitat map of T5x5_072 Kardoskút: agricultural landscape in the Great Plain with remarkable protected areas and near-natural habitats (Virók 2000) – see key to colours in Figure 6.

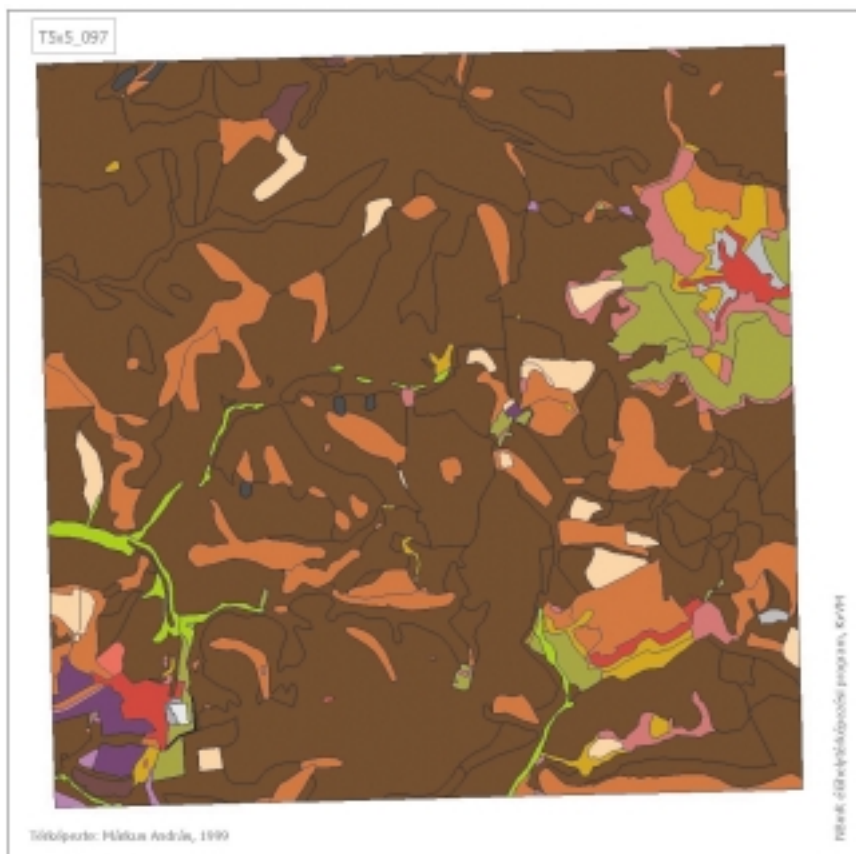
tavak mesterkélrt, parcellásított világa. Az enyhén szikes nyíltvíztől eltérően a belső tavak lápi víz karakterűek, ezt a különbséget az Á-NÉR nem tükrözi. Maradvány jelleggel fennmaradt természetesebb élőhelyek még a tó keskeny szegélyében és a Dinnyési-fertőn található a mintaterület alsó szegélyébe nyúlva. A táj többi részét már az ember foglalta el településeivel, mezőgazdasági területeivel, erdő-ültetvényeivel és közlekedési útjaival, beleértve a zárt nádas övezetet átvágó csatornákat is (Takács és Diószegi 1997).



4.b ábra. T5x5_095 Velencei-tó élőhelytérképe: a tó nyugati fele, közlekedési útvonalak, mezőgazdasági területek és települések, üdülőterületek által szorongatott „vízivilág” (Takács és Diószegi 1997) – színjelkulcsot lásd a 6. ábrán.

Figure 4.b. Habitat map of T5x5_095 Lake Velencei: the western part of the lake is natural wetland surrounded by roads, agricultural and inhabited areas (Takács and Diószegi 1997) – see key to colours in Figure 6.

A Keleti-Mecsek déli részén térképezett mintaterület (4.c ábra) jól reprezentálja a tőle északra, nyugatra és keletre elterülő hegyvidéket. Legnagyobb részén erdőgazdálkodás folyik, ahol az erdők túlnyomó része mecseki szubmontán bükkös, mecseki gyertyános-tölgyes és cseres-tölgyes. A völgyek aljában patakparti magas-kőrösök keskeny szalagjai futnak. Kisújbánya és Püspökszentlászló körzetében több hektáros, irtásos eredetű kaszálóréteket találunk, amelyeknek ma már felhagyott részén spontán cserjésedés, visszaerdősödés figyelhető meg (Márkus 1999).

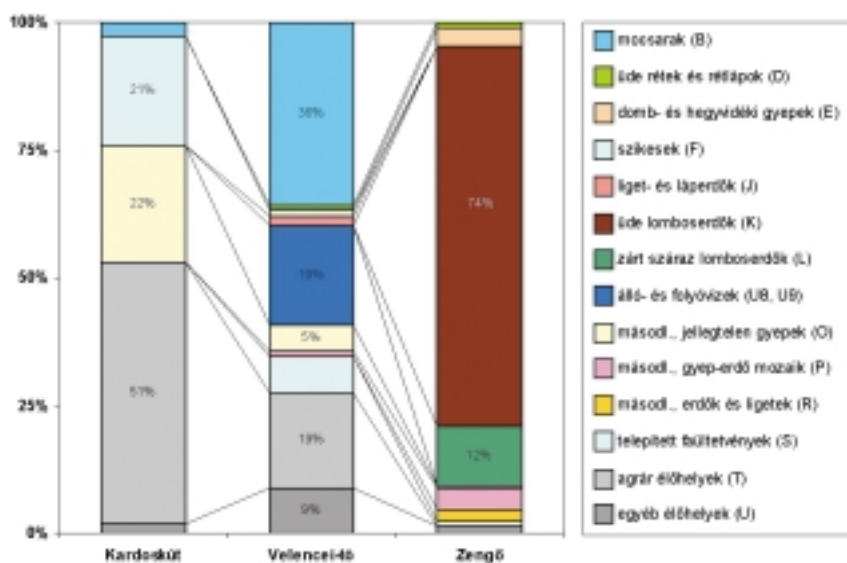


4.c ábra. T5x5_097 Zengő (Mecsek) élőhelytérképe: összefüggő erdővel borított, védett középhegységi táj, döntően természetközeli élőhelyekkel és beékelődő kistelepülésekkel (Márkus 1999) – színjelkulcsot lásd a 6. ábrán.

Figure 4.c. Habitat map of T5x5_097 Zengő hill (Mecsek): protected forested submontane landscape with predominantly near-natural habitats and with small inhabited areas (Márkus 1999) – see key to colours in Figure 6.

A három táj alapvetően különbözik egymástól (4.d ábra), ezt jelzik a domináló élőhelyek területszázalékos különbségei: szikesek (F – 21%, 1%, 0%); másodlagos, illetve jellegtelen származék mocsarak, rétek és gyepek (O – 22%, 5%, 0%); agrár területek (T – 51%, 19%, 0%); mocsarak (B – 3%, 36%, 0%); vizek (U8, U9 – 0%, 19%, 0%); őshonos fafajú lombdők (K és L – 0%, 0%, 86%). Mindezek ellenére Kardoskút és a Velencei-tó néhány jellemvonásában hasonlítanak egymásra,

míg a mecseki terület teljesen eltérő élőhely-összetételű. Persze ebből az egyszerű kimutatásból eltűnnek a mintázat jellegzetességei, például a nem természetes területek tájra erőszakolt merev vonalassága, szögletessége.

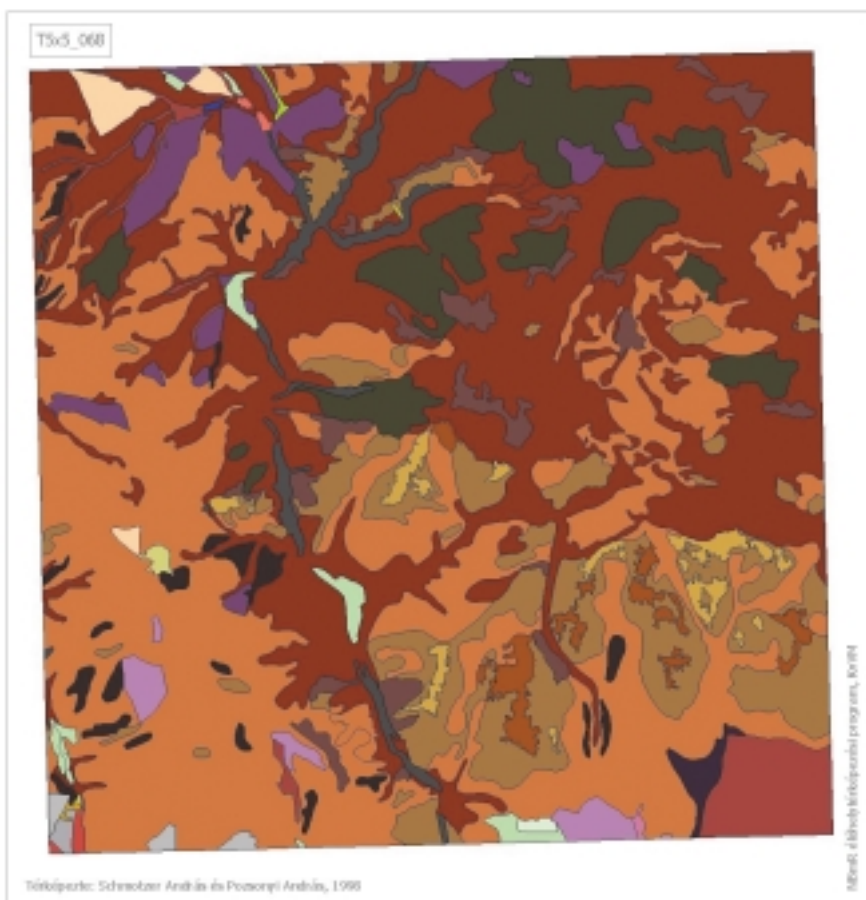


4.d ábra Eltérő karakterű tájakat jellemző élőhelytérképek (Virók 2000, Takács és Diószegi 1997; Márkus 1999) alapján készített összehasonlító Á-NÉR csoporteloszlások. Az élőhelycsoportokat a 2. melléklet szerint képeztük, az eredményeket területszázalékban ábráztuk.

Figure 4.d. Comparative distribution of G-NHCS groups based on the habitat maps of various landscape types (Virók 2000, Takács and Diószegi 1997, Márkus 1999). Habitat groups were formed according to Appendix 2, results are shown in percentage area.

TERMÉSZETI (TERMÉSZETVÉDELMI) TERÜLETEKTŐL AZ URBANIZÁLÓDOTT RÉGIÓKIG

Tájak, területek összehasonlításakor kiemelt szempontunk lehet a természetességben, a táj „elhasználtságában” (netán regenerációjában) tapasztalható különbségek, változások értékelése, bemutatása. Ilyen esetben is hasonlóan járhatunk el, azonban más indexet és/vagy más színjelkulcsot érdemes választani. Kézenfekvően adódik az Á-NÉR természetességi (TDO) eloszlás összehasonlító alkalma-

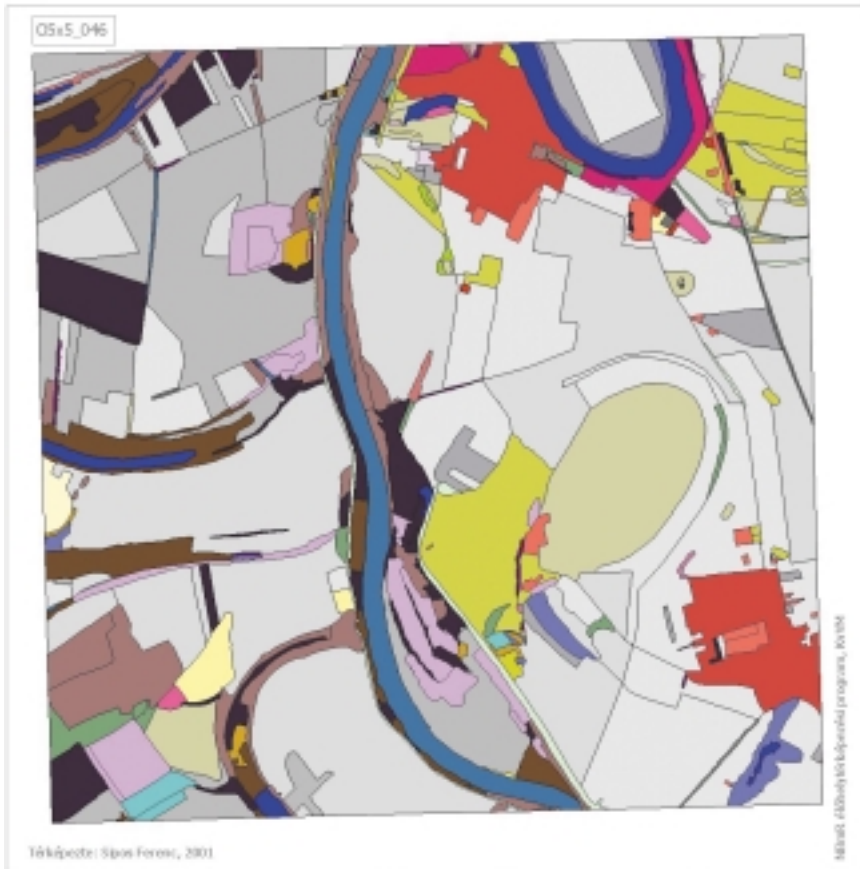


5.a ábra. T5x5_068 Hór-völgy élőhelytérképe: nagy természetességű és kiemelkedően változatos hegyvidéki táj (Schmotzer és Pozsonyi 2002a) – színjelkulcsot lásd a 6. ábrán.

Figure 5.a. Habitat map of T5x5_068 Hór valley: highly natural and exceptionally diverse montane landscape (Schmotzer and Pozsonyi 2002a) – see key to colours in Figure 6.

zása. Erre három, természetességében nagyon különböző példát mutatunk be: Hór-völgy, Tiszaug és Ózd környékének élőhelytérképét.

Az 5.a ábrán látható terület a Dél-Bükk kistájhoz tartozik, melyet a Hór-völgy oszt ketté: délnyugati- és délkeleti-Bükkre. A völgytől keletre főleg mészkő, nyugatra elsősorban agyagpala az alapkőzet. A terület élőhelyeinek „vázát” kitevő zonális társulások mintázata jellegzetes aszimmetriát mutat. Az agyagpálán végig uralkodó a cseres-tölgyes, helyenként mészkerülő tölgyesekkel, gyertyános-tölgyesekkel. Keletre a mészkőfelszín völgyekkel erősen tagolt, a cseres-tölgyes zóna



5.b ábra. O5x5_046 Tiszaug – Tiszásas élőhelytérképe: alacsony természetességű alföldi táj a szabályozott Tiszával és átvágott kanyarulatainak holtágaival (Sipos 2001a) – színjelkulcsot lásd a 6. ábrán.

Figure 5.b. Habitat map of O5x5_046 Tiszaug – Tiszásas: poorly natural landscape in the Great Plain with the regulated Tisza river and the dead-arms of its cut meanders (Sipos 2001a) – see key to colours in Figure 6.



5.c ábra. R5x5_118 Ózd élőhelytérképe: leromlott állapotban lévő táj, ahol a természetközeli élőhelyeknek már csak kevés, többnyire degradált maradványa található (Pozsonyi 2002) – színjelkulcsot lásd a 6. ábrán.

Figure 5.c. Habitat map of R5x5_118 Ózd: degraded landscape with only few, degraded remnants of the near-natural habitats (Pozsonyi 2002) – see key to colours in Figure 6.

felszakad, és fokozatosan átmegy egy egybefüggő gyertyános-tölgyes, majd bükkös zónába. A kiemelkedő sasbércек gazdag edafikus vegetációt hordoznak, délies kitértségben xeroterm tölgyesekkel, sztyepprétekkel, sziklagyepekkel, a völgyoldalakban sziklaerdőkkel és szurdokerdőkkel. Ez az edafikus vegetáció jóval kisebb kiterjedésű az agyagpalás kistájban (Schmotzer és Pozsonyi 2002a).

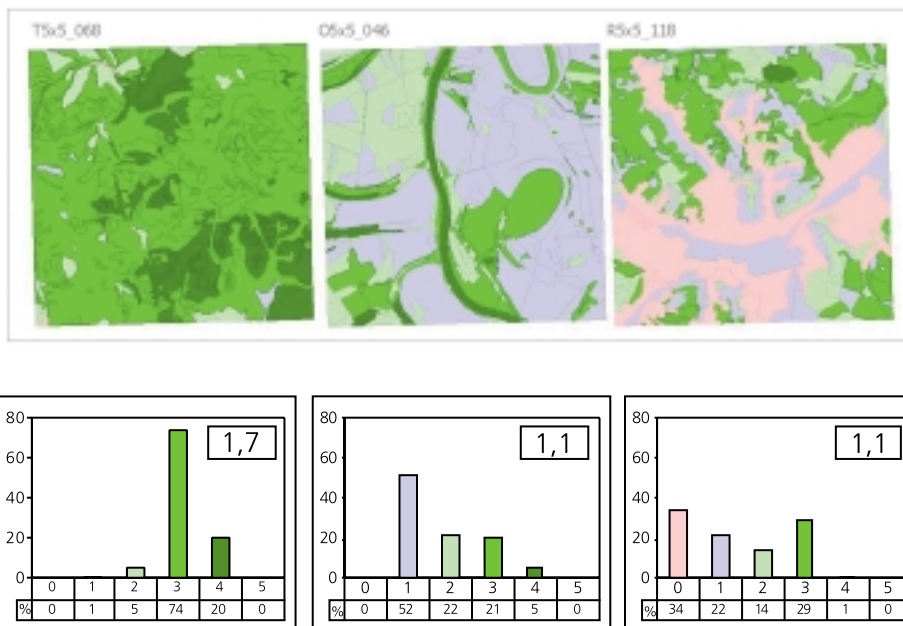
A 046-os kvadrát (5.b ábra) teljes területe az Alsó-Tiszavidék Dél-Tisza-völgy elnevezésű kistájához tartozik. A kijelölés a kvadrát szűkebb környékének aktuá-

lisan jellemző élőhelytípusait jól reprezentálja, a térképezett élőhelyi viszonyok azonban a Tisza jobb partján nem jellemzők a Dél-Tisza-völgy egészére. 1998 ősze és 2000 tavasza között ugyanis már évtizedek óta nem tapasztalt, hosszú ideig tartó, magas vízborítást okozó árvízi elöntések érték az Alpári-öblözetet. Ez a vízhatás jelentős változásokat idézett elő az öblözet élőhelyeiben. Nagy szántóterületek kerültek felhagyásra, ezeken főként ártéri ruderalis gyomnövényzet, jellegtelen mocsári növényzet és adventív gyalogakác cserjések nagy kiterjedésű állományai alakultak ki. A Tisza bal partjának magasabb területei a mentesített ártér évtizedek alatt kialakult, jellemzően alföldi agrártáj képét mutatják (Sipos 2001a).

Az 5.c ábrán bemutatott terület a Pétervásárai-dombság északi, országhatár menti részén helyezkedik el, Ózd várossal, mely a Hangony-patak völgyének kiszélesedő részén, több kisebb mellékvölgy találkozásánál épült fel. A táji felosztáson túlmenően két jól elkülönülő egységet tudunk megkülönböztetni a kvadráton belül: A) a Hangony-, Hódos és az Uraj-patak, valamint a beléjük csatlakozó kisebb vízfolyások völgyei, amelyeket nagyrészt szántóföldi művelésbe vontak vagy települések, gyártelepek található rajtuk; B) a fenti patakokat szegélyező dombvidék, mely nagy részét legelők foglalják el, a gerinceken erdőmaradványokkal (Pozsonyi 2002).

A három táj összehasonlításakor (5.d ábra) a hór-völgyi mintaterületen az idegenhonos erdőtelepítések kivételével közepes vagy jó természetességű élőhelyeket láthatunk (94%). Az alföldi kvadrátban magas a szántók aránya (52%), amelyek TDO értéke csak 1. Ugyanitt jelentős a degradált területek, elsősorban a gyalogakáccal fertőzött ruderalis gyomnövényzetű felhagyott szántók és nemes nyáras ültetvények aránya (2-es, amely halványzöld színnel látszik – 22%), de vannak kevésbé leromlott (21%) és természetesebb állapotú élőhelyek (5%) is a területen. Ózd térségét a természetesnek már egyáltalán nem tekinthető város és a csödbe ment iparterületek, valamint szántók uralják (0 és 1 értékkel – 34%, 22%), de a környező dombokon még vannak természetesebb élőhelyek (leromlott vagy közepesen leromlott állapotú legelők és kisebb erdőmaradványok) is. A természetességre súlyozott Á-NÉR diverzitás egy kissé mást mutat, elsősorban a természetközeli élőhely-kategóriák sokféleségét. Hór-völgy indexe „jó”, míg a két másik index értéke alacsony-közepes (figyelembe véve, hogy az eddig feldolgozott négyzetek közül a Tihanyi-félszigeten a legmagasabb (2,215), míg a legalacsonyabb értéket egy dél-alföldi agrárkultúrtájban (0,451) találjuk).

Az országosan egységes, tematikus színezésű élőhelytérképek a TDO-eloszlás ábráival és területszázalékos kimutatásaival együtt meggyőzően és összehasonlítható módon mutatják be a tájak természetességének – degradáltságának aktuális mintázatát és mértékét. Németh Ferenc és Seregélyes Tibor szándéka is ez lehetett, amikor mutatójukat a 80-as évek végén kialakították (Németh és Seregélyes 1989).



5.d ábra. A három táj természetesség szerinti színezésben (rózsaszín – nem természetes területek, sötétzöld – magas természetességű területek) és a természetességi-degradáltsági értékek (TDO 0, 1-5) szerinti eloszlások területszázalékban kifejezve a Hór-völgy, Tuszaug és Ózd környékének példáján. A diagrammok jobb felső sarkában a mintaterületekre kiszámolt Á-NÉR diverzitás értéke látható.

Figure 5.d. The three landscapes coloured according to their states of naturalness (pink – non-natural areas, dark green – highly natural areas), and the percentage area distributions according to naturalness values (TDO 0, 1-5), in the samples of Hór valley, Tuszaug and Ózd. In the upper right-hand corner of the diagrams the G-NHCS diversity values for each sample area are indicated.

ÉLŐHELYVÁLTOZÁSOK AZ IDŐ FOLYAMÁN**(BIRÓ M., PAPP O., HORVÁTH F., BAGI I., CZÚCZ B. ÉS MOLNÁR Zs.)**

A biodiverzitás-monitorozás akkor lesz majd különösen izgalmas, és akkor szolgál majd meglepő eredményekkel, amikor az 5-6. ismétlés után az elemző szakembereknek az első térképezések korából személyes terepi tapasztalatuk már nem lesz. Ekkor fog kiderülni, hogy az akkor fontos táji, tájhasználati kérdésekre mennyire gazdag és megbízható válaszokat lehet a 40-50 éve folyó élőhely-térképezési monitorozásból kapni. A vegetáció osztályozásának és értékelésének módja – éppen a várható drámai környezeti változások miatt és a változó tudományos paradigmák következtében – részben át fog alakulni. Ezért úgy gondoljuk, hogy a történeti katonai térképek alapján rekonstruált és az Á-NÉR élőhelytérkép egy térképsorban való elemzése, módszertani nehézségeivel együtt is, a fenti kihívással összevethető.

Bár a korabeli térképezők nem vegetáció-típusokat térképeztek, a katonai igények (legeltethetőség, menetelhetőség, vízesség) és a korabeli tájhasználat törvényszerűségei miatt az ilyen térképek kategóriái gyakran esnek egybe a vegetációs mintázatokkal, s így e térképek ebben a tájban – a növényzetről alkotott jelenlegi ismeretünk segítségével értelmezve őket – egyféle vegetáció-térképként is értelmezhetők.

A közel azonos részletességű és azonos tematikájú rekonstruált történeti élőhelytérképek segítségével az elmúlt 140 évet átfogó élőhelytérkép-sorozatot elemzünk (7.a, b, c, d ábra). Az első élőhelytérkép az 1860-as évekből származik, majd 1883-ból (közel 20 év múlva), azután 1958-ból (majd 80 évvel később), végül 2000-ből (mintegy 40 év után). Felmerülhet a kérdés: *vajon nem túlságosan hézagos-e ez a térképsor?* De igen, azonban a Duna–Tisza közti táj és tájhasználat legfontosabb változásait ezek a térképek nagyon jól visszatükrözik, amiben megerősítenek a térség tájtörténetét feldolgozó munkák is (Biró 2003, Biró és Molnár 1998).

A kiválasztott mintaterület (T5x5_099 Kiskunság - Fülöpháza) jól reprezentálja a Duna–Tisza közti tájat, ahol a száraz homokterületek, buckások és laposabb homokhátak a közöttük fekvő síkok és buckaközök üdébb, szikes vagy lápi jellegű élőhelyeivel mozaikolnak. Fülöpházán a száraz homokbuckások közvetlen szomszédságában húzódnak az egykor még jó vízellátottságú szikes tavak, nagy kiterjedésű nádasok, nádas-zsiókások és szikes rétek, de kicsiny foltokban még őriz a táj láprét-maradványokat is.

Összhangban a fenti jellegzetességekkel, a fülöpházi kvadrát területén belül a tájnak három alapvető típusát sikerült elkülöníteni. A homokbuckások tájtípusával

érintkezik a szikes tavak zónája (tavak, nádasaik és egyéb vizes élőhelyek), amelyet egy korábban homoki sztyepprétekben gazdag táj vált fel. A tájhatárokat a 9., 10., 11. és 12. ábrák térképsorozatain tüntettük fel.

A FÜLÖPHÁZI MINTATERÜLET ÉLŐHELYTÉRKÉP-SOROZATA

Az 1860-as évek térképe

A Duna–Tisza köze központi részének török kor utáni fokozatos újranevesedése és a nagy kiterjedésű, addig elsősorban állattartásra használt puszták felosztása a 19. század elején kezdődött. Ennek következtében egyre nagyobb területek kerültek mezőgazdasági művelés alá, amelyek először a legjobb termőképességű területeket érintették (itt elsősorban a sztyepprétek termőhelyeket). A homokbuckásokon a szilaj szürkemarhatartás megszűnésével a kisparaszti juhlegeltetés vált uralkodóvá, a síkok lápos és szikes rétjein, vizes élőhelyein pedig a betelepülő lakosság rétgazdálkodást folytatott (kaszálás, nádvágás, legeltetés). A homokmozgás intenzitása a fülöpházi buckások területén még a 19. század közepén is igen erős volt (az 1860-as években készült térkép még számos mozgó buckát jelölt), de emellett megindult a buckások cserjésedése is – valószínűleg elsősorban borókával, galagonyával, hazai nyárfajokkal. Az állandó használat (legeltetés) miatt azonban a buckások még csak lazán cserjésedtek (barna színek – lásd 7.a ábra).

1880-as évek térképe

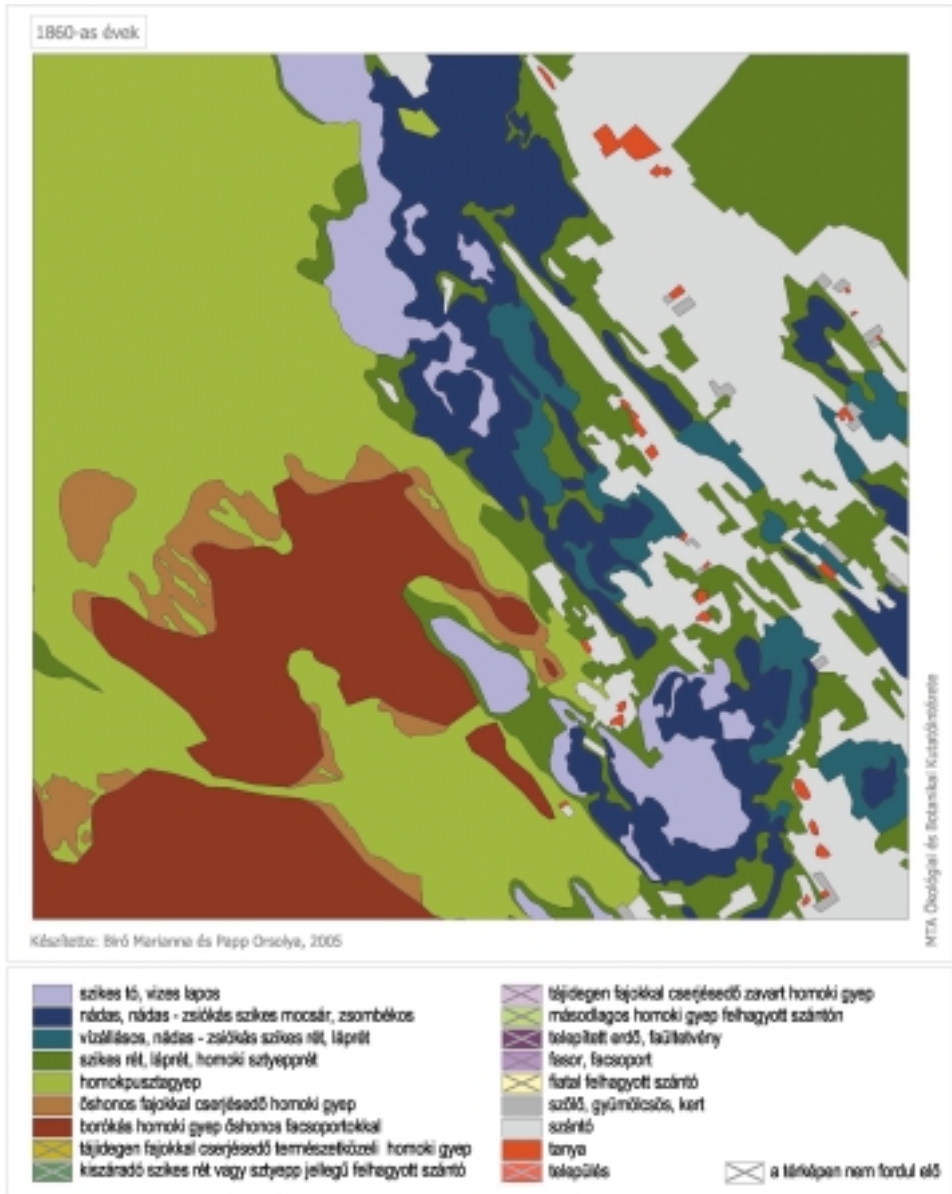
A 19. század második felében központi kérdéssé vált a Duna–Tisza közti homok-siványok terjedésének megállítása, mivel a táj még mindig fennálló fátlansága miatt a szél akadálytalanul fújhatta a túllegeltetett, kitaposott, nyílt homokfelszíneket. Ehhez sokféle honos és külföldi fafajt próbáltak ki (többek között a folyóártereken honos fekete nyárat), és ekkor terjesztették el a tájidegen akácot. A század második felében kezdték meg az első akáctelepítéseket, fasorok és mezővédő erdősávok létesítését. Fülöpháza környékén is megfigyelhetjük ezeket, legnagyobb számban a tanyák környékén, és az ekkorra kialakult dűlőútrendszer mentén. Bár az előző térképezés (1860-as évek) óta csak 20 év telt el, ebben a rövid időszakban is feltűnő a tanyák és szántók terjeszkedése, elsősorban a sztyeppréti jellegű tájban, valamint a homoki táj peremterületein (egykori homoki sztyepprétek). A homokbuckások és a szikes tavak zónájában található természetközeli élőhelyek kiterjedésében és arányaiban viszont még nem találunk lényeges változást. A vízállásos rétek ekkori hiánya a fülöpházi térképen megtevesztő, valószínűleg a rétek – egy átmeneti száraz időszakban végzett felmérésére vezethető vissza.

Az 1958-as térkép

A sztyepprétek és rétek beszántása után megindult az addig csak legeltetett buckások nyílt homoki vegetációjának feltörése is. A térségben ez a folyamat egészen a 20. század közepéig tart. A tanyásodás, a kisparaszti művelésű szántók, szőlők és gyümölcsösök területe ekkoriban érte el maximumát. Még a korábban szélfűt-ta, mozgó buckásokat is nagyrészt belakták. A kultúrterületek a táj réti és a homoki jellegű részein is már fasorokkal, erdőfoltokkal mozaikolnak, de emellett a homok megkötésére nagyobb kiterjedésű erdőszítések is végeztek (itt elsősorban fekete és erdei fenyővel, hazai nyárral, valamint akáccal). Ezen folyamatok következtében a száraz homoki növényzet is már csak kisebb területeken maradt fenn. A Duna–Tisza köze buckások közötti síkjain a 20. század első felében megkezdődött lecsapolási munkálatok az 1950-es évektől még intenzívebben folytatódtak, így az üdebb élőhelyek egyre nagyobb része került szántóművelés alá (lásd 7.c ábra). A fülöpházi szikes tavak (kék színek) az 1950-es években még természetes, rájuk jellemző vízdinamikával rendelkeztek, legtöbbször csak nyárra száradtak ki (a Szappan-széket és a Kondor-tavat kivéve, amelyek általában nem száradtak ki, Bagi 1990). A szikes rétek kiszáradását az 1966-os, szokatlanul bővizű év után megépített lecsapolócsatorna indította el. Az időszakos szikes tavak végleges kiszáradása az 1980-as években következett be.

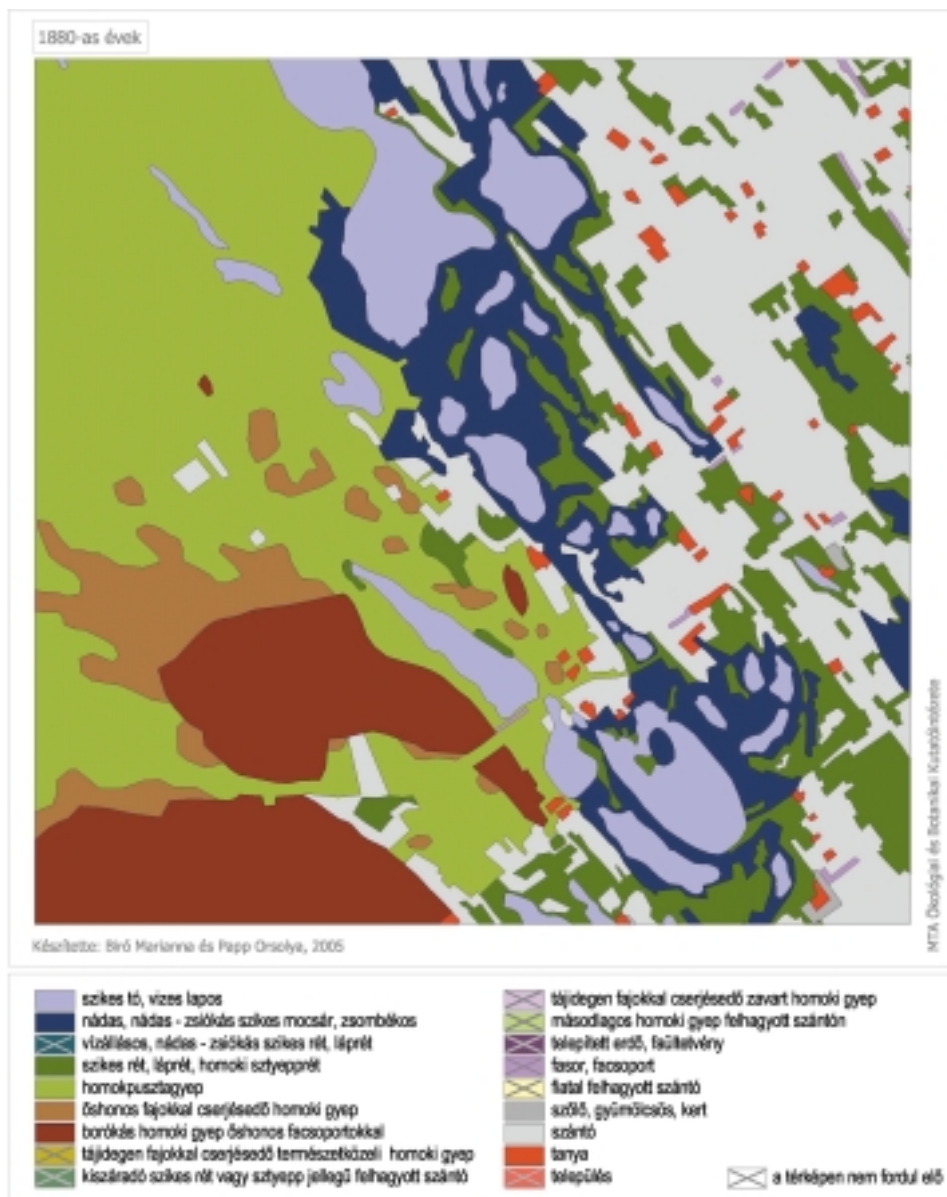
A 2000-es térkép

A 20. század második felének tájtalakulásait elsősorban a teljes Duna–Tisza közét érintő drámai talajvízszint-süllyedés, a lecsapolások, az erdőszítések és a használat alól való felhagyások okozták (mind a szántóművelés, mind a homoki legeltetés és a rétgazdálkodás terén). Ekkorra minden nagyobb mozgó homokbuckás terület fásítása befejeződött (kivéve a katonaság által használt buckásokat), és a tájszinten megnövekedett erdőszültség (14%) következtében a homokmozgás is teljesen megszűnt. A fülöpházi terület jól reprezentálja az elmúlt évtizedek nagyarányú fásítási és erdőszülési tendenciáit: az erdészeti és a kisparaszti erdőtelepítéseket, illetve a tájidegen fásszárúak spontán terjedését a művelés alól felhagyott homokterületeken. Az említett kedvezőtlen vízháztartásbeli változások következtében a vizes élőhelyek és rétek egy része erős száradásnak indult, a kiskunsági szikes tavak nagy része pedig véglegesen kiszáradt. Az utóbbi évtizedekben a Fülöpháza környéki homoki szántók nagy részét felhagyták, rajtuk nem kis területen a nyílt homoki gyepek irányába indult meg a regeneráció. A sztyeppréti tájban is megjelent a természetközeli növényzetnek egy új típusa (fakózöldek), amely a felhagyott szántókon kívül a kiszáradt, fajkészletében elszegényedett és jellegtelenné vált, egykori szikes vagy lápi jellegű réteket jelöli (lásd 7.d ábra).



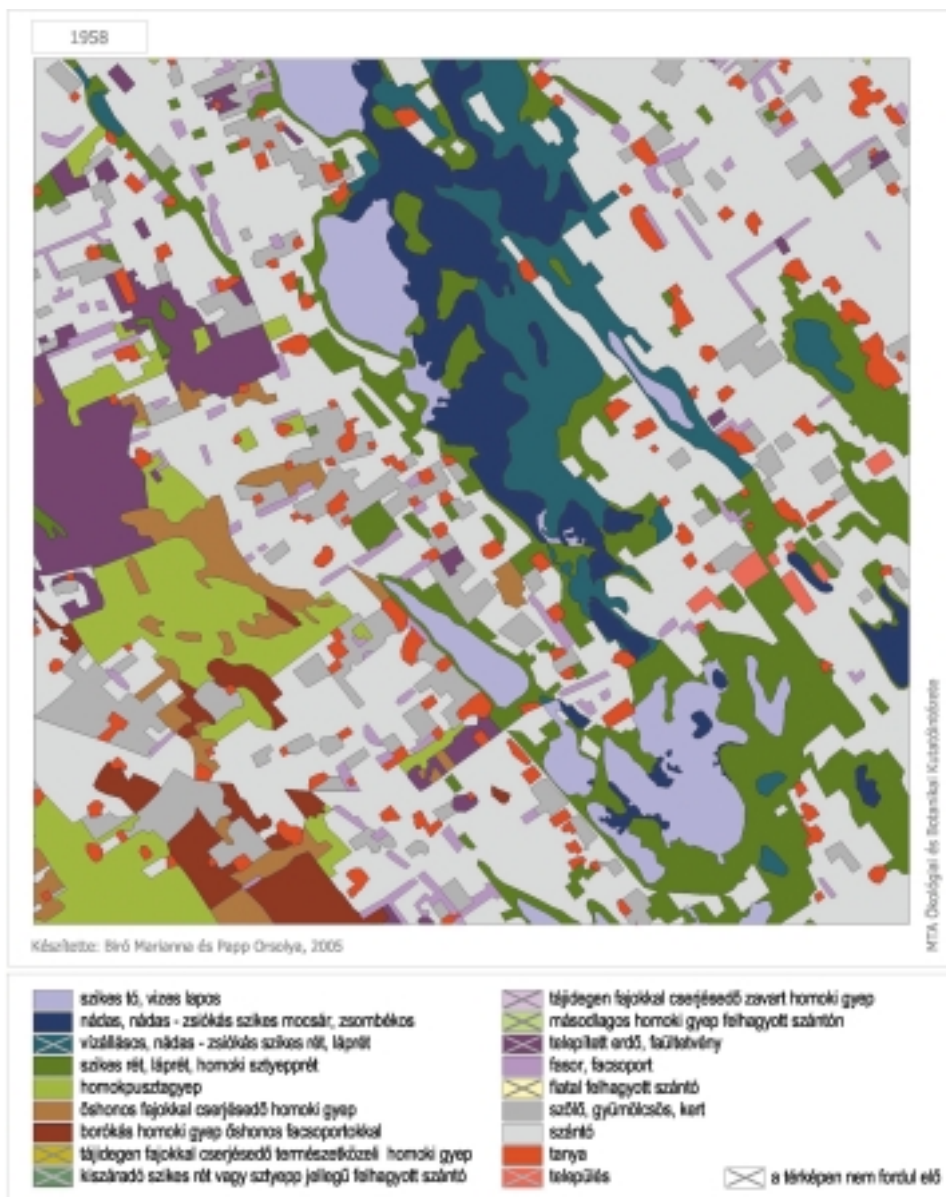
7.a ábra. Fülöpháza térségének a II. Katonai Felmérés alapján rekonstruált, 1860-as évekre vonatkozó élőhelytérképe (készítette: Biró Marianna és Papp Orsolya, 2005).

Figure 7.a. Habitat map of the Fülöpháza region reconstructed from the historical military map of the 2nd Military Survey for the 1860s (made by Marianna Biró and Orsolya Papp, 2005).



7.b ábra. Fülöpháza térségének a III. Katonai Felmérés alapján rekonstruált, 1880-as évekre vonatkozó élőhelytérképe (készítette: Biró Marianna és Papp Orsolya, 2005).

Figure 7.b. Habitat map of the Fülöpháza region reconstructed from the historical military map of the 3rd Military Survey for the 1880s (made by Marianna Biró and Orsolya Papp, 2005).



7.c ábra. Fülöpháza térségének az 1950-es évek Katonai Felmérése alapján rekonstruált élőhelytérképe (készítette: Biró Marianna és Papp Orsolya, 2005).

Figure 7.c. Habitat map of the Fülöpháza region reconstructed from the topographical map of 1950s (made by Marianna Biró and Orsolya Papp, 2005).



7.d ábra. A T5x5_099 Fülöpháza térségének módosított élőhelytérképe Bagl (2000) alapján, amelyet a történeti élőhelytérkép-sorozattal közös, egységesített jelkulcsra kódoltunk át (készítette: Biró Marianna és Bagl István, 2005).

Figure 7.d. Modified map of T5x5_099 Fülöpháza region based on Bagl (2000). Modification was made necessary by the introduction of a uniform key common with that of the historical habitat map series. Unification and modification were done by Marianna Biró and István Bagl in 2005.

VÁLTOZÁSTÖRTÉNETI ELEMZÉS

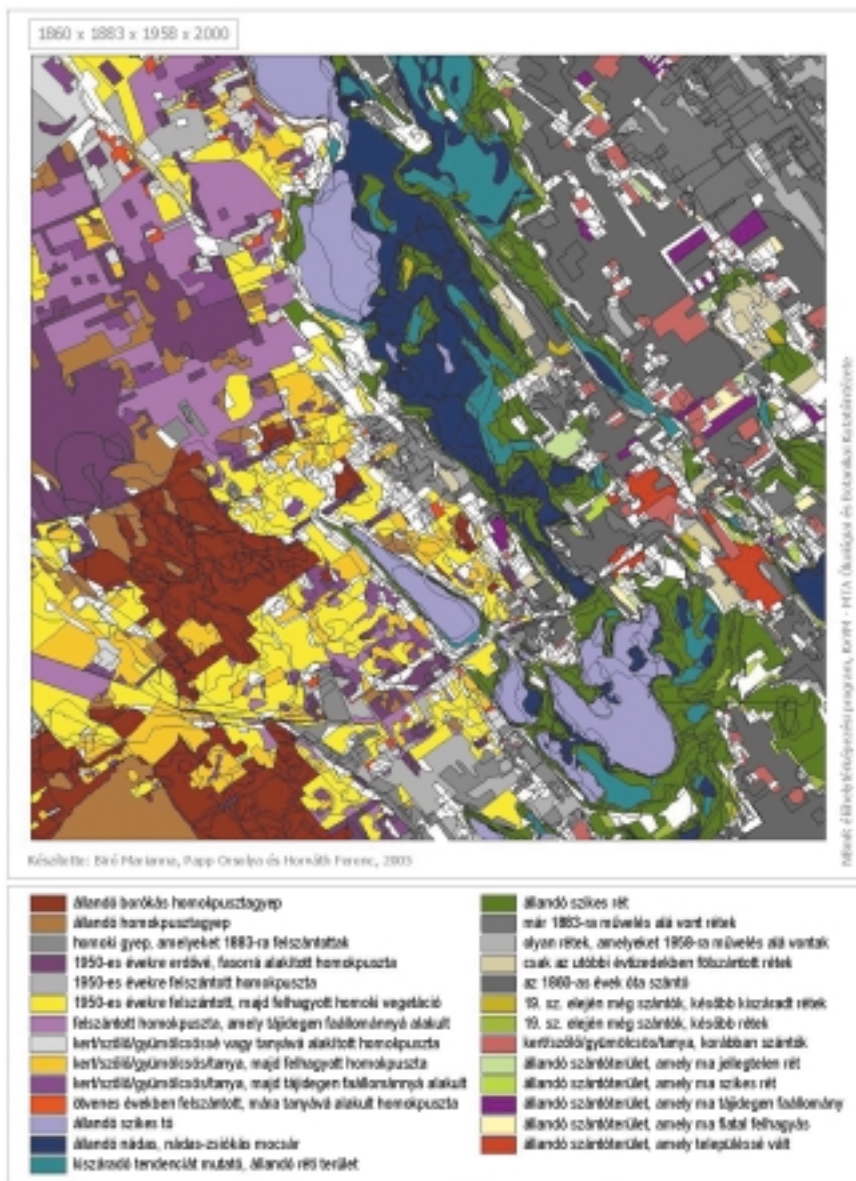
A térképek idősorozata a „filmkockák” végigpergetésén és értelmezésén kívül más elemző lehetőségeket is kínál.

A legrészletesebb értékelés lehetőségét az élőhelyfoltok változástörténetének elkészítése és vizsgálata kínálja (lásd részletesebben a módszertani fejezetnél). Egy folttörténet példáját hozva, ha $G1_{1860} \rightarrow G1_{1883} \rightarrow T1_{1958} \rightarrow T1_{2000}$ élőhelysorozatot mutat, akkor az azt jelenti hogy ezt a területrészt a 19. században még nyílt homoki gyepnek térképezték, amelyet az 1950-es évekre felszántottak, és azóta is szántó. Ezeket a történeteket 27 jellegzetes élőhely-átalakulási/tájhasználati típusba csoportosítottuk, amelyek az azonos vagy az egymáshoz jellegében nagyon hasonló történetű területeket foglalják egybe, s ezzel egyúttal a tájra legjellemzőbb folyamatokat képviselik. A térinformatikai műveletek segítségével előállított adatbázis térképi ábrázolása a 8. ábrán látható.

Példaként csak néhány érdekességet emelnénk itt ki a Fülöpháza környéki homoki táj utóbbi másfél évszázadának legfőbb folyamataiból, jelenségeiből és azok arányaiból.

A „változástörténeti térkép” adatbázisának elemzéséből kiderül, hogy az állandóan természetközeli homoki gyepnek után a legnagyobb területet az 1860-as évektől folyamatosan szántóföldi művelés alatt álló területek foglalják el (összesen 208 ha). Ezek szinte kizárólag a sztyeppréti jellegű tájtípusban találhatók meg. Számottevő még az 1860 és 1883 között beszántott területek nagysága is (144 ha). Meglepő, hogy a homokbuckásokon a parlagterületek több, mint a felét teszik ki a homoki gyepneknek (362 ha parlag szemben a 242 ha természetközeli homoki gyepel). Bár a szántóterületek kiterjedése az 1950-es években érte el maximumát, akkor több természetközeli homoki gyep volt a tájban, mint jelenleg (316 ha). A parlagok közel 1/3 részét azok a csak viszonylag rövid ideig művelt területek teszik ki, melyeket az 1950-es évek körül szántottak föl, majd néhány évtized múlva fel is hagytak (113 ha).

A térképezés módszertanából adódik, hogy egy adott évben elvégzett felmérés nem feltétlenül terjeszthető ki az azt megelőző időszakra, mert az éppen aktuális állapotot rögzíti. Így a fülöpházi szikes tavak elmúlt évtizedekben való teljes kiszáradása nem látszik az adatsoron (vesd össze a Szappan-szék 1987–2004-ig tartó monitorozásával, Bagi 1990, Bagi és Bagi 1995, Fehér 2004). A monitorozást megelőző két év kiugróan magas csapadékmennyisége átmeneti vízbőséget jelentett a tájban, ami később (egy év alatt) teljesen el is tűnt. Így a felméréskor és az idősorban is folyamatosan szikes tóként jelölt területek többsége tulajdonképpen az elmúlt húsz évben már csak befüvesedett, kiszáradt egykori tómeder. Örvendetes viszont,



8. ábra. A T5x5_099 Fülöpháza térségének élőhelyváltozás-történetét bemutató térkép az 1860-as évektől 2000-ig. Készítette: Biró Marianna, Papp Orsolya és Horváth Ferenc, 2005.

Figure 8. Map showing the history of habitat changes in the T5x5_099 Fülöpháza region from the 1860s to 2000. Made by Marianna Biró, Orsolya Papp and Ferenc Horváth, 2005.

hogya a szikes tavak környéki nedves gyepekből – a természetvédelemnek köszönhetően – sokkal kevesebbet szántottak be, mint a Kiskunság más részein. A nedves gyepek csökkenése a 140 évvel ezelőtti, első nagy beszántások után viszonylag egyenletes, de összesen csak 1/3 részüket érintette. A mindig természetközeli, felszántás alá nem került rétek területe 186 ha és az állandóan szikes tavaké és nádasaiké 390 ha. Ez utóbbi érték 140 év alatt szinte egyáltalán nem változott.

A 20. század közepére a tájszintű homokfásítás következtében a mozgó homokbuckákat jórészt megkötötték, így a buckások peremterületét is művelés alá vonták. Kivételt itt két terület képezett, amelyből az egyiket a katonaság használta (később nemzeti park részévé vált). Az 1950-es években igen jelentős volt a természetközeli területek fenyvesítése és akácosítása (97 ha). Meglepő, hogy a század közepén még szántott, majd csak később ültetvényyé átalakított vagy spontán akácosodott területek kiterjedése ennél jóval nagyobb (127 ha).

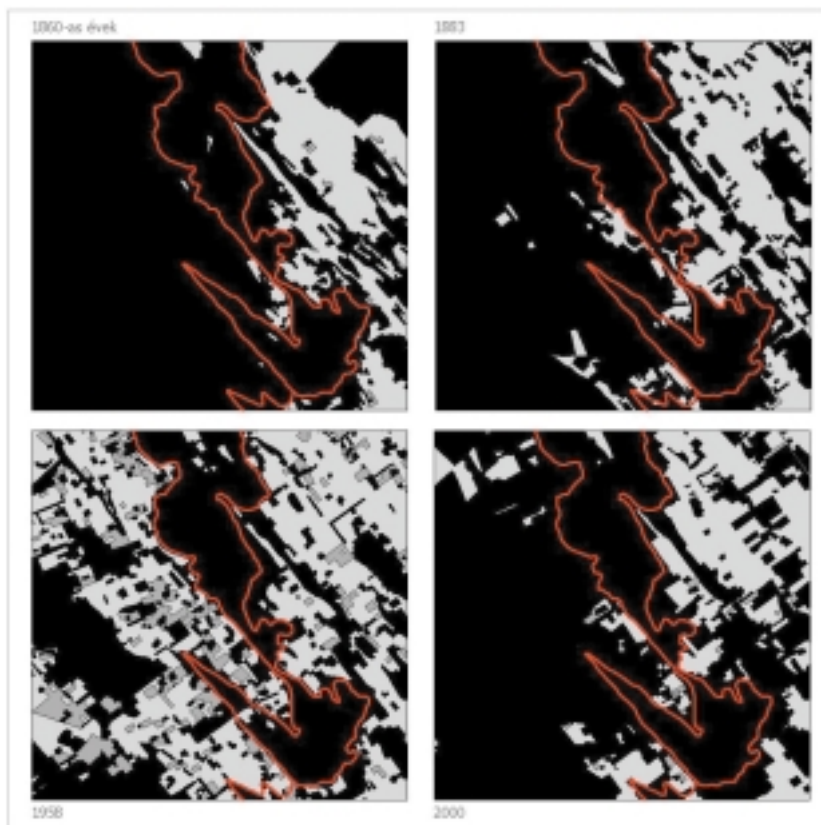
A 8. ábrán bemutatott változástörténeti térképbe zsúfolt információk hatásos összbemutatót adnak, de a finomabb részletek kiemeléséhez ennél célirányosabb ábrázolást érdemes választani. Esettanulmányunkban a négy legjelentősebbnek tekinthető tájszintű történet részletesebb bemutatását választottuk ki, egy-egy térképi adatsor azonban ennél is gazdagabb tárháza lehet a részletek megismerésének és bemutatásának.

Szántóterületek változása

Fülöpháza környékén a 19. század közepén történt fölszántások szinte kizárólag a sztyeppréti jellegű táj magasabb fekvésű területeit és a buckásszéli humuszosabb homokterületeket (homoki sztyepprétek) érintették. A 19. század második felében már a rétek széleiből is szántottak be területeket. A homoki tájtípusban is megkezdődött a buckások belseje felé való terjeszkedés (ekkor még csak a lankásabb homokon), amely az 1950-es évekre szinte a teljes buckás régió betelepülését, kisparcellás szántók, szőlők és gyümölcsösök létrehozását eredményezte. A folyamat az 1980-as években fordult meg, az azóta eltelt időszakban évről-évre nő a felhagyott egykori szántóterületek kiterjedése a száraz, homokbuckás területen. A rosszabb termőképességű buckásokon való gazdálkodás szinte teljesen megszűnt, míg a lankásabb, jobb termőképességű homokon és a sztyeppréti tájtípusban napjainkban is a tanyasi élet és a hozzá kapcsolódó kisparaszti gazdálkodási forma a meghatározó (9. ábra).

Tanyák és települések

Az 1783-ban készült katonai felmérés térképlapjai szerint a Kecskemét – Kiskunfélegyháza – Kiskunmajsa – Halas – Vadkert – Izsák – Szabadszállás – Dabas és Nagykőrös közötti térségben település egyáltalán nem volt, csak az egykori templomok romjai, az állattartók szállásai, csárdák és fogadók láthatók. Az első állandó lakóépületek, tanyák és majorok a 19. században jelentek meg a fülöpházi területen.



9. ábra. Szántóterületek (világosszürke) és kertek, szőlők, gyümölcsösök (szürke) változása 1860 és 2000 között Fülöpháza térségében. A piros vonal a homokbuckások, a szikes tavak és az egykor homoki sztyepprétekben gazdag tájtipusok határát jelzi. Készítette: Biró Marianna, Papp Orsolya és Horváth Ferenc, 2005.

Figure 9. Changes of arable fields (light grey) and kitchen-gardens, vineyards, orchards (grey) between 1860 and 2000 in the Fülöpháza region. The red line delineates sand dunes, the zone of alkali ponds, and landscapes formerly rich in meadows. Made by Marianna Biró, Orsolya Papp and Ferenc Horváth, 2005.

A homokbuckás régiók továbbra is nagyrészt a külterjes állattartás színterei maradtak. A tanyarendszer kialakulása a sztyeppréti jellegű tájban kezdődött, a felszántásra került, legjobb termőtalajjal rendelkező egykori homoki sztyepprétek zónájában. A száraz homoki területek kiosztása csak a későbbiekben került sorra, aminek következtében a buckások lakottsága az 1950-es évek körül elérte maximumát. Az ezt követő évtizedektől a tanyavilág felszámolására tett törekvések hatására a

lakosok fokozatosan költöztek a buckásokon fekvő tanyákból az újonnan létrehozott tanyaközpontba, a később faluvá nőtt Fülöpházára. A folyamat eredményeképpen kiürült, és szinte lakatlanná vált a buckás régió (10. ábra).

Tájidegen fajok megjelenése és terjeszkedése

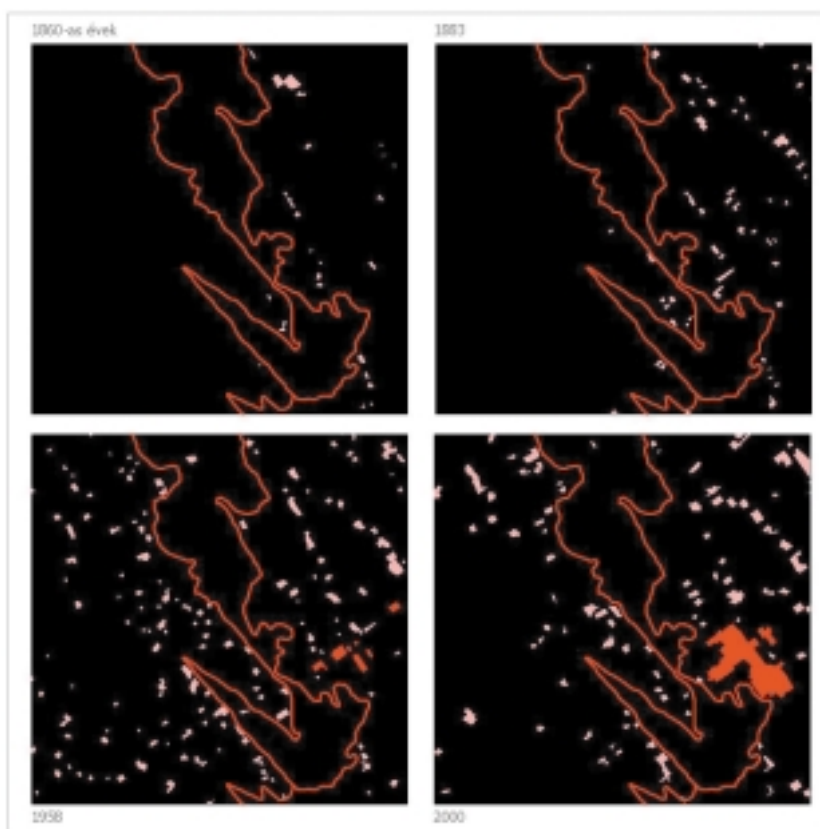
Az első fasorok a tájban az 1883-as térképen jelennek meg (11. ábra). Pontos fajösszetételüket nem ismerjük, de feltételezhetően részben akác telepítések lehettek. Mennyiségük az 1950-es évekre tovább növekedett. Megjelentek a tanyákhoz kapcsolódó akácosok (kisebb sötétlila foltok) és az erdészetileg ültetett erdők is (főként fekete és erdei fenyvesek, akácosok – nagyobb sötétlila foltok). A 20. század második felében a homokfásítás újabb lendületet kapott, melynek következményét a homoki tájtípusban tapasztalhatjuk (nagy sötétlila foltok). A korábbi fasorok, tanyák és kisebb ültetések felől az akác és a szintén tájidegen bálványfa a felhagyott homoki szántókra és szőlőkre terjeszkedik (a szabálytalan sötétlila foltok a zárt akácosok, a világoslilák a nyílt, ligetes akácosok), ráhúzódik azonban a térképező által természetes homoki vegetációnak minősített területekre is (okkerbarna). Újabb jelenség a főként szántók helyén létrehozott, kisparaszti akácosok megjelenése az egykor homoki sztyepprétekben gazdag tájtípusban is.

A homokbuckások és a vizes élőhelyek növényzetének változása

A terület ma is legfontosabb pannon élőhelykomplexe a homokpusztagyepék és nyáras-borókások, valamint a szikes tavak, nádas – nádas-zsíókás szikes mocsarak és vízállásos rétek világának. Az elmúlt másfél évszázad egyre intenzívebb tájhasználatára mindkét élőhelykomplext erőteljesen érintette, bár eltérő módon és különböző mértékben. A homokbuckákat elsősorban a betelepülés (tanyásodás, szántók, szőlők, gyümölcsösök kialakítása, majd ezek felhagyása), mindezzel párhuzamosan pedig a nagy kiterjedésű homokfásítások és az inváziós fajok elterjedése szabdalta fel és szorította vissza, míg a vizek világát a kiszáradás változtatta meg. Ez utóbbi folyamatot jól ismerjük (Bagi és Bagi 1995, Bagi 1988, Fehér 2004), viszont a 2000-ben készített élőhelytérkép egy rendkívül csapadékos évben készült, így a kiszáradási trend éppen nem igazolódik.

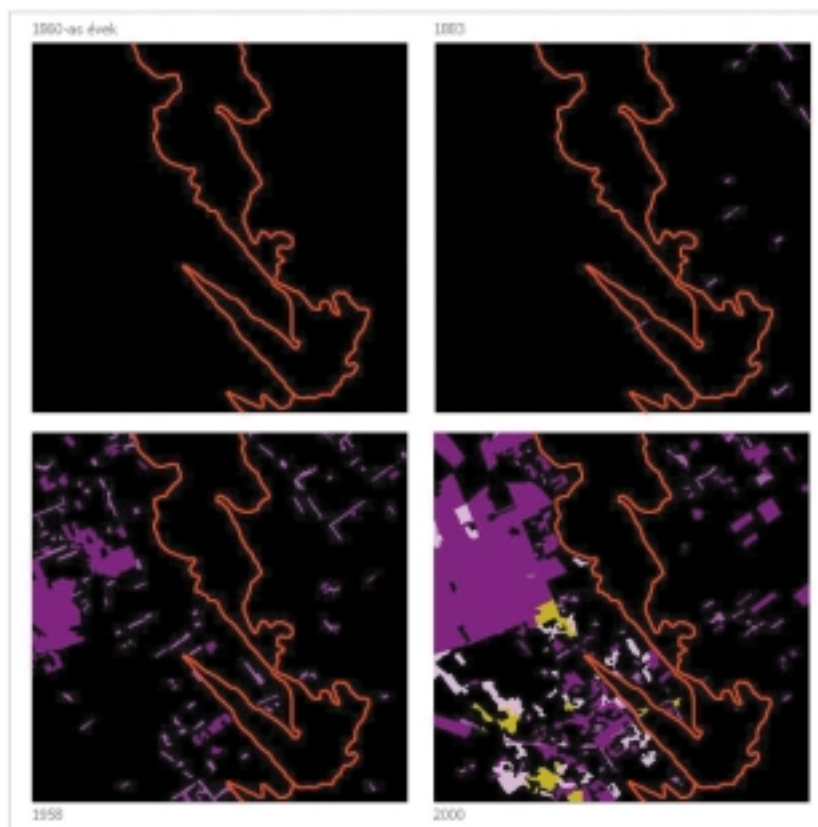
A térképeken (12.a ábra) jól látszik, hogy szorult vissza és darabolódott fel drasztikusan a természetes homoki növényzet. Ezzel szemben az egykori vizes élőhelyek természetes rendszere többé-kevésbé megmaradt a tájban, miközben a kiszáradással járó belső átrendeződéseket és csak kisebb mértékű területi visszaszorulást látunk. Ha mindezt kvantitatívan kívánjuk kifejezni, mértékét számokban kívánjuk megadni, akkor az érintett élőhelyek területszázalékos kimutatása ajánlható, míg a fragmentálódás kifejezésére valamilyen mintázatra is érzékeny indexet kell használni – ilyen pl. a „szegélyesség” mértékét számító index, amely azt mutatja meg, hogy a kiválasztott élőhely vagy élőhelykomplex belső pontjaitól milyen

átlagos távolságra található a legközelebbi szegély. Minél kisebb ez a méterben kifejezett érték (a legközelebbi szegélytől való átlagos távolság), annál fragmentáltabb a vizsgált élőhelykomplex, annál kevésbé összefüggő az élettere az ott élő populációknak (a szegélyesség és a fragmentáltság fordítottan arányos egymással).



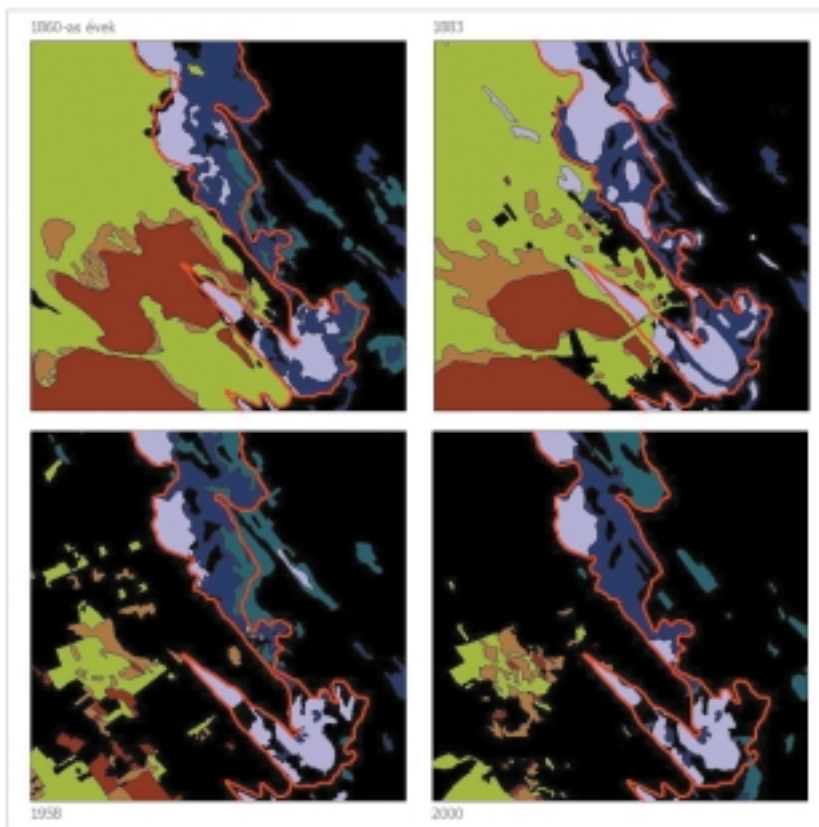
10. ábra. A település-struktúra változása: tanyák, majorok (rózsaszín) és a tanyaközpont (Fülöpháza, piros) kialakulása 1860 és 2000 között. A piros vonal a homokbuckások, a szikes tavak és az egykor homoki sztyepprétekben gazdag tájtypusok határát jelzi. Készítette: Biró Marianna, Papp Orsolya és Horváth Ferenc, 2005.

Figure 10. Changes in settlement structure: farms and manors (pink), and the formation of the farm centre (Fülöpháza, red) between 1860 and 2000 in the region of Fülöpháza. The red line delineates sand dunes, the zone of alkali ponds, and landscapes formerly rich in meadows. Made by Marianna Biró, Orsolya Papp and Ferenc Horváth, 2005.



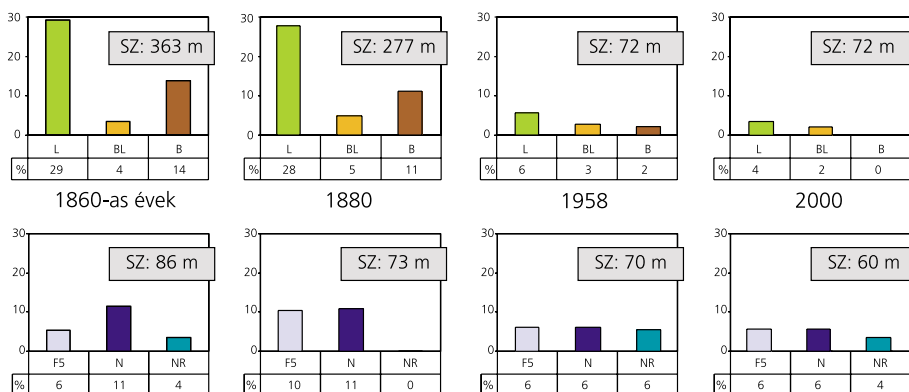
11. ábra. Tájidegen fafajok, fasorok (lila) és telepített erdők (sötétlila) megjelenése, majd térnyerése 1860 és 2000 között Fülöpháza térségében. Az akác és a bálványfa felhagyott homoki szántókon és szőlőkön való spontán terjeszkedését mutatják a halványlila és a szabálytalan alakú sötétlila foltok. A természetes homoki vegetációban való inváziójukat okkerbarna foltok jelzik. A piros vonal a homokbuckások, a szikes tavak és az egykor homoki sztyepprétekben gazdag tájtypusok határát jelzi. Készítette: Biró Marianna, Papp Orsolya és Horváth Ferenc, 2005.

Figure 11. Appearance and spread of exotic tree species and tree lines (purple), and tree plantations (dark purple) between 1860 and 2000 in the Fülöpháza region. Irregular light purple patches show the spontaneous spread of *Robinia pseudo-acacia* and *Ailanthus altissima* in abandoned sand arable fields and vineyards, and yellow show invasion on natural grasslands. The red line delineates sand dunes, the zone of alkali ponds, and landscapes formerly rich in meadows. Made by Marianna Biró, Orsolya Papp and Ferenc Horváth, 2005.



12.a ábra. A homokbuckások és a vizes élőhelyek természetes növényzetének visszaszorulása és feldarabolódása eltérő mértékű (színek értelmezését lásd a 12.b ábrán). A piros vonal a homokbuckások, a szikes tavak és az egykor homoki sztyepprétekben gazdag tájtypusok határát jelzi. Készítette: Biró Marianna, Papp Orsolya és Horváth Ferenc, 2005.

Figure 12.a. Disparate retreat and fragmentation of the natural vegetation of sand dunes and wetlands (Key to colours in Fig. 12.b). The red line delineates sand dunes, the zone of alkali ponds, and landscapes formerly rich in meadows. Made by Marianna Biró, Orsolya Papp and Ferenc Horváth, 2005.



12.b ábra. A homokbuckások és a vizes élőhelyek természetes növényzetének visszaszorulását mutatja a területszázalékos kimutatás (L – homokpusztagyep, BL – őshonos fajokkal cserjésedő homoki gyep, B – borókás homoki gyep őshonos facsoportokkal, F5 – szikes tó, N – nádas, nádas-zsiókás szikes mocsár, NR – vízállásos, nádas-zsiókás szikes rétet). A fragmentálódás mértékét a „szegélyesség” (fordítottan arányos) indexével (SZ) fejeztük ki.

Figure 12.b. Retreat of the natural vegetation of sand dunes and wetlands shown by percentage area distribution (L – sand steppe, BL – sand grassland with native woody species, B – juniper sand grassland with native tree groups, F5 – alkali pond, N – reed community, alkali marsh with reed and *Bolboschoenus*, NR – flooded alkali meadow with reed and *Bolboschoenus*). The extent of fragmentation is expressed as "edge effect" index (SZ) (inversely proportional).

A négy élőhelytérkép alapján kiszámítottuk a természetes homoki növényzet (homokpusztagyep, őshonos fajokkal cserjésedő homoki gyep, borókás homoki gyep őshonos facsoportokkal) és a természetes vizes élőhelyek (szikes tó, nádasok és mocsarak, vízállásos szikes rétek) területszázalékos értékeit és a két élőhelykomplex fragmentáltságát jelző szegélyesség indexét (12.b ábra). A bemutatott időszakban a buckások természetes homoki növényzetének összes területe 47%-ról 6%-ra, az élőhelykomplex szegélyessége pedig 363 m-ről 72 m-re csökkent – ez nagyfokú fragmentálódást bizonyít. A vizes élőhelykomplex összes területe 21%-ról 16%-ra szorult vissza, átlagos szegélyessége 86 m-ről 60 m-re, sokkal kisebb mértékben csökkent. A valamikori homokbuckások nagy területű, egybefüggő természetes világa nagyon visszaszorult és erősen feldarabolódott. Ez a rétek területét csak kisebb mértékben érintette, fragmentáltságuk régen is viszonylag nagyfokú volt.

KÖVETKEZTETÉSEK ÉS AJÁNLÁSOK

E tanulmánnyal az volt a célunk, hogy áttekintsük az élőhely-térképezés kezdeti eredményeit, és bemutassuk a monitorozás teljes kibontakozása után egyre jobban megnyíló elemző, értékelő lehetőségeket. Egy-egy élőhelytérkép – és a térkép mögött álló részletes leírás – önmagában is sokféle információval és nagy értékkel bír: a szakemberek részletesen megismerik és dokumentálják a terület aktuális természeti állapotát, rendszeresen szembesülnek a tájban zajló kedvező és kedvezőtlen változásokkal. Kiváló alapot nyújtanak a többi monitorozó program eredményeinek táji szintű értelmezéséhez. Az információgazdag térképi adatbázisok és a belőlük sokoldalúan és hatékonyan származtatható látványos térképek jól használhatók vezetői és szakmai döntések meghozatalában, a természetvédelem hivatásos szerveinek munkájában és oktatási-nevelési, szemléletformálási programokban egyaránt. Ez a tudás és dokumentáció a természetvédelemben közvetlenül és áttételesen is hasznosul. Mindezen túl az eredmények táji és országos szintű reprezentativitással és összehasonlíthatósággal bírnak, amelynek értékét megsokszorozza majd a rendszeres újrafelmérés és a térképek mélyreható elemzése. Bemutatott esettanulmányaink során az élőhelytérképek elemzésének lehetőségeit több irányba is kipróbáltuk, ösztönzést kívánva adni a program sikeres továbbviteléhez. Az élőhely-térképezési program jól halad, megerősítése és folytatása, valamint eredményeinek maradéktalan kiaknázása feltétlen további támogatást érdemel.

Szándékunk jobbító, annál is inkább, mert a program eredményei sokkal inkább **büszkeséggel és elismeréssel töltenek el bennünket**, mint kritikával.

Mindezek ellenére világosan látjuk a program néhány gyenge pontját, ahol a monitorozást **határozott és következetes beavatkozással javítani lehet és kell**, így a térképezésben rejlő nagyszerű lehetőségeket eredményesebben tudjuk majd kiaknázni.

Ajánlásaink egyik csoportja a **térképezési módszertan egységességének** betartására, illetve az eddigi tapasztalatokat figyelembe vevő egyeztetett szakmai döntés alapján történő módosítására irányul:

- Az élőhely-térképezés során alkalmazandó *Á-NÉR kategória-rendszer* nem változott (más térképező projekteknél történt változásokkal ellentétben), ezért attól eltérni – közös szakmai döntés nélkül – nem szabad.

- Az élőhely-térképezés során használni kell a *természetességi / degradáltsági osztályozást* (TDO), és dönteni kell a köztes értékek egységes használatáról vagy elvetéséről.
- A térképezők a megkövetelt módszertantól *csak központi elhatározással* és irányítással térhetnek el.
- Javasoljuk a térképezés-módszertannal kapcsolatban felmerült kérdéseket 1-2 évente *egy országos rendezvény, szakmai továbbképzés* keretében megvitatni a térképezőkkel és szakértőkkel.

Az **újraterképezés** módszerére vonatkozóan:

- Meggyőződésünk, hogy az újraterképezést az *első térképezéstől részben eltérő módon* kell végrehajtani; az újraterképezésre vonatkozóan még nincsen szabványos, kidolgozott módszertan, de nagyon értékes nemzetközi és hazai tapasztalatokkal már rendelkezünk.
- Sürgősen *ki kell dolgozni az újraterképezéshez igazodó módszert*, és azt egy próbaprojekt keretében különböző karakterű tájakban tesztelni szükséges.
- Az eredményeket a módszertani sorozatban kell publikálni.

Az eredmények **központi felhasználásával**, használhatóságával kapcsolatban:

- Az élőhely-térképezés során készített jelentések, dokumentumok és anyagok központi leadása, átvétele, adminisztratív ellenőrzése és az ezzel kapcsolatos nyilvántartás rendkívül hiányos, ezért egy *világos átvételi, ellenőrzési és nyilvántartási rend* kialakítása és következetes betartása szükséges.
- Az élőhely-térképezés eredményeinek egységes digitális feldolgozása megoldatlan, a kiemelten értékes adatbázis központi fejlesztésére, menedzselésére és minőségbiztosítására nagy szükség volna.
- Az eredmények rendszeres feldolgozására és sokoldalú értékelésére, valamint természetvédelmi, szakmai és társadalmi hasznosítására külön erőforrásokat szükséges biztosítani.
- Az eredmények hatékonyabb természetvédelmi, szakmai és társadalmi hasznosulása érdekében az érdekelt intézmények és szakértők szorosabb együttműködése volna kívánatos.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Az élőhely-térképezés és a térképek feldolgozása a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium megrendelésére készült. A szerzők köszönik a Természetvédelmi Hivatal és a nemzeti park-igazgatóságok koordinátorainak közreműködését.

HABITAT MAPPING: HABITAT PATTERNS AND CHANGES IN THE LANDSCAPE

Edited by: F. Horváth

Institute of Ecology and Botany of the Hungarian Academy of Sciences,
Vácrátót, 2163, Hungary, E-mail: horvfe@botanika.hu

SUMMARY

Landscape-level habitat mapping started in 1998 within the framework of the Hungarian Biodiversity Monitoring System, designed for 125 sample areas of 5x5 km. By 2004, two-thirds of the total work was done with 81 areas mapped. It is worth summarising the results achieved so far and preparing for the new tasks and the remapping of sample plots.

The present status of habitat mapping and the yearly progress of the work are demonstrated on a country-level map (Fig 1) and in a diagram (Fig 2, see also Annex 1). By 2004, 31 areas (nearly 77,000 ha) interesting for nature conservation (T), 23 areas (over 57,000 ha) representative for national landscapes (O), and 8 areas (20,000 ha) focusing on regional landuse changes (R) were mapped and digitized. They constitute the GIS database of 62 habitat maps, half of the areas selected for monitoring, 1.6% of the total area of Hungary.

Data analyses focused on five major questions:

To what extent is a landscape natural, near-natural or overused? This index is of high importance in terms of nature conservation, ecological sustainability, landscape quality, ecosystem functioning, and regeneration ability. Based on the present database the ratio of near-natural areas is 41%, that of semi-natural areas is 16%, while the share of non-natural areas is 41%². However, these results are not representative for the whole country, since the habitat maps of areas interesting for nature conservation (T) are over-represented. To get more realistic values we have to sum for the groups „O” and „R” which better represent the general state of the country. With this calculation the ratio of near-natural areas is 31%, that of semi-natural, degraded areas is 17%, and the share of non-natural

² Lack of data or unclassified habitat categories count for the missing 2% to make 100%.

areas is 49%. These ratios must be regarded as rough preliminary estimations. More reliable results can only be obtained after finishing the survey and analysis of all areas. The data that constitute these summed results are characteristic and different for each landscape type. These differences are demonstrated on a map (Fig 3).

What is the area distribution of each habitat type in Hungary? The following results were obtained from the total sample: the country is dominated by agroecosystems (T – 30%), near-natural mesic deciduous woodlands (K – 12%), tree plantations (S – 10%), secondary marshes, meadows and grasslands (O – 10%), and non-natural habitats (U – 8%). However, these proportions may not be considered representative for the country in the present state of the project. Comparing the two sample types (T and O+R) the area proportions strongly differ for several near-natural habitat groups and the group of non-natural habitats, while almost no difference is seen for the categories of semi-natural, disturbed and weedy habitats (Table 4).

To what extent are the habitats natural or degraded? The habitat mapping programme is the first to qualify habitats on the naturalness scale so widely and uniformly. This achievement is not lessened by the fact that qualification failed to come about in the first years of the project. The data collected so far are in good accordance with the preliminary expectations, and demonstrate that the method – despite its simplicity – provides an important index, and must be used for future mapping projects (Table 5).

Apart from the country analyses, what other information can be inferred from the results of landscape-scale habitat mapping? How should it be evaluated and interpreted to the society? Typical examples are demonstrated through case studies, using the habitat maps finished and digitized up to now.

How can very different or similar landscapes be characterised and compared? This is made possible by the uniform system of categories and methodology. An example of landscape comparison is shown by the surveys of Kardoskút (southern Great Plain), Zengő hill (Mecsek) and Lake Velencei, using maps and comparing the area distribution of habitat groups (Fig 4.a-d). Another example demonstrates the naturalness and degradation level of landscapes (Hór valley – near-natural montane woodland, Tiszazug – agricultural land with a few near-natural patches, Ózd – degraded hills without any near-natural areas) through characteristic differences in the distribution of the naturalness indices of the habitat patches (Fig 5.a-d).

How can we evaluate the changes of landscape, based on the results and map series of repeated habitat mapping? The most important outcome of any monitoring programme is the realisation and documentation of changes, for which the habitat mapping programme of the Hungarian Biodiversity Monitoring System has no time-series results yet. However, the unique possibility that lies in repeated habitat mapping is shown here by true landscape-level habitat changes, on map series made from reconstructed historical maps of the Fülöpháza region. We demonstrate the versatile dynamics of landscape-level habitat changes through the series and analysis of these „snap-shots” (Fig 7.a-d, Fig 8).

Although the maps are self-explanatory, some examples are given for the quantification of results and changes regarding the case studies and the analysis of time-series maps (Fig 9, 10, 11, 12). Of the indicators presented, we highly recommend percentage area distribution according to G-NHCS (General National Habitat Classification System) categories, the calculation of edge effect and G-NHCS diversity weighted for naturalness, and the analysis of the history of habitat patch changes.

An overview of the outcomes of the habitat mapping programme in 2004 has demonstrated that the project is progressing well, its results are essential and significant both for nature conservation and for the society. Some weak points were also discovered, with the strict and consistent elimination of which monitoring has to be further improved:

- Mapping methodology should be made even more uniform with systematic training, self-education, closer contact and control.
- The methodology of remapping should be elaborated in the near future within the framework of a pilot programme, since it will be partly different form that of the first mapping.
- The official acceptance, documentation and storage, professional and formal checking, and digital analysis of results should be made even stricter.
- More resources should be mobilised for the systematic analysis and evaluation of results.
- In order to ensure the better utilisation of results for nature conservation, science and the society, institutions and experts should form stronger co-operation.

Our recommendations aim at improving and strengthening the habitat mapping programme to make it *more successful in proportion to its outstanding significance*, and efficiently serve the long-term interests of nature conservation and the society.

IRODALOM

- Bagi I. 1988. The vegetation map of the Szívós-szék UNESCO biosphere reserve core area, KNP Hungary. – *Acta Biol. Szeged* 34: 83-95.
- Bagi I. 1990. The vegetation map of the Szappan-szék UNESCO biosphere reserve core area, KNP Hungary. – *Acta Biol. Szeged* 36: 27-42.
- Bagi I. 2000. NBmR tájléptékű élőhely-monitorozás a „T5x5_099 Kiskunság/Fülöpháza” mintaterület élőhely-térképezése és leírása. 1–2. rész. (*HBMP landscape-level habitat monitoring: habitat mapping and description of the sample area „T5x5_099 Kiskunság/Fülöpháza”, Parts 1–2. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI ÉTA Archívum
- Bagi I. 2001. NBmR tájléptékű élőhely-monitorozás a „T5x5_080 Kiskunság/Kelemen-szék” mintaterület élőhely-térképezése és leírása. 1–2. rész. (*HBMP landscape-level habitat monitoring: habitat mapping and description of the sample area „T5x5_080 Kiskunság/Kelemen-szék”, Parts 1–2. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Bagi I. és Bagi B. 1995. Vegetációátalakulási folyamatok a Kiskunsági Nemzeti Park Szappan-széki területén, 1987-1994. (*Vegetation transformation processes in the Szappan-szék area, Kiskunsági National Park, 1987–1994.*) *Botanikai Közlemények* 82: 142.
- Bauer N. 2002. Élőhely-térképezés (Á-NÉR) a Nemzeti Biodiverzitás-Monitorozó Rendszer Bakonybél O5x5_124 számú 5x5 km-es mintaterületén. (*Habitat mapping (G-NHCS) in the 5x5 km sample area of O5x5_124 Bakonybél in the Hungarian Biodiversity Monitoring System. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Bauer N. 2003. Élőhely-térképezés (Á-NÉR) a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer Inota R5x5_111 számú 5x5 km-es mintaterületén. (*Habitat mapping (G-NHCS) in the 5x5 km sample area of R5x5_111 Inota in the Hungarian Biodiversity Monitoring System. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Bérces S. 1998a. Vétýempusztá [T5x5_025]. (*Vétýempusztá [T5x5_025]. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Bérces S. 1998b. Kis-Balaton II. tározó [T5x5_078]. (*„Kis-Balaton II” water reservoir [T5x5_078]. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum

- Biró M. 1999. A Dévaványa–Ecsegi-puszták és környékük botanikai, madártani, tájtörténeti és általános természetvédelmi felmérése és értékelése, a hosszú távú kezelés alapozó kutatása. (*Botanical, ornithological, landscape historical and general nature conservation survey and evaluation of the Dévaványa–Ecseg steppes and their surroundings; basic research on their long-term management. Report in Hungarian*) Jelentés a Körös–Maros Nemzeti Park részére, Szarvas. pp.153.
- Biró M. 2003. Pillantás a múltba: a Duna–Tisza közti homokbuckások tájtörténete az elmúlt kétszázötven évben. (*A glimpse into the past: landscape history of the Danube–Tisza interfluvial sand dunes in the past 250 years.*) In: Molnár (szerk.) (2000): A Kiskunság száraz homoki növényzete. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp: 71-82.
- Biró M. és Molnár Zs. 1998. A Duna–Tisza köze homokbuckásainak tájtípusai, azok kiterjedése, növényzete és tájtörténete a 18. századtól. (*Landscape types, extension, vegetation, and history of the Danube–Tisza interfluvial sand dunes from the 18th century.*) Történeti Földrajzi Füzetek 5. pp. 1-34.
- Böloni J. 2002. Mályvád (O5x5_052) élőhelytérképe. (Habitat map of Mályvád (O5x5_052). Report in Hungarian) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Csecserits A. 2002. Pilis-tető és környéke élőhely-térképezése (T5x5_086). (*Habitat mapping of Pilis-tető and its surroundings (T5x5_086).* Report in Hungarian) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Dobolyi K. 1999. A T5x5_076 kódszámú mintanegyzet (Kis- és Nagy-szénás, Nagykovácsi – Pilisszentiván) tájléptékű élőhely-térképezése. (*Landscape-level habitat mapping of the sample plot T5x5_076 (Kis- and Nagy-szénás, Nagykovácsi – Pilisszentiván).* Report in Hungarian) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Farkas T. 1998. Az Aggteleki Nemzeti Park területén végzett biodiverzitás-monitorozás 1998. évi kutatási jelentése [T5x5_094]. (*Research report on biodiversity monitoring in the Aggtelek National Park [T5x5_094] in 1998. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Farkas T. 1999. Élőhely-térképezés az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság területén. (*Habitat mapping in the area of the Aggtelek National Park Directorate. Research report [T5x5_055, T5x5_069]. Report in Hungarian*) Kutatási jelentés [T5x5_055, T5x5_069]. Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI ÉTA Archívum
- Farkas T. 2000a. Az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság területén végzett Á-NÉR szerinti élőhely-térképezés 2000. évi jelentése [T5x5_073]. (*Research report on G-NHCS habitat mapping in the area of the Aggtelek National Park Directorate [T5x5_073] in 2000. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Farkas T. 2000b. Az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság területén végzett Á-NÉR szerinti élőhely-térképezés 2000. évi jelentése [R5x5_104]. (*Research report on G-NHCS habitat mapping in the area of the Aggtelek National Park Directorate [T5x5_104] in 2000. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI ÉTA Archívum

- Fehér B., 2004. A fülöpházi szikes tavak vegetációtörténete. (*Vegetation history of saline ponds at Fülöpháza, MSc thesis*) Szakdolgozat, Szegedi Egyetem
- Fekete G., Molnár Zs. és Horváth F. (szerk.) 1997. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer II. A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti élőhely-osztályozási Rendszer. (*Hungarian Biodiversity Monitoring Programme II. Description and key to the Hungarian habitat types, and the National Habitat Classification System.*) Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Horváth A. 1997. A Kiskunsági Nemzeti Park Miklapusztai területének botanikai állapotfelmérése és vegetációtérképezése. (*Botanical survey and vegetation mapping of the Miklapusztai area in the Kiskunság National Park. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Horváth A. 1999. A Bordány–Forráskút 5x5 km-es mintaterület élőhely térképezése és az *Ailanthus altissima* ponttérképe [O5x5_006]. (*Habitat mapping of the 5x5 km sample area „Bordány-Forráskút”, and the point map of Ailanthus altissima [O5x5_006]. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Horváth A. 2002. Az Érsekhalmai mintaterület élőhelytérképe, valamint az *Ailanthus altissima*, *Amorpha fruticosa*, *Asclepias syriaca*, *Elaeagnus angustifolia* és *Solidago* spp. elterjedési térképe [R5x5_108]. (*Habitat map of the Érsekhalma sample area, and the distribution map of Ailanthus altissima, Amorpha fruticosa, Asclepias syriaca, Elaeagnus angustifolia and Solidago spp [R5x5_108]. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Horváth F. és Aszalós R. 1999. Az élőhelytérképek digitális feldolgozása. (*Digital analysis of the habitat maps.*) In Kun A. és Molnár Zs. (1999): élőhely-térképezés. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer XI. Scientia Kiadó, Budapest. pp: 77–88.
- Horváth F., László I., Révész A. és Papp O. 2004. Az élőhelytérképek felülvizsgálata és értékelése. (*Supervision and evaluation of the habitat maps. Report in Hungarian*) Kutatási jelentés. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót. pp. 14.
- Horváthné Buchert E. (1998): T5x5_011 (Cún) Élőhely-térképezésre kijelölt mintanegyzet Á-NÉR térképe. (*G-NHCS map of the sample plot T5x5_011 (Cún) selected for habitat mapping. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Hudák K. 2001. NBmR élőhely-térképezés a Sajó völgyben [R5x5_119]. (*HBMP habitat mapping in the Sajó valley [R5x5_119]. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Izsák J. 2001. Bevezetés a biológiai diverzitás mérésének módszertanába. (*Introduction to the methodology of measuring of biological diversity*) Scientia Kiadó, Budapest, p. 101.
- Kertész É. 2001. A szabadkígyósi mintaterület élőhely-térképezése és leírása (Dél-Tiszántúl) [O5x5_053]. (*Habitat mapping and description of the sample area „Szabadkígyós” (South Tiszántúl) [O5x5_053]. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum

- Király G. és Takács G. 2001a. III. projekt: Élőhely-térképezés. O5x5_007 Brennbérgbánya és környéke. (*Project III: habitat mapping. O5x5_007 Brennbérgbánya and its vicinity. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI ÉTA Archívum
- Király G. és Takács G. 2001b. III. projekt: Élőhely-térképezés. O5x5_041 Rőjtökmuzsaj és környéke. (*Project III: habitat mapping. O5x5_041 Rőjtökmuzsaj and its vicinity. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Király G., Vidéki R. 2003. Élőhely-térképezés a Nemzeti Biodiverzitás-Monitorozó Rendszer Kemeneshőgyész O5x5_026 sz. 5x5 km-es mintaterületen. (*Habitat mapping of the 5x5 km sample area „Kemeneshőgyész” O5x5_026 in the Hungarian Biodiversity Monitoring System. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Kovács É. és Sipos F. 1999. A Kiskunság/Apaj 5x5 km-es mintaterület élőhely- térképezése és a bálványfa (*Ailanthus altissima*) ponttérképe. (*Habitat mapping of the 5x5 km sample area „Kiskunság/Apaj”, and the point map of Ailanthus altissima. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Kovács N. 2003. Dunakeszi (R_5x5_107) kvadrát élőhely-térképezése. (*Habitat mapping of the Dunakeszi (R5x5_107) plot. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Kovács-Láng E. és Török K. (szerk.) 1997. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer III. Növénytársulások, társuláskomplexek és élőhelymozaikok. (*Hungarian Biodiversity Monitoring Programme III. Plant communities, community complexes and habitat mosaics.*) Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Kun A. 2001. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó program T5x5_081 Kiskunság/Peszéradacsi TK megnevezésű 5x5 km-es mintavételi kvadrátjának élőhely-térképezése és leírása. (*Habitat mapping and description of the 5x5 km sample plot T5x5_081 „Kiskunság/Peszéradacsi TK” in the Hungarian Biodiversity Monitoring Project. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI ÉTA Archívum
- Kun A. 2002. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó program T5x5_103 Budaörs megnevezésű 5x5 km-es mintavételi kvadrátjának élőhely-térképezése és invázió növényfajainak térképezése. (*Habitat mapping of the 5x5 km sample plot T5x5_103 „Budaörs” in the Hungarian Biodiversity Monitoring Project and mapping invasive plant species in the plot. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Kun A., Molnár Zs., Rédei T., Bölöni J. és Hahn I. 1999. Az élőhely-térképezés terepi munkálatai. (*Field work in habitat mapping.*) In Kun A. és Molnár Zs. (1999): élőhely-térképezés. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer XI. Scientia Kiadó, Budapest. pp: 40–62.
- Kun A. és Molnár Zs. (szerk.) 1999. Élőhely-térképezés. (*Habitat mapping.*) Scientia Kiadó, p. 174., Budapest.

- Lájer K. (2002): Bácsalmás – Dobokanagyjárás környékének élőhelytérképe [O5x5_015]. (*Habitat map of the surroundings of Bácsalmás – Dobokanagy-járás [O5x5_015]. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Magura T. 1999. Debrecen élőhely-térképezése [R5x5_105]. (*Habitat mapping of Debrecen [R5x5_105]. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Magura T. 2001. Csaroda élőhely-térképezése [T5x5_064]. (*Habitat mapping of Csaroda [T5x5_064]. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Magura T. és Lesku B. 1999. Bátorliget élőhely-térképezése [T5x5_059]. (*Habitat mapping of Bátorliget [T5x5_059]. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Magura T. és Molnár A. 1998 Angyalháza élőhely-térképezése [T5x5_056]. (*Habitat mapping of Angyalháza [T5x5_056]. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Magura T. és Molnár A. 1999. Kunkápolnás, Nagyiván élőhely-térképezése [T5x5_083]. (*Habitat mapping of Kunkápolnás, Nagyiván [T5x5_083]. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Márkus A. 1999. T5x5_097 (Zengő, Kelet-Mecsek) élőhely-térképezésre kijelölt mintanegyzet Á-NÉR térképe. (*G-NHCS map of sample plot T5x5_097 (Zengő hill, East Mecsek) selected for habitat mapping. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Márkus A. 2000. Kardosfa puszta élőhelytérképe (T5x5_071). (*Habitat map of Kardosfa puszta (T5x5_071). Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Márkus A. 2001a. O5x5 Gyékényes ÁNÉR mintanegyzet élőhelytérképe [O5x5_019]. (*Habitat map of G-NHCS sample plot O5x5 „Gyékényes” [O5x5_019]. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Márkus A. 2001b. A 038 Tamási (Pári) mintanegyzet élőhelytérképe [O5x5_038]. (*Habitat map of sample plot 038 Tamási (Pári) [O5x5_038]. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Márkus A. 2003a. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer O5x5_017 Ordacsehi mintanegyzet élőhelytérképe. (*Habitat map of sample plot O5x5_017 „Ordacseh” of the Hungarian Biodiversity Monitoring System. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Márkus A. 2003b. Somogybabod élőhelytérképe [O5x5_043]. (*Habitat map of Somogybabod [O5x5_043]. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Márkus A. és Horváthné Buchert E. 1999. Kővágószőlős – Jakab-hegy 5x5 km-es mintaterület élőhely-térképezése [O5x5_028]. (*Habitat mapping of the 5x5 km sample plot Kővágószőlős – Jakab-hegy [O5x5_028]. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum

- Marosi S. és Somogyi S. (szerk.) 1990. Magyarország kistájainak katasztere I. – II. (*Cadaster of Hungarian geographical landscape units I–II.*) MTA Földrajz Kutató Intézet, Budapest., p. 1023.
- Mészáros A. és Simon P. 2002. Élőhely-térképezés a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer Pécsely R5x5_101 számú 5x5 km-es mintaterületén. (*Habitat mapping in the 5x5 km sample area „Pécsely R5x5_101” of the Hungarian Biodiversity Monitoring System. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI ÉTA Archívum
- Molnár Zs. 1997. Az Általános élőhely-osztályozási Rendszer határozói. (*Identification keys to the General Habitat Classification System.*) In Fekete G., Molnár Zs. és Horváth F. (szerk.): Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer II. A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti élőhely-osztályozási Rendszer. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest., pp. 25–48.
- Molnár Zs. 2001a. Ismételt NBmR 5x5 km-es élőhely-térképezés Tiszabercel és Gávavencsellő határában [T5x5_092]. (*Repeated HBMP 5x5 km habitat mapping in the vicinity of Tiszabercel and Gávavencsellő [T5x5_092]. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI ÉTA Archívum
- Molnár Zs. 2001b. Gondolatok, megjegyzések és javaslatok az NBmR élőhely-térképezési feladataihoz. (*Notes, comments and recommendations on the tasks of HBMP habitat mapping. Report in Hungarian*) Jelentés – kézirat. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót
- Molnár Zs. 2002. NBmR 5x5 km-es élőhely-térképezése a Csanádi-pusztákon, Pitvaros és Csikópuszta határában [T5x5_087]. (*HBMP 5x5 km habitat mapping in the Csanádi steppes, and the vicinity of Pitvaros and Csikópuszta [T5x5_087]. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Molnár Zs. és Biró M. 2002. A tervezett Dél-Őrjegi Tájvédelmi Körzet botanikai és tájtörténeti felmérése és értékelése. (*Botanical and landscape historical survey and evaluation of the planned South-Őrjeg Landscape Protection Area. Report in Hungarian*) Jelentés a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatósága részére, Kecskemét. pp. 166.
- Molnár Zs. és Biró M. 2004. NBmR 5x5 km-es élőhely-monitorozó kvadrátok módszertani ellenőrzése. (*Checking the methodology of 5x5 km HBMP habitat monitoring plots. Report in Hungarian*) Jelentés – kézirat. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót
- Molnár Zs., Aszalós R., Horváth F., Kun A., Tatár D., Rácz Sz. 1996. A MNBMP Pilot projektjének keretében élőhely-térképezésre kijelölt 5x5 km-es mintaterület próbatérképezése és első táj szintű állapotleírása [T5x5_092]. (*The pilot mapping and first landscape-level description of the 5x5 km sample area selected for habitat mapping within the frameworks of the HBMP Pilot project. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum

- Nagy J. 2001. Börzsöny – Csóványos (O5x5_050) élőhely-térképezése. (*Habitat mapping of Börzsöny – Csóványos (O5x5_050). Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Németh F. és Seregélyes T. 1989. Természetvédelmi információs rendszer: Adatlap kitöltési útmutató. (*Information system of nature conservation: A guide to form filling. Report in Hungarian*) Kézirat, Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest, p. 46.
- Óvári M. 2000–2001. Élőhely-térképezés (Á-NÉR) a Tihanyi-félszigeten [O5x5_054]. (*Habitat mapping (G-NHCS) in the Tihany peninsula [O5x5_054]. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Óvári M. 2002. Élőhely-térképezés (Á-NÉR) a Káli-medence, Sásdi-réteken a T5x5_070 (XM99C2; XM99D1; XM99C4; XM99D3) számú 25 km²-es mintaterületen. (*Habitat mapping (G-NHCS) in the 25 km² sample area „Káli basin, Sásdi meadows” T5x5_070 (XM99C2; XM99D1; XM99C4; XM99D3). Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Óvári M. és Bérces S. 1999a. Élőhely-térképezés (Á-NÉR) a Keszthelyi-hegység déli részén a T5x5_075 (XM78C2; XM78D1; XM78C4; XM78D3) számú 25 km²-es mintaterületen. (*Habitat mapping (G-NHCS) in the 25 km² sample area of the southern part of Keszthelyi hill T5x5_075 (XM78C2; XM78D1; XM78C4; XM78D3). Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Óvári M. és Bérces S. 1999b. Élőhely-térképezés (Á-NÉR) a Tapolcai láprét és Szent György-hegy T5x5_090 (XM89A3; XM89A4; XM89C1; XM89C2) számú 25 km²-es mintaterületen. (*Habitat mapping (G-NHCS) in the 25 km² sample area of the Tapolca fen and Szent György hill T5x5_090 (XM89A3; XM89A4; XM89C1; XM89C2). Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Penksza K. 2003a. Élőhely-térképezés a Dévaványai TK (O5x5_014) területén. (*Habitat mapping in the Landscape Protection Area of Dévaványa (O5x5_014). Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Penksza K. 2003b. Élőhely-térképezés Dévaványa, Ecsegpuszta (O5x5_051) területen. (*Habitat mapping at Dévaványa, Ecsegpuszta (O5x5_051). Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Pozsonyi A. 2002. Ózd kvadrát élőhelytérképe (R5x5_118). (*Habitat map of sample plot „Ózd” (R5x5_118). Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Pozsonyi A. és Schmotzer A. 2002. Alsódobsza kvadrát élőhelytérképe [O5x5_003]. (*Habitat map of sample plot „Alsódobsza” (O5x5_003). Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Pozsonyi A. és Vojtkó A. 2001a. Ördög-hegy (Bélapátfalva) kvadrát élőhelytérképe (O5x5_036). (*Habitat map of sample plot „Ördög-hegy (Bélapátfalva)” (O5x5_036). Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Pozsonyi A. és Vojtkó A. 2001b. A Nagyhuta, Kőkapu mintaterület élőhelytérképe (T5x5_096). (*Habitat map of sample plot „Nagyhuta, Kőkapu” (T5x5_096). Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum

- Schmotzer A. 2000. A Hevesvezekény, Rakottyás mintaterület élőhelytérképe (O5x5_040). (*Habitat map of sample area „Hevesvezekény, Rakottyás” (O5x5_040). Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Schmotzer A. 2002. Dejtár környéke – Ipoly (O5x5_013) kvadrát élőhely-térképezése. (*Habitat mapping of sample plot „surroundings of Dejtár – Ipoly” (O5x5_013). Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Schmotzer A. és Pozsonyi A. 2002a. Hór-völgy, Kecskés-galya kvadrát élőhelytérképe (T5x5_068). 2. digitalizált változat. (*Habitat map of sample plot „Kecskés-galya” (T5x5_068). Second, digitalised version. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Schmotzer A. és Pozsonyi A. 2002b. Kesznyéten kvadrát élőhelytérképe (T5x5_074). (*Habitat map of sample plot „Kesznyéten” (T5x5_074). Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Schmotzer A., Vojtkó A., Matus G., Molnár V. A. és Vidéki R. (2000): A Tokaj, Nagykopasz mintaterület élőhelytérképe (R5x5_122). (*Habitat map of sample area „Tokaj, Nagykopasz” (R5x5_122). Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Seregélyes T. 1999. Ócsa és környéke élőhely-térképezése [T5x5_084]. (*Habitat mapping of Ócsa and its surroundings [T5x5_084]. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Sipos F. 2001a. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer O5x5_046 Tiszaug, Tiszasas megnevezésű mintavételi kvadrátjának élőhely-térképezése és leírása. A kvadrát *Ailanthus altissima*, *Amorpha fruticosa*, *Asclepias syriaca*, *Elaeagnus angustifolia*, *Solidago gigantea* fertőzöttségi térképe. (*Habitat mapping and description of the sample plot O5x5_046 „Tiszaug, Tiszasas” of the Hungarian Biodiversity Monitoring System. Infection map of the plot for Ailanthus altissima, Amorpha fruticosa, Asclepias syriaca, Elaeagnus angustifolia and Solidago gigantea. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Sipos F. 2001b. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer T5x5_098 Kiskunság/Bócsa megnevezésű mintavételi kvadrátjának élőhely-térképezése és leírása. A kvadrát *Ailanthus altissima*, *Amorpha fruticosa*, *Asclepias syriaca*, *Elaeagnus angustifolia*, *Robinia pseudo-acacia* fertőzöttségi térképe. (*Habitat mapping and description of the sample plot T5x5_098 „Kiskunság/Bócsa” of the Hungarian Biodiversity Monitoring System. Infection map of the plot for Ailanthus altissima, Amorpha fruticosa, Asclepias syriaca, Elaeagnus angustifolia and Robinia pseudoacacia. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Sipos K. és Vidra T. 2002a. Biharugra begécsi rész (T5x5_060) élőhely-térképezése. (*Habitat mapping in the Begécs part of Biharugra (T5x5_060). Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Sipos K. és Vidra T. 2002b. Biharugra északi rész (T5x5_061) élőhely-térképezése. (*Habitat mapping in the northern part of Biharugra (T5x5_061). Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum

- Sulyok J. (2002): Bodrogek köz kvadrát élőhelytérképe (T5x5_062). (*Habitat map of the sample area „Bodrogek köz” (T5x5_062). Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Takács A. A. 1998. Á-NÉR élőhely-térképezés az R5x5_120. sz. kvadrátban Székesfehérvár területén. (*G-NHCS habitat mapping in sample plot R5x5_120 in Székesfehérvár. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Takács A. A. 1999. Tápió-vidék (Nagykátá – Tápiószentmárton – Farnos) élőhely-térképezése [T5x5_089]. (*Habitat mapping of the Tápió region (Nagykátá – Tápiószentmárton – Farnos) [T5x5_089]. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Takács A. A. és Diószegi A. 1997. A Velencei-tó nyugati medence (T5x5_095) Á-NÉR élőhelytérképe. (*G-NHCS habitat map of the western basin of Lake Velencei (T5x5_095). Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Takács G. és Keszei B. 1999a. Kőszeg 5x5km élőhely-térképezése [T5x5_082]. (*Habitat mapping of the 5x5 km sample area „Kőszeg” [T5x5_082]. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Takács G. és Keszei B. 1999b. Órség 5x5km élőhely-térképezése [T5x5_085]. (*Habitat mapping of the 5x5 km sample area „Órség” [T5x5_085]. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Takács G. és Keszei B. 2001a. III. Projekt: Élőhely-térképezés. 3.1 T5x5_065 Szigetköz. (*Project III: habitat mapping. 3.1 T5x5_065 Szigetköz. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Takács G. és Keszei B. 2001b. Fertő 5x5km élőhely-térképezése [T5x5_066]. (*Habitat mapping of the 5x5 km sample area „Fertő” [T5x5_066]. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Takács G. és Keszei B. 2001c. Hanság 5x5km élőhely-térképezése [T5x5_067]. (*Habitat mapping of the 5x5 km sample area „Hanság” [T5x5_067]. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Takács G. és Keszei B. 2001d. III. projekt: Élőhely-térképezés. 3.2 R5x5_109 Fertőd és környéke. (*Project III: habitat mapping. 3.2 R5x5_109 Fertőd and its surroundings. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI ÉTA Archívum
- Takács G. és Király G. 2002a. III. projekt: Élőhely-térképezés. O5x5_031 Mihályi és környéke. (*Project III: habitat mapping. O5x5_031 Mihályi and its surroundings. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Takács G. és Király G. 2002b. III. projekt: élőhely-térképezés. O5x5_037 Ostffyasszonyfa és környéke. (*Project III: habitat mapping. O5x5_037 Ostffyasszonyfa and its surroundings. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum

- UNEP/CBD/SBSTTA/9/10 2003. Monitoring and indicators: designing national-level monitoring programmes and indicators. UNEP, Convention on Biological Diversity, Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice. 31 July 2003.
- Vidéki R. és Boncz B. 2002. Élőhely-térképezés a Nemzeti Biodiverzitás-Monitorozó Rendszer Kis-Balaton I. T5x5_077 sz. 5x5 km-es mintaterületen. (*Habitat mapping in the 5x5 km sample plots „Kis-Balaton I. T5x5_077” of the Hungarian Biodiversity Monitoring System. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI ÉTA Archívum
- Vidéki R. és Kovács P. 2002. Élőhely-térképezés a Nemzeti Biodiverzitás-Monitorozó Rendszer Lickóvadamos O5x5_029 sz. 5x5 km-es mintaterületen. (*Habitat mapping in the 5x5 km sample plots „Lickóvadamos O5x5_029” of the Hungarian Biodiversity Monitoring System. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI ÉTA Archívum
- Virók V. 2000. A Kardoskúti Fehértó (T5x5_072) élőhelytérképe. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer. (*Habitat map of Lake Fehér at Kardoskút (T5x5_072). Hungarian Biodiversity Monitoring System. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Virók V. 2001. Az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság területén végzett Á-NÉR szerinti élőhely-térképezés a T5x5_100-as négyzetben (Rudabánya). (*Habitat mapping of sample plot T5x5_100 (Rudabánya) in the area of the Aggteleki National Park Directorate according to the G-NHCS. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum
- Virók V. 2003. Az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság területén végzett Á-NÉR szerinti élőhely-térképezés az O5x5_004-es négyzetben. (*Habitat mapping of sample plot O5x5_004 in the area of the Aggteleki National Park Directorate according to the G-NHCS. Report in Hungarian*) Kézirat, KvVM TvH – MTA ÖBKI, ÉTA Archívum

MELLÉKLETEK – APPENDICES

- 1. melléklet** Az élőhelyek térképezésére kijelölt 5x5 km-es mintaterületek és a térképezés készütségi állapota 2004 elején (*5x5 km sample plots selected for habitat mapping, and the status of mapping in the beginning of 2004.*)
- 2. melléklet** Az Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (Á-NÉR) élőhelytípusai és élőhelycsoportjai (*Habitat types of the General National Habitat Classification System (G-NHCS) and their grouping.*)
- 3. melléklet** A természetességre súlyozott Á-NÉR diverzitás számítása (*Calculation of G-NHCS diversity weighted for naturalness.*)

1. melléklet. Az élőhelyek térképezésére kijelölt 5x5 km-es mintaterületek listája és a térképezés készütségi állapota 2004 elején.

Appendix 1. List of 5x5 km sample plots selected for habitat mapping, and the status of mapping in the beginning of 2004.

AZONOSÍTÓ	ELNEVEZÉS	KÉSZÜLTSEG	NP	ÉV	HIVATKOZÁS
O5x5_001	Abasár	tervbe vett	BNP	–	–
O5x5_002	Ágasvár	tervbe vett	BNP	–	–
O5x5_003	Alsódobsza	térképezett és digitalizált	BNP	2001	Pozsonyi és Schmotzer (2002)
O5x5_004	Baktakék	térképezett és digitalizált	ANP	2003	Virók (2003)
O5x5_005	Berettyóújfalu	tervbe vett	HNP	–	–
O5x5_006	Bordány – Forráskút	térképezett	KNP	1999	Horváth (1999)
O5x5_007	Brennbergbánya	térképezett és digitalizált	FHNP	2001	Király és Takács (2001a)
O5x5_008	Bükk-fennsík	tervbe vett	BNP	–	–
O5x5_009	Csaholc	tervbe vett	HNP	–	–
O5x5_010	Csákvár	tervbe vett	DINP	–	–
O5x5_011	Cún (Drávasík)	térképezett és digitalizált	DDNP	1998	Horváthné Buchert (1998)
O5x5_012	Debrecen környéke	tervbe vett	HNP	–	–
O5x5_013	Dejtár környéke (Ipoly)	térképezett és digitalizált	DINP	2002	Schmotzer (2002)
O5x5_014	Dévaványai TK	térképezett	KMNP	2003	Penksza (2003a)
O5x5_015	Dobokanagyjárás (Bácsalmás)	térképezett és digitalizált	KNP	2002	Lájer (2002)
O5x5_016	Dömös	tervbe vett	DINP	–	–
O5x5_017	Fonyódliget – Ordacsehi	térképezett és digitalizált	DDNP	2002	Márkus (2003a)
O5x5_018	Füzér	tervbe vett	BNP	–	–

AZONOSÍTÓ	ELNEVEZÉS	KÉSZÜLTSG	NP	ÉV	HIVATKOZÁS
O5x5_019	Gyékényes	térképezett és digitalizált	DDNP	2001	Márkus (2001a)
O5x5_020	Győr	tervbe vett	FHNP	–	–
O5x5_021	Hajdúnánás	tervbe vett	HNP	–	–
O5x5_022	Harasztos-hegy	tervbe vett	DDNP	–	–
O5x5_023	Hejce – Fony	tervbe vett	BNP	–	–
O5x5_024	Hertelendpuszta (Mucsi)	tervbe vett	DDNP	–	–
O5x5_025	Izskonaki erdő (Vétepuszta)	térképezett és digitalizált	BfNP	1998	Bérces (1998a)
O5x5_026	Kemeneshögyész	térképezett és digitalizált	BfNP	2003	Király és Vidéki (2003)
O5x5_027	Kissomlyó	tervbe vett	ŐNP	–	–
O5x5_028	Kővágószőlős (Jakab-hegy)	térképezett és digitalizált	DDNP	1998	Márkus és H.-né Buchert (1999)
O5x5_029	Lickóvados	térképezett	BfNP	2002	Vidéki és Kovács (2002)
O5x5_030	Melkovics puszta	tervbe vett	DINP	–	–
O5x5_031	Mihályi (Kapunvár)	térképezett és digitalizált	FHNP	2002	Takács és Király (2002a)
O5x5_032	Nagybárkány (Mátra)	tervbe vett	BNP	–	–
O5x5_033	Naszály	tervbe vett	DINP	–	–
O5x5_034	Nyíres-erdő (Németkér)	tervbe vett	DDNP	–	–
O5x5_035	Nyírtura	tervbe vett	HNP	–	–
O5x5_036	Ördög-hegy (Bélapátfalva)	térképezett és digitalizált	BNP	2001	Pozsonyi és Vojtkó (2001a)
O5x5_037	Ostffyasszonyfa	térképezett	ŐNP	2002	Takács és Király (2002b)

AZONOSÍTÓ	ELNEVEZÉS	KÉSZÜLTSG	NP	ÉV	HIVATKOZÁS
O5x5_038	Pári (Tamási)	térképezett és digitalizált	DDNP	2001	Márkus (2001b)
O5x5_039	Pisznice (Gerecse)	tervbe vett	DINP	–	–
O5x5_040	Rakottyás (Hevesvezekény)	térképezett és digitalizált	BNP	1999	Schmotzer (2000)
O5x5_041	Röjtökmuzsaj	térképezett és digitalizált	FHNP	2001	Király és Takács (2001b)
O5x5_042	Salgóbánya	tervbe vett	BNP	–	–
O5x5_043	Somogybabod	térképezett és digitalizált	DDNP	2003	Márkus (2003b)
O5x5_044	Somogyszentpál – Buzsák	tervbe vett	DDNP	–	–
O5x5_045	Szakállas	tervbe vett	HNP	–	–
O5x5_046	Tiszaug – Tizsasas	térképezett és digitalizált	KNP	2001	Sipos (2001a)
O5x5_047	Vasalja (Körmend)	tervbe vett	ÖNP	–	–
O5x5_048	Velencei-hegység	tervbe vett	DINP	–	–
O5x5_049	Zsámbék	tervbe vett	DINP	–	–
O5x5_050	Csóványos	térképezett	DINP	2001	Nagy (2001)
O5x5_051	Déaványa – Ecsepuszta	térképezett	KMNP	2003	Penksza (2003b)
O5x5_052	Mályvád	térképezett és digitalizált	KMNP	2002	Bölöni (2002)
O5x5_053	Szabadkígyósi puszta	térképezett és digitalizált	KMNP	2001	Kertész (2001)
O5x5_054	Tihanyi félsziget	térképezett és digitalizált	BfNP	2001	Óvári (2000–2001)
T5x5_055	Aggtelek – Haragistya	térképezett	ANP	1999	Farkas (1999)

AZONOSÍTÓ	ELNEVEZÉS	KÉSZÜLTSG	NP	ÉV	HIVATKOZÁS
T5x5_056	Angyalháza és digitalizált	térképezett	HNP	1998 (1998)	Magura és Molnár
T5x5_057	Baláta-tó	tervbe vett	DDNP	–	–
T5x5_058	Barcs	tervbe vett	DDNP	–	–
T5x5_059	Bátorliget	térképezett és digitalizált	HNP	1998	Magura és Lesku (1999)
T5x5_060	Biharugra, Begécsi rész	térképezett és digitalizált	KMNP	2002	Sipos és Vidra (2002a)
T5x5_061	Biharugra északi rész	térképezett és digitalizált	KMNP	2001	Sipos és Vidra (2002b)
T5x5_062	Bodrogekő	térképezett és digitalizált	BNP	2002	Sulyok (2002)
T5x5_063	Borsodi Mezőség	tervbe vett	BNP	–	–
T5x5_064	Csaroda	térképezett és digitalizált	HNP	2000	Magura (2001)
T5x5_065	Felső-Szigetköz	térképezett és digitalizált	FHNP	2000	Takács és Keszei (2001a)
T5x5_066	Fertő	térképezett és digitalizált	FHNP	1998	Takács és Keszei (2001b)
T5x5_067	Hanság	térképezett és digitalizált	FHNP	1998	Takács és Keszei (2001c)
T5x5_068	Hór-völgy	térképezett és digitalizált	BNP	1998	Schmotzer és Pozsonyi (2002a)
T5x5_069	Jósvafő	térképezett	ANP	1999	Farkas (1999)
T5x5_070	Káli-medence, Sásdi rétek	térképezett és digitalizált	BfNP	2002	Óvári (2002)
T5x5_071	Kardosfa puszta	térképezett és digitalizált	DDNP	2000	Márkus (2000)

AZONOSÍTÓ	ELNEVEZÉS	KÉSZÜLTSG	NP	ÉV	HIVATKOZÁS
T5x5_072	Kardoskút – Fehér-tó	térképezett és digitalizált	KMNP	2000	Virók (2000)
T5x5_073	Kelemér	térképezett	ANP	2000	Farkas (2000a)
T5x5_074	Kesznyéten	térképezett és digitalizált	BNP	2001	Schmotzer és Pozsonyi (2002b)
T5x5_075	Keszthelyi-hegység	térképezett és digitalizált	BfNP	1999	Óvári és Bérces (1999a)
T5x5_076	Kis- és Nagyszénás	térképezett	DINP	1999	Dobolyi (1999)
T5x5_077	Kis-Balaton, 1. tározó	térképezett és digitalizált	BfNP	2002	Vidéki és Boncz (2002)
T5x5_078	Kis-Balaton, 2. tározó	térképezett és digitalizált	BfNP	2003	Bérces (1998b)
T5x5_079	Kiskunság – Apaj	térképezett	KNP	1999	Kovács és Sipos (1999)
T5x5_080	Kiskunság – Kelemen-szék	térképezett	KNP	2000	Bagi (2001)
T5x5_081	Kiskunság – Peszéradaci TK	térképezett és digitalizált	KNP	2001	Kun (2001)
T5x5_082	Kőszegi-hegység	térképezett és digitalizált	ŐNP	1999	Takács és Keszei (1999a)
T5x5_083	Kunkápolnás	térképezett és digitalizált	HNP	1999	Magura és Molnár (1999)
T5x5_084	Ócsai TK	térképezett	DINP	1999	Seregélyes (1999)
T5x5_085	Órség	térképezett és digitalizált	ŐNP	1999	Takács és Keszei (1999b)
T5x5_086	Pilis-tető	térképezett	DINP	2000	Csecserits (2002)
T5x5_087	Pitvaros, Blaskovics puszta	térképezett és digitalizált	KMNP	2002	Molnár (2002)

AZONOSÍTÓ	ELNEVEZÉS	KÉSZÜLTÉG	NP	ÉV	HIVATKOZÁS
T5x5_088	Szársomlyó, Fekete-hegy	tervbe vett	DDNP	–	–
T5x5_089	Tápióság, Tápiószentmárton	térképezett és digitalizált	DINP	1999	Takács (1999)
T5x5_090	Tapolcai láprét és Szent György-hegy	térképezett és digitalizált	BfNP	1999	Óvári és Bérces (1999b)
T5x5_091	Tarna-vidéki TK	tervbe vett	BNP	–	–
T5x5_092	Tiszabercel (1996-os próbatérképezés)	térképezett	HNP	1996	Molnár és mtsai (1996)
T5x5_092	Tiszabercel (2000)	térképezett és digitalizált	HNP	2000	Molnár (2001a)
T5x5_093	Tiszavalk	tervbe vett	HNP	–	–
T5x5_094	Tornanádaska	térképezett és digitalizált	ANP	1998	Farkas (1998)
T5x5_095	Velencei-tó	térképezett és digitalizált	DINP	1997	Takács és Diószegi (1997)
T5x5_096	Zempléni-hg, Nagyhuta (Kőkapu)	térképezett és digitalizált	BNP	2001	Pozsonyi és Vojtkó (2001b)
T5x5_097	Zengő, Kelet-Mecsek	térképezett és digitalizált	DDNP	1999	Márkus (1999)
T5x5_098	Kiskunság – Bócsa	térképezett és digitalizált	KNP	2001	Sipos (2001b)
T5x5_099	Kiskunság – Fülöpháza	térképezett és digitalizált	KNP	2000	Bagi (2000)
T5x5_100	Rudabánya	térképezett és digitalizált	ANP	2001	Virók (2001)
R5x5_101	Balaton-felvidék, Pécsely	térképezett és digitalizált	BfNP	2002	Mészáros és Simon (2002)
R5x5_102	Budakeszi, Telki	tervbe vett	DINP	–	–

AZONOSÍTÓ	ELNEVEZÉS	KÉSZÜLTSG	NP	ÉV	HIVATKOZÁS
R5x5_103	Budaörs	térképezett	DINP	2001	Kun (2002)
R5x5_104	Cserehát, Tornaszentjakab	térképezett	ANP	2001	Farkas (2000b)
R5x5_105	Debrecen	térképezett és digitalizált	HNP	1999	Magura (1999)
R5x5_106	Dráva (Vízvár)	tervbe vett	DDNP	–	–
R5x5_107	Dunakeszi	térképezett és digitalizált	DINP	2003	Kovács (2003)
R5x5_108	Érsekhalma	térképezett és digitalizált	KNP	2002	Horváth (2002)
R5x5_109	Fertőd környéke	térképezett és digitalizált	FHNP	2000	Takács és Keszei (2001d)
R5x5_110	Inke-Liszó gázmező	tervbe vett	DDNP	–	–
R5x5_111	Inota	térképezett és digitalizált	BfNP	2003	Bauer (2003)
R5x5_112	Karcag	tervbe vett	HNP	–	–
R5x5_113	Kerka-Kerca völgye	tervbe vett	ŐNP	–	–
R5x5_114	Kunbaracs	tervbe vett	KNP	–	–
R5x5_115	Mártélyi rizsföldek	tervbe vett	KNP	–	–
R5x5_116	Mózs – Bogyisló	tervbe vett	DDNP	–	–
R5x5_117	Nagykőrös	tervbe vett	DINP	–	–
R5x5_118	Ózd	térképezett és digitalizált	BNP	2002	Pozsonyi (2002)
R5x5_119	Sajó-völgy	térképezett és digitalizált	ANP	2001	Hudák (2001)
R5x5_120	Székesfehérvár	térképezett	DINP	1998	Takács (1998)
R5x5_121	Tarna-vidék, Domaháza	tervbe vett	BNP	–	–

AZONOSÍTÓ	ELNEVEZÉS	KÉSZÜLTÉG	NP	ÉV	HIVATKOZÁS
R5x5_122	Tokaj, Nagykopasz	térképezett	BNP	2000	Schmötzer és mtsai (2000)
R5x5_123	Záhony	tervbe vett	HNP	–	–
O5x5_124	Bakonybél	térképezett és digitalizált	BfNP	2002	Bauer (2002)
T5x5_125	Miklapuszta	térképezett	KNP	1997	Horváth (1997)

2. melléklet Az Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (Á-NÉR) élőhelytípusai és élőhelycsoportjai.

Appendix 2. *Habitat types of the General National Habitat Classification System (G-NHCS) and their grouping.*

TERM	ÉCSP	Á-NÉR	MAGS	FORM	NEDV	ANTR
TK	A	A1 – Békalencsés, rucaörömös, tócsagazos úszóhínár	1,2	2	1	1
TK	A	A2 – Rencés, kolokános lebegőhínár	2	2	1	1
TK	A	A3 – Békaszőlős, süllőhínaras, tündérrózsás, vizitökös, tündérfátylas, sulymos rögzült hínár	1,2	2	1	1
TK	A	A4 – Békáliomos és más lápi hínár	1,2	2	1	1
TK	A	A5 – Vízboglárkás, tófonalas vagy csillárkamoszatos szikes hínár	1,2	2	1	1
TK	B	B1 – Tavak zárt nádasai és gyékényesei	1,2	2	1	1
TK	B	B2 – Tavi harmatkásás, békabuzogányos, tavi kákás, mételykórós mocsarak	1,2	2	1	1
TK	B	B3 – Vízparti virágkákás, csetkákás, vízi hídörös stb. mocsarak és nádasok	1	2	1	1
TK	B	B4 – Zsombékosok	1,2	2	1	1
TK	B	B5 – Nem zsombékoló magassárrétek	1,2	2	1	1
TK	B	B6 – Zsiókás és sziki kákás szikes mocsarak	2	2	1	1
TK	C	C1 – Mészkerülő, illetve meszes talajú forráslápok	1	2	1	1
TK	C	C2 – Tőzegmohás átmeneti lápok	1,2	2	1	1
TK	C	C3 – Tőzegmohalápok	1,2	1,2	1	1
TK	D	D1 – Üde és nádasodó láprétek-rétlápok	1,2	2	1,2	1
TK	D	D2 – Kiszáradó kékperjés láprétek	1,2	2	2	1
TK	D	D3 – Dombvidéki mocsárrétek	1	2	1,2	1
TK	D	D4 – Alföldi mocsárrétek	2	2	1,2	1
TK	D	D5 – Patakparti és lápi magaskórósok	1,2	2	1,2	1
TK	E	E1 – Franciaperjés domb- és hegyvidéki rétek	1	2	2	1
TK	E	E2 – Veres csenkeszes hegyi rétek	1	2	2	1

TERM	ÉCSP	Á-NÉR	MAGS	FORM	NEDV	ANTR
TK	E	E3 – Hegyvidéki sovány gyepek	1	2	2	1
TK	E	E4 – Szőrfűgyepek	1	2	2	1
TK	E	E5 – Csarabosok	1	2	2,3	1
TK	F	F1 – Ürmöspuszták	2	2	3	1
TK	F	F2 – Szikes rétek	2	2	1,2	1
TK	F	F3 – Sziki magaskórósok	2	2	1,2	1
TK	F	F4 – Mézpázsitos szikfokok	2	2	1,2,3	1
TK	F	F5 – Padkás szikesek és szikes tavak iszapnövényzete	2	2	1,2,3	1
TK	G	G1 – Évelő nyílt homokpusztai gyepek	2	2	3	1
TK	G	G2 – Mészkedvelő nyílt sziklagyepek	1	2	3	1
TK	G	G3 – Mészkerülő nyílt sziklagyepek	1	2	3	1
TK	H	H1 – Zárt sziklagyepek	1	2	3	1
TK	H	H2 – Sziklafüves lejtősztyepprétek	1	2	3	1
TK	H	H3 – Pusztafüves lejtősztyeppék és erdősztyepprétek	1	2	3	1
TK	H	H4 – Stabilizálódott félszáraz irtásrétek, gyepek és száraz magaskórósok	1	2	3	1
TK	H	H5 – Alföldi sztyeppék	2	2	3	2
TK	I	I1 – Árterek és zátonyok pionír növényzete	2	2	1,2	1
TK	I	I2 – Löszfalnövényzet	1,2	2	3	1
TK	I	I3 – Sziklafalak és kőfalak pionír növényzete	1	1,2	2,3	1, 2
TK	I	I4 – Görgeteg pionír növényzet	1	2	2,3	1
TK	J	J1 – Fűz- és nyírlápok	1,2	1	1	1
TK	J	J2 – Égerlápok és égeres mocsárerdők	1,2	1	1,2	1
TK	J	J3 – Bokorfüzesek	2	1	1,2	1
TK	J	J4 – Fűz- és nyárligetek	2	1	1,2	1
TK	J	J5 – Égerligetek	1,2	1	2	1
TK	J	J6 – Tölgy-kőris-szil ligetek	1,2	1	2	1

TERM	ÉCSP	Á-NÉR	MAGS	FORM	NEDV	ANTR
TK	K	K1 – Alföldi gyertyános-tölgyesek és üde gyöngyvirágos-tölgyesek	2	1	2	1
TK	K	K2 – Hegyvidéki gyertyános-tölgyesek	1	1	2	1
TK	K	K3 – Nyugat-délnyugat-dunántúli bükkösök és gyertyános-tölgyesek	1	1	2	1
TK	K	K4 – Dél-dunántúli ezüst hársas-bükkösök és gyertyános-tölgyesek	1	1	2	1
TK	K	K5 – Középhegységi szubmontán és montán bükkösök	1	1	2	1
TK	K	K6 – Törmeléklejtő-erdők, szurdokerdők és sziklai bükkösök	1	1	2	1
TK	K	K7 – Üde mészkerülő tölgyesek és bükkösök	1	1	2	1
TK	L	L1 – Mészkedvelő és melegkedvelő tölgyesek	1	1	3	1
TK	L	L2 – Cseres-tölgyesek	1	1	3	1
TK	L	L3 – Lombelegyes, tölgyes jellegű sziklai maradványerdők	1	1	2,3	1
TK	L	L4 – Száraz mészkerülő tölgyesek	1	1	3	1
TK	M	M1 – Molyhos tölgyes bokorerdők	1	1	3	1
TK	M	M2 – Tatárjuharos lösztölgyesek	2	1	3	1
TK	M	M3 – Sziki tölgyesek	2	1	2,3	1
TK	M	M4 – Pusztai tölgyesek	2	1	3	1
TK	M	M5 – Borókás-nyárasok	2	1	3	1
TK	M	M6 – Sztyeppcserjések	1,2	1	3	1
TK	M	M7 – Sziklai cserjések	1	1	3	1
TK	M	M8 – Száraz-meleg erdőszegélyek	1,2	1	3	1
TK	N	N1 – Mészkerülő erdeifenyvesek	1	1	1,2	1
TK	N	N2 – Mészkedvelő erdeifenyvesek	1	1	3	1
TK	N	N3 – Lucfenyvesek	1	1	2	1
TK	V	U8 – Folyóvizek	1,2	1,2	1,2,3	1,2
TK	V	U9 – Állóvizek	1,2	1,2	1,2,3	1,2

TERM	ÉCSP	Á-NÉR	MAGS	FORM	NEDV	ANTR
FM	O	O1 – Kiszáradó, jellegtelen és másodlagos mocsarak és sásosok	1,2	2	1,2	2
FM	O	O2 – Zavart és degradált felszínek iszapnövényzete	2	2	1,2	2
FM	O	O3 – Ártéri és mocsári ruderalis gyomnövényzet	1,2	2	1,2	2
FM	O	O4 – Ártéri félruderalis gyomnövényzet	1,2	2	1,2	2
FM	O	O5 – Alföldi gyomos száraz gyepek	2	2	3	2
FM	O	O6 – Alföldi gyomos üde gyepek	2	2	2	2
FM	O	O7 – Domb- és hegyvidéki gyomos szárazgyepek	1	2	3	2
FM	O	O8 – Domb- és hegyvidéki gyomos üde gyepek	1	2	2	2
FM	O	O9 – Másodlagos, egyéves homoki gyepek	2	2	3	2
FM	O	O10 – Természetközeli mezsgyék, rézsúk és gátak növényzete	1,2	2	2,3	2
FM	O	O11 – Természetközeli gyepek felhagyott szántókon	1,2	2	3	2
FM	O	O12 – Felhagyott szőlők és gyümölcsösök	1,2	1, 2	3	1, 2
FM	O	O13 – Taposott gyomnövényzet	1,2	2	2,3	2
FM	P	P1 – Zárt erdők helyén kialakult vágáscserjések és őshonos fafajú pionír erdők	1,2	1	1,2,3	2
FM	P	P2 – Spontán cserjésedő-erdősödő területek	1,2	1	1,2,3	2
FM	P	P3 – Fiatal erdősítés degradált, természetközeli gyepmaradványokkal	1,2	1	2,3	2
FM	P	P4 – Fáslegelők	1,2	1	2,3	2
FM	P	P5 – Gesztenyeligetek	1	1	3	2
FM	P	P6 – Kastélyparkok és arborétumok az egykori vegetáció maradványaival vagy regenerálódás	1,2	1	2,3	2
FM	R	R1 – Spontán beerdősödött területek részben betelepült cserje- és gyepszinttel	1,2	1	1,2,3	2
FM	R	R2 – Tájidegen fafajokkalegyes erdők részben túlélte/betelepült cserje- és gyepszinttel	1,2	1	1,2,3	2
FM	R	R3 – Jellegtelen telepített erdők részben betelepült cserje- és gyepszinttel	1,2	1	1,2,3	2

TERM	ÉCSP	Á-NÉR	MAGS	FORM	NEDV	ANTR
NÉ	S	S1 – Akácosok	1,2	1	1,2,3	2
NÉ	S	S2 – Nemes nyárasok	1,2	1	1,2,3	2
NÉ	S	S3 – Egyéb tájidegen lombos erdők	1,2	1	1,2,3	2
NÉ	S	S4 – Erdei- és feketefenyvesek	1,2	1	1,2,3	2
NÉ	S	S5 – Egyéb tájidegen fenyvesek	1,2	1	1,2,3	2
NÉ	S	S6 – Nem őshonos fajokból álló spontán erdők és cserjések	1,2	1	1,2,3	2
NÉ	S	S7 – Facsoportok, erdősavók és fasorok (fásítások)	1,2	1	1,2,3	2
NÉ	T	T1 – Egyéves szántóföldi kultúrák	1,2	1,2	1,2,3	2
NÉ	T	T2 – Élelő szántóföldi kultúrák	1,2	1,2	1,2,3	2
NÉ	T	T3 – Zöldség- és dísznövénykultúrák	1,2	1,2	1,2,3	2
NÉ	T	T3 – Zöldség- és dísznövénykultúrák	1,2	1,2	1,2,3	2
NÉ	T	T4 – Rizskultúrák	1,2	1,2	1,2,3	2
NÉ	T	T5 – Vetett rétek és legelők	1,2	1,2	1,2,3	2
NÉ	T	T6 – Kistáblás mozaikok	1,2	1,2	1,2,3	2
NÉ	T	T7 – Nagyüzemi szőlők és gyümölcsösök	1,2	1,2	1,2,3	2
NÉ	T	T8 – Kiszüzei gyümölcsösök és szőlők	1,2	1,2	1,2,3	2
NÉ	T	T9 – Kiskertek	1,2	1,2	1,2,3	2
NÉ	U	U1 – Belvárosok, lakótelepek	1,2	1, 2	1,2,3	2
NÉ	U	U2 – Kertvárosok	1,2	1,2	1,2,3	2
NÉ	U	U3 – Falvak	1,2	1,2	1,2,3	2
NÉ	U	U4 – Telephelyek, roncsterületek	1,2	1,2	1,2,3	2
NÉ	U	U5 – Meddőhányók	1,2	1,2	1,2,3	2
NÉ	U	U6 – Nyitott bányafelületek	1,2	1,2	1,2,3	2
NÉ	U	U7 – Homok-, agyag- és kavicsbányák, csupasz löszfalak, digó- és kubikgödrök	1,2	1,2	1,2,3	2

Jelmagyarázat / Legend

- TERM** – természetesség / *Naturalness*
- TK – természetes, természetközeli élőhelyek / *natural, near natural habitats*
 - FM – félig természetes, másodlagos élőhelyek / *semi-natural or secondary habitats*
 - NÉ – nem természetes élőhelyek / *human dominated (non natural) habitats*
- ÉCSP** – élőhelycsoport / *Habitat group*
- A – Hínavasok / *Euhydrophyte habitats*
 - B – Mocsarak / *Marshes*
 - C – Forráslápok, átmeneti és dagadólápok / *Flushes, transition mires and raised bogs*
 - D – Üde sík- és dombvidéki rétek és rétlápok / *Rich fens, meadows and tall herb communities*
 - E – Domb- és hegyvidéki gyepek / *Colline/montane hay meadows, acid grasslands & heaths*
 - F – Szikések / *Halophytic habitats*
 - G – Nyílt szárazgyepek / *Dry open grasslands*
 - H – Zárt száraz és félszáraz gyepesek / *Dry and semi-dry closed grasslands*
 - I – Nem ruderalis pionír növényzet / *Non-ruderal pioneer habitats*
 - J – Liget- és láperdők / *Riverine and swamp woodlands*
 - K – Üde lomboserdők / *Mesic deciduous woodlands*
 - L – Zárt száraz lomboserdők / *Closed dry deciduous woodlands*
 - M – Fellazuló száraz lomboserdők és cserjések / *Open dry deciduous woodlands*
 - N – Fenyőerdők / *Coniferous woodlands (natural)*
 - O – Másodlagos, jellegtelen származék mocsarak, rétek és gyepesek / *Secondary & degraded marshes & grasslands*
 - P – Természetközeli, részben másodlagos gyeperdő mozaikok / *Semi-natural, secondary woodland-grassland mosaics*
 - R – Másodlagos, illetve jellegtelen származékerdők és ligetek / *Semi-natural closed woodlands*
 - S – Telepített erdészeti faültetvények és származékaik / *Forestry plantations*
 - T – Agrár élőhelyek / *Agricultural habitats*
 - U – Egyéb élőhelyek / *Other habitats*
 - V – Egyéb élőhelyek (folyók és tavak) / *Standing & running waters*
- MAGS** – magassági elterjedés / *altitudinal zone*
- 1 – hegy- és dombvidéki / *colline & montane zone*
 - 2 – síkvidéki (200 m tszfm. alatt) / *plain zone (below 200 m a.s.l.)*
- FORM** – formáció / *vegetation form*
- 1 – fás / *woodland*
 - 2 – fátlan / *treeless*
- NEDV** – termőhely vízellátottsága / *water supply of habitats*
- 1 – vízi-mocsári / *water bodies or marshland*
 - 2 – üde / *humid, mesic conditions*
 - 3 – száraz / *dry condition*
- ANTR** – antropogén befolyásoltság / *human influence*
- 1 – természetközeli / *near-natural*
 - 2 – degradált, nem természetes / *degraded, human influenced*

3. melléklet. A természetességre súlyozott Á-NÉR diverzitás számítása.
Appendix 3. Calculation of G-NHCS diversity weighted by naturalness.

A számítás menetét Ózd élőhelytérképének példáján mutatjuk be, ahol az élőhelyek összesített terület-adataiból indultunk ki.

R5x5_118 Ózd				pi	- pi * ln(pi)
Természetközeli élőhelyek					
B5	2 353 m ²	B5	2 353 m ²	0,0001	0,0009
H4	11 649 m ²	H4	11 649 m ²	0,0005	0,0036
J3	8 229 m ²	J3	8 229 m ²	0,0003	0,0026
K2	1 073 619 m ²	K2	1 073 619 m ²	0,0429	0,1351
K5	225 081 m ²	K5	225 081 m ²	0,0090	0,0424
L2	392 729 m ²	L2	392 729 m ²	0,0157	0,0652
U9	40 179 m ²	U9	40 179 m ²	0,0016	0,0103
Féltermészetes élőhelyek					
O1	383 126 m ²	O	7 114 618 m ²	0,2843	0,3576
O7	5 972 208 m ²				
O11	663 177 m ²				
O12	96 107 m ²				
P1	232 218 m ²	P	1 151 126 m ²	0,0460	0,1416
P2	539 248 m ²				
P3	379 660 m ²				
R2	701 564 m ²	R	701 564 m ²	0,0280	0,1002
Nem természetes élőhelyek					
S1	1 659 568 m ²	NEM természetes	14 301 207 m ²	0,5715	0,3197
S4	419 794 m ²				
S5	394 547 m ²				
S6	67 219 m ²				
S7	1 316 m ²				
T6	888 309 m ²				
T8	228 189 m ²				
T9	165 217 m ²				
U1	3 452 656 m ²				
U2	5 049 601 m ²				
U4	1 797 792 m ²				
U5	176 999 m ²				
ÖSSZ.	25 022 354 m²		25 022 354 m²	DIV_(Á-NÉR):	1,1793

A MOHÁK MONITOROZÁSÁNAK EREDMÉNYEI

Papp Beáta¹, Ódor Péter², Szurdoki Erzsébet¹

¹MTM Növénytár, H-1087 Budapest, Könyves Kálmán körút 40.

²ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék,

H-1117 Budapest, Pázmány P. sétány 1.

pappbea@bot.nhmus.hu, ope@ludens.elte.hu, szurdoki@bot.nhmus.hu

ÖSSZEFOGLALÁS

A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) keretében 2000 óta zajlik a mohafajok és mohaközösségek monitorozása. Ebben az időszakban az adatgyűjtés mellett megtörtént a szabványos mintavételi módszertan tesztelése, a protokollok módosítása és véglegesítése is.

A NBmR keretein belül a fajok monitorozása során 6 veszélyeztetett mohafaj korábbi előfordulásait és potenciális új élőhelyeit ellenőrizzük, és a megtalált populációk méretének változását követjük nyomon. A mohaközösségek monitorozása keretében a mohákban gazdag élőhelyeken (vizes élőhelyek, száraz gyepek, szikések, erdők) a mohavegetáció faji összetételének (fajkészlet, gyakoriság viszonyok), funkcionális összetételének (ökológiai indikátor értékek, stratégiák megoszlása), valamint közösségi jellemzőinek (pl. diverzitás) változását vizsgáljuk.

Jelen munka bemutatja a moha biodiverzitás-monitorozás általános módszertanát és annak kezdeti eredményeit. A fajmonitorozás esetében elsősorban a kiejelölt fajok ismert lelőhelyeinek ellenőrzését és a lokális populációk időbeli nyomon követését, a mohaközösségek monitorozása esetében pedig a különböző élőhelytípusok mohaközösségen alapuló összehasonlítását ismertetjük. Mind a fajmonitorozás, mind a mohaközösségek monitorozása esetében a dinamikára vonatkozó eredményeket egy-egy példán keresztül mutatjuk be.

A fajmonitorozás során három fajnak egyáltalán nem tudtuk jelenleg is létező populációját kimutatni hazánkban (*Drepanocladus vernicosus*, *Mannia triandra*, *Orthotrichum rogeri*). A három további faj (*Buxbaumia viridis*, *Dicranum viride*, *Pyramidula tetragona*) esetében is a korábbi lelőhelyek nagy részén az ellenőrzés sikertelen volt. A meglévő populációk mérete rendkívül kicsi, a fajok a jelenlegi élőhelyeiken nagyon veszélyeztetettek.

A vizsgált élőhelyek közül a száraz gyepek mohaközössége mutatja a legnagyobb diverzitást. A száraz gyepekben és a szikeseken a vizes élőhelyekhez képest nagyobb az egyéves vándorló (AS), rövid életű vándorló (SL) és kolonista (C) fajok aránya. A szikeseken a mohaközösség vízigény-spektruma széles, ami a szikesek szélsőséges vízgazdálkodásával magyarázható. A száraz gyepek mohaszintje a nyílt sziklagyepek esetében a leginkább fajgazdag. A nyílt sziklagyepekben és a homoki gyepekben a rövid életű fajok az uralkodók, míg a zárt sziklagyepekben jelentős az évelő fajok aránya. A nyílt sziklagyepek faji összetétele jelentős mértékben eltér hazánk különböző növényföldrajzi régióiban. A nyílt sziklagyepekben és a szikeseken a mohavegetációt igen intenzív dinamika jellemzi a rövid életű fajok esetleges, bizonyára időjárásfüggő megjelenése miatt. A vizes élőhelyek mohavegetációja az állandóbb körülményekhez alkalmazkodott, mégis – várakozásainkhoz képest – intenzívebb dinamikát mutatott. Az erdők esetében a talajszint mohaközösségének diverzitását alapvetően a különböző aljattípusok diverzitása szabja meg. Az epifiton mohaközösségek jelentős magassági zonációt mutatnak a fákon, diverzitásukat nagymértékben növelik a kedvezőbb fényviszonyok, valamint a nagyméretű fák jelenléte.

A mohafajok és -közösségek hosszú távú monitorozásának jelentőségét az alábbiakban foglaljuk össze:

- (1) európai és hazai jelentőségű ritka fajok populációinak állapotát, veszélyeztetettségét nyomon követhetjük,
- (2) mohaközösségek összetételének és szerkezetének változásáról gyűjtünk alapadatokat, amelyek egyben az élőhelyek állapotának indikálására is alkalmasak,
- (3) tudományos igényű, széles körű összehasonlításokra, dinamikai megfigyelésekre lesz lehetőség a szabványos mintavételezés alapján,
- (4) más monitorozott komponensekkel (pl. edényes vegetáció), vagy abiotikus adatokkal vethetők össze az eredmények az azonos mintavételi helysín alapján,
- (5) a hazai és európai adatszolgáltatási kötelezettség teljesíthető.

A mohaközösségek monitorozásának kutatási jelentőségét növeli, hogy új kutatási eredményeket nyújt az élőhelyek mohaszintjének dinamikai folyamatairól, amiről alig rendelkezünk tudományos ismeretekkel. A kötetben bemutatott monitorozás ezért is úttörő jellegű erőfeszítésnek tekinthető.

BEVEZETÉS

A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) egyik célja, hogy nyomon kövesse egyes kiválasztott fajok országos elterjedésének, lokális populációik méretének időbeni változását (fajmonitorozás, Török 1997), a másik, hogy különböző élőhelyek reprezentatív állományaiban hosszú távon vizsgálja az élővilág változását (életközösségek monitorozása, Kovács–Láng és Török 1997). A mohák esetében mindkét típusú, hosszú távú megfigyelés-sorozat (monitorozás) zajlik a NBmR keretében, figyelembe véve a fajmonitorozás és az életközösségek monitorozásának általános céljait.

1. A **fajmonitorozás** keretében kiválasztott mohafajok korábbi előfordulásait és potenciális új élőhelyeit ellenőrizzük és a megtalált populációk méretének változását követjük nyomon. Ez a vizsgálat sorozat hosszú távon adatot szolgáltat a kiválasztott fajok magyarországi előfordulásairól, lokális populációik állapotáról, veszélyeztetettségükről és azok változásáról. Ennek segítségével lehetővé válik a kiválasztott fajok veszélyeztetettségének, védettségi státuszának hazai és nemzetközi értékelése; biológiai háttér-információk nyújtása egyes természetvédelmi döntések előkészítésében; a hosszú távú adatok révén tudományos kutatások megalapozása e fajok populációdinamikájára vonatkozóan. E vizsgálatok három fő kérdéskör megválaszolására irányulnak: mennyi és hogyan változik a faj országon belüli lokalitásainak száma; mekkora és hogyan változik a faj lokális populációinak mérete; milyen mértékben veszélyeztetettek a faj lokális populációi?

2. A **mohaközösségek monitorozása** keretében mohákban gazdag élőhelyeken (vizes élőhelyek, száraz gyepek, szikesek, erdők) a mohavegetáció faji összetételének (fajkészlet, gyakoriság viszonyok), funkcionális összetételének (ökológiai indikátor értékek, életformák, stratégiák megoszlása), valamint közösségi jellemzőinek (pl. diverzitás) változását követjük nyomon.

A mohaközösségek monitorozásának fő kérdése: hogyan változnak a mohavegetáció fenti jellemzői hosszú távon a különböző élőhelytípusok kijelölt állományaiban. E vizsgálat sorozat tudományos jelentőségét fokozza, hogy a mohaközösségek dinamikájára vonatkozóan nemzetközi szinten is igen kevés ismerettel rendelkezünk. A monitorozásra kijelölt állományok védett területeken találhatóak és természetvédelmi szempontból kiemelt jelentőségű társulásokat reprezentálnak (Borhidi és Sánta, 1999). A kijelölt mintaterületek hazánk különböző növényföldrajzi régióiban helyezkednek el. A mintaterületeken a mohavegetáció megfigyelése mellett többnyire más élőlénycsoportok, elsősorban az edényes növényzet monitorozása zajlik.

Jelen munka bemutatja a moha biodiverzitás-monitorozásának a NBmR keretében kifejlesztett és tesztelt általános módszertanát, és a teljesség igénye nélkül ismerteti annak kezdeti eredményeit. Mivel e vizsgálat 2000 óta folyik, a fajmonitorozás és a mohaközösségek monitorozása esetében is egy-egy lokalitásról általában 1-2, ritka esetben három ismétléssel rendelkezünk, ami a dinamikára vonatkozó megállapításokhoz nem elegendő. Ezért a fajmonitorozás esetében elsősorban a kijelölt fajok lokalitásainak ellenőrzéséről, a mohaközösségek monitorozása esetében pedig elsősorban a különböző élőhelytípusok mohaszintjének összehasonlításáról tudunk beszámolni. Mind a fajmonitorozás, mind a mohaközösségek monitorozása esetében a dinamikára vonatkozó eredményeket elsősorban demonstrációs célból, egy-egy példán keresztül mutatjuk be.

A fajmonitorozás eredményeiről már korábban is megjelentek publikációink. A vizsgált fajok esetében az egész országra kiterjedő egykori előfordulások ellenőrzéséről folyó munka előzetes eredményeit, annak módszereit Papp és mtsai (2000) cikke tartalmazza. A különböző élőhelyek különféle aljzatain (árnyas sziklafalakon, lápréteken, korhadó fákon) élő védett mohafajoknál teszteltük a monitorozás lehetőségeit és nehézségeit, e témában is született egy módszertani publikációnk (Papp és mtsai 2002). A monitorozott fajok veszélyeztetettségének becsüléséről és IUCN kategóriákba sorolásukról 2003-ban jelent meg cikkünk (Papp mtsai 2003).

A mohaközösségek monitorozásának eredményeiről eddig több tudományos konferencián számoltunk be.



1. fotó. Zöld koboldmoha (*Buxbaumia viridis*) – Az EU Élőhelyvédelmi irányelvének mellékletében szereplő monitorozott mohafaj

Photo 1. *Buxbaumia viridis* – a monitored bryophyte species listed in the EU Habitat Directive

ANYAG ÉS MÓDSZER

FAJMONITOROZÁS

A vizsgálatba az európai léptékben is védett, ill. veszélyeztetett fajok kerültek be, aminek megállapításához fontos támpont volt az Európai Közösség irányelve (a Tanács 92/43/EGK számú irányelve, 1992. május 21.) a természetes élőhelyek és vadon élő állatok és növények védelméről (továbbiakban: élőhelyvédelmi irányelv) mellékleteinek fajlistája, valamint az Európai moha vörös könyv (ECCB 1995). Ennek alapján a monitorozáshoz 6 mohafajt választottunk ki, amelyeknek élőhelyét, jellemző aljzatát és életstratégiájukat is megadjuk az 1. táblázatban. Az egyes mohafajokra jellemző életstratégiai mutatók (During 1979, 1992) magyarázatát az 1. melléklet tartalmazza.

Fajok/ <i>species</i>	élőhely, aljzat/ <i>habitat, substrate</i>	Életstratégia/ <i>life strategy</i>
Zöld koboldmoha (<i>Buxbaumia viridis</i>)	korhadt fatönk vagy talaj (erdő) / <i>decayed wood or soil (forest)</i>	kolonista (C) / <i>colonist</i>
Zöld seprőmoha (<i>Dicranum viride</i>)	fa / <i>tree trunk</i>	évelő (P) / <i>perennial</i>
Karcú sarlósmoha (<i>Drepanocladus vernicosus</i>)	láprét / <i>wet meadows</i>	évelő (P) / <i>perennial</i>
Sziklai illatosmoha (<i>Mannia triandra</i>)	árnyas mészkő szikla / <i>shaded lime rocks</i>	rövidéletű vándorló (SL) / <i>short lived shuttle</i>
Alhavasi szőrössüvegű moha (<i>Orthotrichum rogeri</i>)	fa / <i>tree trunk</i>	kolonista (C) / <i>colonist</i>
Négysarkú piramismoha (<i>Pyramidula tetragona</i>)	talaj (sziklagyep) / <i>soil (rocky grasslands)</i>	egyéves vándorló (AS) / <i>annual shuttle</i>

1. táblázat. Az EU élőhelyvédelmi irányelv és a Berni egyezmény fajlistáin hazánkban előforduló 6 mohafaj és a monitorozás szempontjából fontos, jellemző adataik.

Table 1. Threatened bryophytes (listed in the appendices of EU Habitat Directive 1992 and Bern Convention 1979) occurring in Hungary and some of their characteristic features (life strategy types see in App. 1).

A munka folyamán e fajok korábbi előfordulásait ellenőriztük. Ezeket a herbáriumi adatok (MTM Növénytárának és az EKTF Növényteni Tanszékének herbáriumi), valamint a gyűjtők, Boros Ádám és Vajda László terepnaplói (Boros 1915–1971, Vajda 1933–1978) alapján határoztuk meg. Ha a faj megtalálása sikertelen volt, megpróbáltuk megítélni, hogy az egykori lelőhely milyen mértékben alakult át, mennyire tekinthető még a faj potenciális élőhelyének. Sikeres megtalálás esetén pontosan térképre vittük és GPS-el bemértük a lelőhelyet, majd jellemeztük a lokális populáció méretét. Az ellenőrzést kiterjesztettük a régió további potenciális élőhelyeire is.

A fajok populációméretének megállapítása a megtalált lelőhelyeken egyedszám-beccsléssel történt (Hallingbäck és mtsai. 1998). Minden monitorozásra kijelölt faj esetében az egyedszám meghatározása során az ECCB (European Committee for Conservation of Bryophytes) ajánlásait, elveit követtük. Így a fakérgen és korhadt fán élő fajok esetében (*Buxbaumia viridis*, *Dicranum viride*, *Orthotrichum rogeri*) a populáció mérete egyenlő a kolonizált fák számával, míg a gyepeket, párnákat alkotó talaj- és sziklalakó fajok esetében az egyedszám egyenlő a gyepek, párnák számával. A *Pyramidula tetragona* 2x2 cm-s gyepecskékben nő. E faj esetében a gyepecskék számát tekintjük egyedszámnak. A ritka, veszélyeztetett *Drepanocladus* fajokat a magyarországi lápréteken 1-3 tenyérnyi gyepekben találjuk, ezek száma az egyedszám. A *Mannia triandra* telepes májmoha esetében egyedszámnak a telepek számát tekintjük.

A monitorozás gyakoriságát a fajok életstratégiáinak megfelelően állapítottuk meg. Az évelő (P) fajok esetében 3-4 évente, az egyéves vándorló fajok (AS), a kolonista (C) és rövidéletű vándorló (SL) fajok esetében évente végeztük el a mintavételezést a herbáriumi adatok alapján megállapított legalkalmasabb időpontban. Az adott élőhely és faj esetében a mintavételezést a vizsgálati évek hasonló időszakára terveztük.

MOHAKÖZÖSSÉGEK MONITOROZÁSA

A mohaközösségek monitorozását vizes élőhelyeken, száraz gyepekben, szikeseken és erdőkben végeztük. A különböző társulások mintavételi helyeit, valamint a felmérés éveit a 2–5. melléklet tartalmazza. Az erdőrezervátum területeken, illetve azok puffer zónáiban az erdészeti tevékenységek hatásának tanulmányozására lehetőség szerint 3 mintanegyzetet jelöltük ki (5. melléklet); egyet a magterületen, egyet a védőzónában, azonos társulásban és egyet a monitorozandó társulás helyére ültetett tájidegen erdőben. A mintavételek gyakoriságát vizes élőhelyeken 3 évente, száraz gyepekben 2 évente tavasszal, szikeseken évente tavasszal és ősszel, míg erdőkben 4 évente javasoltuk.

A mohaközösségek monitorozásának felvételezési módszertana kapcsolódik a NBmR növénytársulás-monitorozásának módszertánához (Kovács–Láng és

Török 1997). A növénytársulások monitorozására kijelölt, 50x50 m-es állandó mintaterületeken (amelyekben több élőlénycsoport monitorozása is megvalósulhat) a mohaközösségek vizsgálata kisebb, állandó mintanegyzetekben történt, ezeknek mérete fátlan élőhelyeken 10x10 m, erdőrezervátumokban 16x16 m. A kisebb mintaterület választását az indokolja, hogy a mohák az edényes növényekhez képest finomabb térléptékű mintázatban jelennek meg, ezért a mohavegetáció jellemzése esetében a kisebb mintanegyzetet is reprezentatívnak tartjuk. A 10x10 m-es mintanegyzetekben technikailag egyszerűbb a mohákra kidolgozott szisztematikus mintavételezés végrehajtása. Az erdőben a mintanegyzet nagyobb méretét (16x16 m) az epifiton, a fán élő mohaközösség mintavételezéséhez szükséges kb. 10 faegyed mintanegyzetbe kerülése indokolja. A mintanegyzetek mohaközösségének felvételezésére az alábbi módszereket használtuk: tömegességgel súlyozott fajlista készítése; szisztematikus felvételezés a talajszinten (talajt, sziklákat és fekvő faanyagot érintve), jelenlét/hiány adatokat regisztrálva; az erdőben ezeken felül az epifiton mohavegetáció felvételezése. A különböző mintavételi módszereket az alábbiakban ismertetjük, ennek részletes leírása a NBmR protokollokban található (www.kvvm.hu).

1. A mintanegyzeetről készített teljes fajlista

Regisztráltuk a mintanegyzetben előforduló mohafajokat, valamint megbecsültük tömegességüket-gyakoriságukat az előforduló aljzattípusokon külön-külön. A lehetséges aljzattípusok: talaj, kő, fa. Az aljzatok elkülönítése azért lényeges, mert a különböző aljzatokon nagyon eltérő a mohavegetáció faji összetétele. Az egyes fajok tömegességét-gyakoriságát az alábbi négyfokozatú ordinális skálán becsültük:

- 1 – nagyon ritka: a fajnak csak nagyon kevés előfordulását regisztráltuk, melyek tömegessége elenyésző (1-2 szál moha).
- 2 – ritka: a növény néhányszor előfordul a mintanegyzetben, tömegessége kicsi.
- 3 – gyakori: a növény gyakran előfordul a mintanegyzetben, de tömegessége kicsi, vagy kevesebb, de nagyobb borítású foltja van.
- 4 – tömeges: a növény gyakran megtalálható, nagy foltokat alkot, borítása jelentős (általában >10%), a mintanegyzet moha biomasszájában meghatározó szerepet játszik.

2. Szisztematikus felvételezés a mintanegyzet talajszintjén

Fátlan élőhelyeken a 10x10 m-es (100 m² nagyságú) mintanegyzetekben 25 db 0.5x0.5 m-es kvadrátot helyeztünk ki egy kétméteres rácsháló rácspontjai mentén, szisztematikusán (5 sor és 5 oszlop). A kvadrátok méretét a mohafajok térbeli mintázata, valamint a kvadrát áttekinthetősége indokolja. A kvadrátok szisztematikus térbeli elhelyezése lehetővé teszi, hogy a dinamikai folyamatokat ne

csak a mintanegyzet, hanem a kvadrátok szintjén is elemezzük (állandó kvadrátok). Az erdők 16x16 m-es mintanegyzeiteiben 64 db 0.5x0.5 m-es kvadrátot helyeztünk ki szintén egy kétméteres rácsháló rácspontjai mentén, szisztematikusan (8 sor és 8 oszlop). A kvadrátokban a fajok előfordulását regisztráltuk (jelenlét/hiány adatok), valamint feltüntettük, hogy milyen aljzaton fordultak elő (talaj, holt faanyag, kő). A mintavétel feldolgozása során a fajokat aljzatpreferencia alapján nem különítettük el.

3. Epifiton mohaszint szisztematikus mintavétele álló fákon az erdőrezervátumokban

Az epifiton mohaszintre vonatkozó mintavétel minden olyan álló (élő vagy elhalt) fára kiterjedt a mintanegyzetben, amelynek mellmagassági kerülete meghaladta a 60 cm-t (19,1 cm-es átmérő). Az ennél vékonyabb fákon epifiton mohavegetáció nem, vagy csak igen szegényesen jelenik meg. Mivel az epifiton mohák jellemző vertikális zonációt mutatnak a fákon, a talajtól számítva három szintben történt mintavétel: 10 cm (1. szint), 70 cm (2. szint), 140 cm (3. szint) magasságban. Mindhárom szintben egy 10 cm széles hengerpalást mentén (a szint magasságától fölfelé és lefele 5-5 cm-t számolva) regisztráltuk a mohafajok előfordulásait (bináris adatok). Ennek alapján egy elemi mintavételi egységnek egy fán az adott szintben végzett mintavétel tekinthető. A mintanegyzetre vonatkozóan megadjuk a fafajok megoszlását (mellmagasságban 60 cm-nél nagyobb kerületűekre), valamint átlagos átmérőjét a 3. szint (140 cm) alapján.

A felvételezések során a lombos mohák esetében Corley és mtsai (1981) és Corley és Crundwell (1991), a májmohák esetében Grolle (1983) nomenklatúráját használtuk.

A három közösségi szintű mintavételezési módszerrel gyűjtött alapadatok alapján a következő mutatókat számoltuk ki: átlagos fajszám a mintanegyzetben (10x10 m vagy 16x16m), átlagos Simpson-diverzitás (Tóthmérész 1996), átlagos kvadrátonkénti fajszám (25 ill. 64 db kvadrát alapján), fajok gyakoriságai a kvadrátokban, fajok relatív gyakoriságai (adott faj előfordulási száma/ az összes faj összes előfordulása). Igen informatív az életközösség bolygatási rezsimjére, és a legfontosabb háttértényezőik állandóságára vagy változására vonatkozóan az életmenet-stratégia típusok megoszlása. Az egyes mohafajokra jellemző életstratégia-mutatók (During 1979, 1992) magyarázatát az 1. melléklet tartalmazza, a hazai mohaflóra életmenet-stratégia típusok szerinti besorolását Orbán (1984) végezte el. Meghatároztuk a rövid életű fajok arányát (F+AS+SL+C / F+AS+SL+C+LS+P életmenet-stratégia típusok), mely megmutatja a rövid életű tartamú (maximum néhány év), nagy reprodukcióval rendelkező fajok arányát.

A fajok relatív vízigényét jellemző mutatószámok (W értékek) megoszlása az életközösség vízviszonyaival szoros összefüggést mutat. A relatív vízigény

mutatószámait a Zólyomi és Précsényi (1964) által kidolgozott 11 fokozatú skálát és definíciókat követik, a hazai mohafajok besorolását Orbán (1984) végezte el. Jelen dolgozatunkban e kategóriákat az alábbiak szerint vontuk össze: 0-2 (száraz), 3-4 (mérsékelt száraz), 5-6 (üde), 7-8 (nedves), 9-11 (vizes). Száraz gyepek esetében is az összevont flóraelem-kategóriák megoszlását adjuk meg, amely az éghajlat megváltozásával feltehetően szoros összefüggést mutat. A flóraelemek megadásánál Düll (1983, 1984, 1985, 1992) munkáit követtük és összevont flóraelem-kategóriákat használtunk, az egyes kategóriákba tartozó elemeket a 6. mellékletben foglaltuk össze.

EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉS

FAJMONITOROZÁS

A vizsgálatba vont 6 fajnak 46 korábbi lelőhelyét ellenőriztük, amelyből 14 lokalitásban bizonyítottuk a fajok jelenlegi előfordulásait, míg 32 lelőhelyen keresésük, újramegtalálásuk sikertelen volt. Három faj esetében nem sikerült jelenleg is létező populációt kimutatni. Ezek, a természetvédelmi szempontból szomorú eredmények jól tükrözik az elmúlt 30-40 év jelentős mértékű természetpusztítását hazánkban, ami különösen a vizes élőhelyeken és az erdőkben található lokalitásokat érintette. A megtalált fajok populációméretei is nagyon kicsik (<50 egyed), így mindenképpen a közvetlenül veszélyeztetett (CR) IUCN kategóriába kell sorolnunk őket Magyarországon.

A továbbiakban részletezzük az egyes fajokra vonatkozó eredményeket.

Drepanocladus vernicosus (MITT.) WARNST.

Boreális elterjedésű oligotróf, legalább időszakosan jelentős vízborítású, tocsgós, alacsony fűvű lápréteken élő faj. Annak ellenére, hogy korábban az ország egyes helyein (pl. Őrség) tömeges előfordulásai is voltak (Szőce, Vendvidék – Pócs Tamás in verb.), eddig nem sikerült az ellenőrzések során újra megtalálni egyetlen populációját sem, pedig a régi lelőhelyek többségét kétszer is megvizsgáltuk 1999 és 2002 között. Így a faj élőhely-igényére is csak irodalmi adatok, illetve személyes közlések alapján következtethetünk.

A faj morfológiai bélyegei alapján könnyen felismerhető. Azokon a helyeken, ahol egykori élőhelye teljesen elpusztult, kihaltnak tekinthető. Ahol az élőhely állapota és a fajkészlet alapján a moha potenciálisan előfordulhat, elképzelhető a faj későbbi megtalálása a további vizsgálatok során. Ilyenek a türjei láprét, a soproni Kis-Tómalmi láprét, a dabasi Vizesnyílás, a szőcei láprét, valamint a Vendvidék egyes láprét foltjai.

Mannia triandra (SCOP.) GROLLE

Alpin-montán elterjedésű faj, amelynek egyetlen lelőhelye ismert Magyarországon, a Bükk hegységben, ahol 1978-ban találták meg. Az Északi-, Keleti-, Déli-Kárpátokban szórványosan fordul elő. Nagy, árnyas, függőleges mészkő sziklafalak tövében élő telepes májmoha. A magyarországi lelőhelyen valószínűleg egy kis méretű, instabil populációja élt, amely sérülékenysége miatt hamar megszűnt, kipusztult. Eddig 1999-ben és 2001-ben sikertelenül ellenőriztük a termőhelyét. Mivel a faj időszakosan jelenik meg, és a spóraérés után a májmoha-telep szétesik, így az ismételt keresés eredményt hozhat. Azóta a korábbi lelőhelyet nem ellenőriztük.

Orthotrichum rogeri BRID.

Atlantikus, montán elterjedésű faj, amely Közép-Európában előfordul Ausztriában, Csehországban, Németországban, Lengyelországban. Mindenütt a regionális vörös könyvekben szerepel, ritka, potenciálisan veszélyeztetett (vulnerable) vagy az eltűnt kategóriában. Az utóbbi azt jelenti, hogy az adatai régiek, 40-50 évesek és újak nincsenek, illetve a régi helyeken a keresése sikertelen volt, úgy ahogy nálunk is. Három lelőhelye ismert Magyarországon. Nálunk világos erdőkben, elsősorban keményfa-ligeterdőkben, kőrisen, tölgyön, illetve szilfán találták egy-egy példányát. A lelőhelyein is ritka lehetett, a herbárium példányok egy-egy kisméretű gyepecskéből állnak. A kérdéses erdők bármelyik fáján előfordulhat, ráadásul más, gyakoribb *Orthotrichum* fajokkal él együtt a fák kérgén, amelyektől terepen igen nehezen különböztethető meg. Mindez nagyon megnehezíti a megtalálását a régi és az új potenciális lelőhelyeken is. 1999-ben és 2001-ben sikertelenül ellenőriztük a korábbi lelőhelyeit (Papp és mtsai 2002).

Buxbaumia viridis (MOUG. EX LAM. ET DC.)

Boreális, montán elterjedésű faj. Korhadó fán és néha humuszban gazdag savanyú talajon is előfordul. A mohát csak a viszonylag nagyméretű (1 cm-es) spóratokjának a kifejlődése után lehet megtalálni, akkor viszont jól felismerhető. A humuszos, savanyú talajon való megjelenése nagyon esetleges, időjárásfüggő. Valószínűleg csapadékos tavasz után sok spóratokkal jelenik meg. Magyarországon 7 helyről volt korábbi adata (Papp és mtsai 2003). A herbárium példányok ellenőrzése során 2 gyűjtőhely esetében csak a gyakoribb rokonfaj a *B. aphylla* atipikus példányait tartalmazta a kapszula, 2 másik gyűjtőhely példányai pedig csak fiatal sporofitonnal rendelkeztek, amelyek alapján a két faj elkülönítése bizonytalan. Így 2 olyan gyűjtőhely van biztosan, ahol savanyú talajról szedték, és csak egyetlen helyen, a bükki Leány-völgyben gyűjtötték korhadt fáról hazánkban. Egyetlen támpont, hogy gyakran fordul elő egy másik mohafaj, a *Leucobryum glaucum* társaságában. Azokon a lelőhelyeken, ahol savanyú talajról szedték, nem sikerült a fajt megtalálnunk, a korhadt fán élő állományát a Bükk hegységi Leány-völgyben viszont sikeresen ellenőriztük. Jelenlegi egyetlen meglévő populációjának pontos adatai a következők:

Borsod-Abaúj-Zemplén, Bükk, Nagyvisnyó, Leány-völgy, Hollókő szikla alatt, korhadt bükk fán, 720 m, 1999.10.01. és 2000.11.10., leg., det. Ódor, P., Papp, B., Szurdoki, E. Korábbi adat; 1953.08.07. leg., det. Boros, Á.

A populáció igen kicsi. 1999-ben összesen 14 spóratokot számoltunk meg 3 erősen korhadt fán, míg 2000-ben egyet, 2001-ben és 2002-ben nem találtunk egyet sem. 2003-ban újra megtaláltuk a faj két sporofitonját egy újabb, erősen

korhadtt fán. A korábbi kolonizált korhadtt fák közül kettő megszűnt. Egyik elkorhadtt, a másikra rádőlt egy nagy fa, amelytől összeroppant, szétesett. Az egyetlen megmaradt, korábban kolonizált fán a faj spóratokját nem sikerült felfedeznünk. Ahogy azt korábban már megállapítottuk, a korhadtt fa felszíne rövid életű, folyamatosan pusztuló aljzat, a lokális populáció fennmaradását csak a folyamatos kolonizáció, valamint a megfelelően nagy átmérőjű és megfelelő korhadtsági állapotú fadarabok folyamatos jelenléte biztosíthatja.

E faj populációméretének becsléséről a tapasztaltak és az ECCB ajánlása alapján a következőt mondhatjuk el. A faj populációmérete egyenlő a kolonizált fák számával, mivel egy fa megszűnése az összes, azon a fán élő egyed pusztulásával jár. Mindezek alapján a faj populációmérete 1999-ben 3, 2000-ben 1, 2001 és 2002-ben nem találtuk, míg 2003-ban ismét egy egyed volt.

Dicranum viride (SULL.ET LESQ.) LINDB.

Szubkontinentális, montán elterjedésű faj. Közép-Európában és a Kárpátokban is előfordul. Csehországban és Olaszországban a veszélyeztetett (endangered) kategóriában szerepel a vörös könyvekben, Németországban viszont viszonylag elterjedt. Megtalálható Jugoszláviában és Romániában is.

A fajnak a Bükkből és a Zempléni-hegységből több adata, míg az ország más területeiről csak néhány szórvány adata ismert. Élő és korhadtt bükk és tölgyfákon, szórványosan más lombhullató fákon is, valamint néha sziklákon él. Az Európai moha vörös könyv (ECCB 1995) szerint a faj fő szubsztrátja az idős lombhullató fák törzse az egész éven át humid körülményeket nyújtó erdőkben. Nálunk is többnyire ilyen helyeken fordul elő, de van néhány bükki adata melegkedvelő tölgyesből is. Idősebb üde erdeinkben keresése indokolt lenne.

A faj egy közeli rokonától, a *Dicranum tauricum*-tól, amely egyben hasonló élőhely-igényű is, terepen nem különböztethető meg, így ez a helyszínen való azonosítását, valamint a populáció méretének becslését nagyon megnehezíti. Hat régi lelőhelyén ma is előfordul, 4 új adata van, 8 régi lelőhelyen nem találtuk meg. A Bükkben két nagy populációját sikerült regisztrálni, valamint a Bátorlígén található populációja is számottevő. Viszont a zempléni-hegységi és a zalai lelőhelyein nagyon kicsi a populációk mérete. Ezekben a lelőhelyeken a faj fennmaradása nagyon kétséges. E faj populációméretének becslése a tapasztaltak és az ECCB ajánlása alapján ugyanúgy történik, mint a *Buxbaumia viridis* esetében. A faj populációmérete egyenlő a kolonizált fák számával.

Bizonyítottan meglévő populációi:

1. Borsod-Abaúj-Zemplén, Bükk, Cserépfalu, Hór-völgy, Ódor-vár hegy, melegkedvelő tölgyesben, D-i oldalon, *Quercus cerris*-en, kb. 350 m, 1998.08.06. leg. de Bruyn, U., Erzberger, P., det. Erzberger, P.

2. Borsod-Abaúj-Zemplén, Bükk, Cserépfalu, Hór-völgy, Szárba-oldal, melegkedvelő tölgyesben, tölgyön, kb. 450 m, 1998.08.09. leg. Klawitter, J., Erzberger, P., det. Erzberger, P.

3. Heves, Bükk, Felsőtárkány, Várhegy, tölgyes, szilikátos sziklán, kb. 600 m, 1998.08.08. leg. Siemsen, M., Erzberger, P., det. Erzberger, P.

Ezeket a populációkat (1-3) német kollégáink találták meg néhány évvel ezelőtt. A helyeket nem ellenőriztük, mivel az adatok frissek. A populációk kicsik, néhány fán találtak egy-egy gyepet.

4. Borsod-Abaúj-Zemplén, Bükk, Répáshuta, Óserdő, bükkfákon, 2001.08.12. leg., det. Papp, B., Erzberger, P.

Ebből az erdőből korábbi adata nem volt a fajnak. A mohát 26 bükkfán találtuk meg. A rokon *D. tauricum* is előfordult a mintákban. Kizárólag *D. tauricum*-ot találtunk 11 helyen, míg 2 fán mindkét fajt regisztráltuk. A vizsgált 37 fa 70%-án élt *Dicranum viride*. A populáció mérete mindezek alapján 26.

5. Borsod-Abaúj-Zemplén, Bükk, Cserépfalu, Hór-völgy, Füzérkő, a hegy déli és keleti oldalán a sziklák alatt, lombhullató fákon (*Quercus*, *Carpinus*, *Fagus*, *Tilia*, *Fraxinus*, *Crataegus*), valamint korhadtt fán, 340 m, 2001.09.28. leg. Papp, B., Szurdoki, E., det. Papp, B. Korábbi adat; 1959.03.30. leg., det. Boros, Á.

Összesen 9 tölgyfán, 4 gyertyánon, 2 bükkfán, 1 hársfán és 1 galagonya tövén, valamint 2 korhadtt fán találtuk meg a fajt. A rokon *D. tauricum* nem volt a mintákban. A populáció mérete mindezek alapján 19.

6. Borsod-Abaúj-Zemplén, Zempléni-hg., Pálháza, Vadásztető, bükkfán, 450 m, 2000.06.19. leg., det. Papp, B. Korábbi adat; 1953.08.01. leg., det. Vajda, L.

7. Borsod-Abaúj-Zemplén, Zempléni-hg., Pálháza, Vajda-völgy, kövön, 300 m, 2000.06.19. leg., det. Papp, B. Korábbi adat; 1953.10.06. leg., det. Boros, Á., Vajda, L.

8. Borsod-Abaúj-Zemplén, Zempléni-hg., Hollóháza, Pizskéstető, bükkfán, 2001.09.27. leg. Papp, B., Szurdoki, E., det. Papp, B. Korábbi adat; 1954.02.30. leg., det. Vajda, L.

A 6-8. számú lelőhelyeken nagyon kis populációja él a fajnak. Egy-egy fán, illetve kövön találtunk egy-egy picit, 1 cm²-es gyepet, amelyek egy nagyobb populáció túlélői lehetnek. A lelőhelyeken található erdőkben intenzív erdészeti tevékenység folyik, az állományok jelenleg alacsony záródásúak, a nagyméretű fák hiányoznak. A faj visszaszorulása a Zempléni-hegységben jól tükrözi a nem természetkímélő erdőgazdálkodás káros hatását, mivel megszünteti a faj potenciális élőhelyeit (az üde erdők mikroklímája szárazabbá válik, a megfelelő méretű fák eltűnnek).

9. Szabolcs-Szatmár-Bereg, Nyírség, Bátorliget, nyírfákon, 2000.09.08. leg., det. Papp, B. Korábbi adatok; 1989.11.04. leg. Barabás, K., Tóth, Z., det. Tóth, Z., Orbán, S., 1996.06.30. leg., det. Jakab, G.

A faj itt több fán előfordul. Viszont a hasonló rokonfaj, a *D. tauricum* is él a területen. A 2004-ben végzett populációméret-bebecslés szerint a faj 9 fán fordul elő (8 *Betula* és 1 *Quercus*), 1 fán a *D. tauricum*-al együtt él. A populációméret 9.

10. Zala, Göcsej, Tormafölde, Vétym, Szurkosárok, korhadtt fán, 200 m, 2001.06.24. leg., det. Papp, B. Korábbi adat; 1955.07.12. leg., det. Boros, Á.

A faj egyetlen nagy méretű, 10 m hosszú, 80 cm átmérőjű, korhadt bükkfán él, amely egy patakmederbe dőlt. A fán összesen 57 cm²-t borít. Van két egybefüggő 10 cm²-t meghaladó foltja, de a többi inkább 1-2 cm²-es gyepecske. A környéken másik ilyen korhadási stádiumú és méretű fát nem láttunk, és a fajt sem találtuk. A kicsit északabbra fekvő vétyemi erdőrezervátum nagy méretű élő fái nem él a faj, feltehetőleg a faj szempontjából száraz mikroklíma miatt. A korábbi adat szerint is az erdő területén található szurdokszerű mélyedésben találták korhadt fán. A most felfedezett lelőhely körül viszont kivágták az öreg erdőt. Ma egy gyertyánból, bükkből, juharból álló fiatalos van a patakmeder mindkét oldalán. Így a faj itt nagyon veszélyeztetett, mivel a nagyméretű korhadt fák utánpótlása nem biztosított. A populáció mérete 1 egyed.

Pyramidula tetragona (BRID.) BRID.

Szubmediterrán-szubatlantikus faj. Rövid életű, efemer moha, amely főleg tavasszal vagy az őszi esőzések után jelenik meg meszes vagy savanyú alapkőzetű sziklagyepekben.

A faj általában 1-2 cm átmérőjű gyepekben nő. Gyakran több gyepecske található 1 m²-en belül egymáshoz közel. Egy kiterjedt sziklagyepen, mint a Szent György-hegyen, 5-10 m-el odébb újabb 2-5 gyeptől álló csoportot találhatunk.

A faj életstratégiája: egyéves visszatérő (annual shuttle-AS). Tavasszal feltűnik, gyorsan spórát hoz, a nyári száraz periódusban elpusztul, majd az őszi esők után újra előjöhethet. A populációméret évről évre változik, a faj megjelenésére erős hatással van az időjárás. A faj keresését és a populációméret-becslést mindig április végén, május elején végezzük. 2001-ben és 2002 októberében is ellenőriztük a lelőhelyeket, de ekkor nem találtunk egyetlen példányt sem, így a későbbiekben az őszi mintavételt elhagytuk.

A faj bizonyítottan meglévő populációi:

1. Zala, Balaton-felvidék, Zalaszántó, Tátika, nyílt bazalt sziklagyepen északnyugati kitértségben, kb. 300 m, 1999.04.22. leg., det. Papp, B., Ódor, P. Korábbi adat; 1954.05.03. leg., det. Boros, Á.

2. Zala, Balaton-felvidék, Nemesgulács, Gulács-hegy, nyílt bazalt sziklagyep délkeleti kitértségben, kb. 360 m, 2000.04.29. leg., det. Erzberger, P., Papp, B., Ódor, P. Korábbi adat; 1955.05.02. leg., det. Boros, Á.

3. Zala, Balaton-felvidék, Szent György-hegy, nyílt bazalt sziklagyep délkeleti kitértségben, 350 m, 1999.08.13. leg. Papp, B., Lőkös, L., Bérces, S., det. Papp, B.

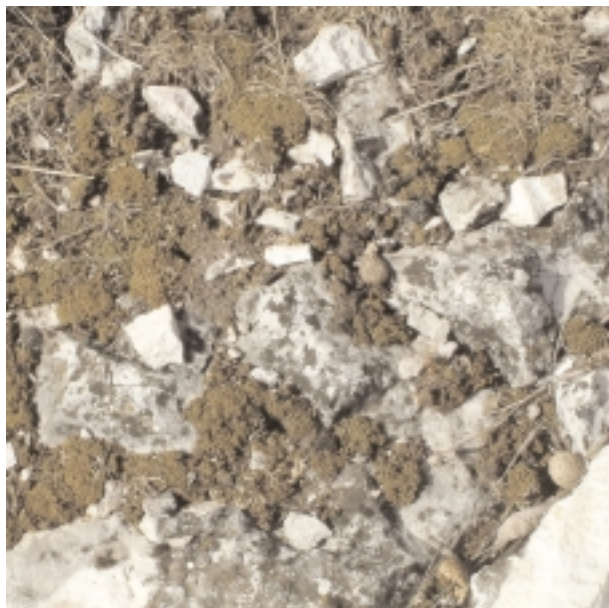
E faj populációméret-becslése során a tapasztaltak és az ECCB ajánlásai alapján az 1-2 cm átmérőjű gyepeket tartjuk egyednek. Mindezek alapján a különböző években a következő populációméreteket adhatjuk meg (2. táblázat).

	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Tátika	7	4	0	0	0	0
Szent György-hegy	8	29	35	13	10	9
Gulács	—	10	1	0	0	0

2. táblázat. A *Pyramidula tetragona* meglévő populációinak mérete a különböző években.

Table 2. Existing population sizes of *Pyramidula tetragona* in the different years.

Az utóbbi években a gulácsi és a tátikai populációból egyetlen egyed sem találtunk. A Szent György-hegyi legjelentősebb populációban is 2004-ben már csak 9 gyepecskét (egyedet) sikerült regisztrálni, vagyis a faj populációja jelenleg csökkenő tendenciát mutat.



2. fotó. Mohaközösség egy nyílt sziklagyepen

Photo 2. Bryophyte assemblage of an open rocky grassland

MOHAKÖZÖSSÉGEK MONITOROZÁSA

Fátlan társulások mohavegetációjának összehasonlítása

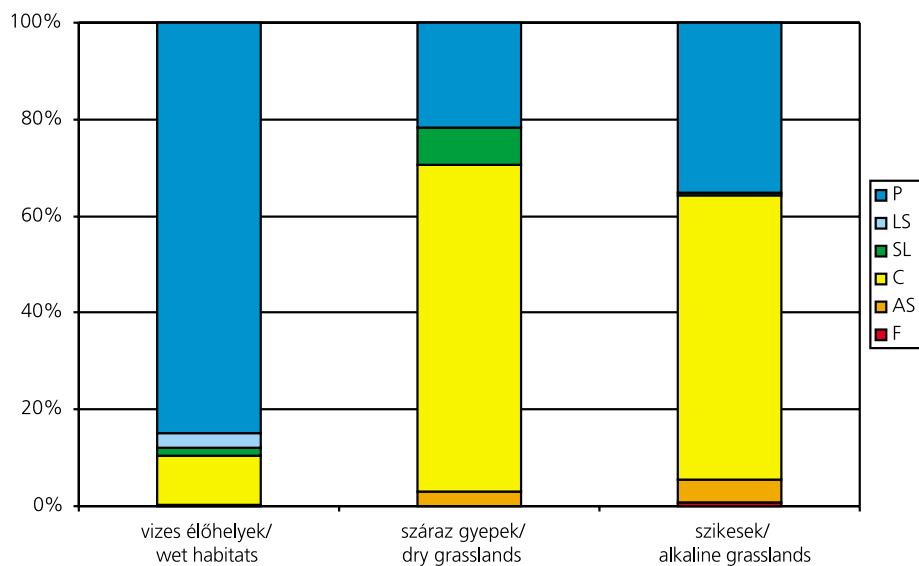
2000-től kezdve vizes élőhelyeken 20 mintaterületen 31 felvétel, száraz gyepekben 11 mintaterületen 18 felvétel, szikeseken 4 mintaterületen 16 felvétel készült (a szikeseken eleinte egy évben kétszer tavasszal és ősszel is készítettünk felvételeket). A 31 mintaterület első felvételezései során a mintanégyzetek teljes fajlistája alapján számolt fajszám a vizes élőhelyeken jóval alacsonyabb, körülbelül a fele, mint a száraz gyepekben vagy a szikeseken (3. táblázat). Az átlagos Simpson-diverzitás is jóval alacsonyabb, és az átlagos kvadrátonkénti fajszám is csak fele akkora, mint a száraz gyepek vagy a szikesek esetében. Ez azzal magyarázható, hogy a szikeseken és a száraz gyepekben a mohák számára több mikrohabitat található: jelentős a csupasz talajfelszín aránya, amelyen sok apró termetű, rövid

	vizes élőhelyek/ <i>wet habitats</i>	száraz gyepek/ <i>dry grasslands</i>	szikes/alkaline <i>grasslands</i>
mintanégyzetek száma / <i>No. of plots</i>	20	11	4
átlagos fajszám a mintanégyzetek- ben/ <i>avg. species No. in plots</i>	7,65	16,09	11,25
átlagos Simpson- diverzitás / <i>avg. diversity</i>	0,6411	0,8322	0,7703
átlagos kvadrá- tonkénti fajszám / <i>avg. species No. in subplots</i>	2,02	4,29	4,14

3. táblázat. A különböző élőhelytípusok mohavegetációjának néhány jellemzője
Table 3. Some characteristic variables of the bryophyte vegetation of different habitat types

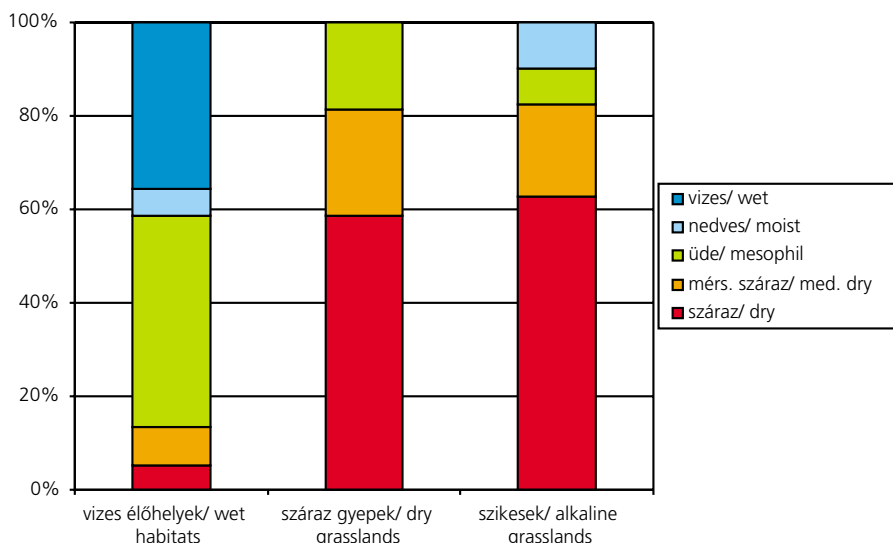
életű mohafaj tud megjelenni (kolonista, egyéves, illetve rövid életű vándorló fajok); száraz gyepekben a talajlakó és sziklai mohavegetáció egyaránt megjelenik; mindkét élőhelytípusban jelentősen eltér a mohavegetáció kora tavaszi, valamint nyári összetétele. Ezzel szemben a vizes élőhelyek mohaszintje fajszegényebb, bár esetenként jelentős borítású, amelyben kevés, hosszú élettartamú, és nagyméretű mohafaj válik uralkodóvá.

A mohák életstratégia-típusainak megoszlását a kvadrátok adatai alapján a különböző élőhely-típusokban az 1. ábrán láthatjuk. A vizes élőhelyeken az évelő fajok (P) dominálnak, míg a száraz gyepekben a kolonista fajok (C). A szikések mohavegetációjában a kolonista fajok (C) dominanciája mellett a fajösszetételben jelentős mennyiségben vesznek részt az évelők (P) és az egyéves vándorló fajok (AS). Ez azzal magyarázható, hogy a kora tavaszi és őszi nedves időszakok jobban lehetővé teszik a szikéseken az évelő fajok túlélését, mint a száraz gyepekben, azonban a klíma- és nedvességviszonyok szélsőséges éven belüli változásai



1. ábra. Az egyes fajok gyakoriságaival súlyozott életstratégia-kategóriák megoszlása a különböző élőhelytípusok mohavegetációjában. (P – évelő, LS – hosszú életű vándorló, SL – rövid életű vándorló, C – kolonista, AS – egyéves vándorló, F – átfutó, lásd még az 1. Függelékben).

Fig. 1. Distribution of life strategy types weighted by the relative frequency of species in the bryophyte vegetation of different habitat types (P-perennial, LS – long lived shuttle, SL – short lived shuttle, C – colonist, AS – annual shuttle, F – fugitive, see more in Appendix 1.).



2. ábra. A különböző élőhelytípusok mohavegetációjának az egyes fajok gyakoriságaival súlyozott vízigény-spektruma. W11-W0 a vízi és az extrém száraz viszonyokhoz alkalmazkodott fajok közötti ordinális skálájú tartomány; vizes=W9-11, nedves=W7-8, üde=W5-6, mérsékelt száraz=W3-4, száraz=W0-2.

Fig. 2. Water requirement spectra weighted by the relative frequency of species in the bryophyte vegetation of different habitat types. W11 – W0: ordinal scaled range between the species adapted to aquatic and extreme dry conditions; wet=W9-11, moist=W7-8, mesophil=W5-6, med. dry=W3-4, dry=W0-2.



3. fotó. Mohaközösség egy nyílt sziklagyepen; egy *Weisia* faj és a *Pleurochaete squarrosa*
Photo 3. Bryophyte assemblage of an open rocky grassland with a *Weisia* species and *Pleurochaete squarrosa*



4. fotó. Mohaközösség egy nyílt sziklagyepen; a *Mannia fragrans* és egy *Weisia* faj

Photo 4. Bryophyte assemblage of an open rocky grassland with *Mannia fragrans* and a *Weisia* species

alapvetően a rövid életciklusú fajoknak kedveznek. A társulások közötti dinamikai eltéréseket jól mutatja a rövid életű fajok aránya is (l. 1. melléklet), mely a vizes élőhelyeken a legalacsonyabb: 0,127, száraz gyepekben 0,783 és szikeseken 0,647.

A különböző élőhelytípusok mohavegetációjának vízigény-spektrumát tekinthetjük át a 2. ábrán. Ahogy az várható, a vizes élőhelyeken sok a magas W értékű faj (W9-11), amely a jó vízellátottsághoz alkalmazkodott.

A száraz gyepekben a szárazsághoz alkalmazkodott fajok mellett jelentős a már üdébb körülményeket kedvelő fajok aránya is. A szikések vízigény-spektruma igen szélsőséges körülményekre utal. A szárazsághoz alkalmazkodott fajok dominálnak, de jelentős részt kapnak a fajösszetételben a jó vízellátottságot igénylő fajok is. A vizes élőhelyekre jellemző fajok jelentős aránya elsősorban a *Drepanocladus aduncus*-nak köszönhető, amely a szikések jellemző, nagy mennyiségben megjelenő mohafaja. A szikések általában kora tavasszal még igen nedvesek, csak áprilisban kezdenek kiszáradni, és ekkor kezdik kolonizálni a szabad talajfelületeket a szárazabb körülményekhez alkalmazkodott, kolonista (C) és egyéves vándorló (AS) fajok. A *Drepanocladus aduncus* a kiszáradást is eltűri, és így később is konstans tagja marad a mohavegetációnak.

Száraz gyepek

Az egyes élőhelytípusokon belül finomabb különbségek is kimutathatók. A különböző élőhelyek mohavegetációjának összehasonlítására jó példát adnak a száraz gyepek. Három típusra osztottuk a száraz gyepeket: nyílt sziklagyepek, zárt sziklagyepek és homoki gyepek (4. táblázat). A következőkben a mintaterületek első felvételezései alapján összehasonlítjuk a különböző típusú száraz gyepek mohavegetációját.

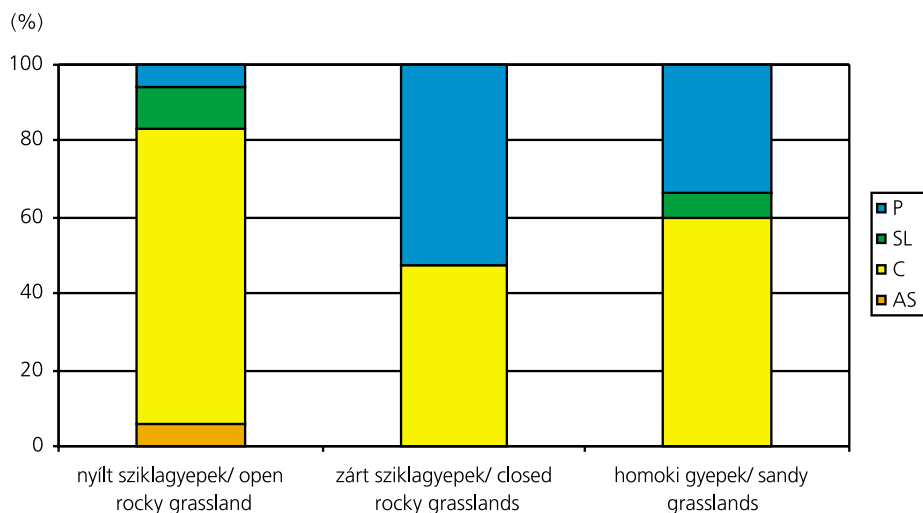
Mind a nyílt, mind a zárt sziklagyepekben a mohák fajszáma általában magas, a homoki gyepekben azonban csak körülbelül harmad annyi mohafaj él (4. táblázat). Az átlagos Simpson-diverzitás is jóval alacsonyabb a homoki gyepekben. Az átlagos kvadrátonkénti fajszám a nyílt sziklagyepekben a legmagasabb, de jelentős a zárt sziklagyepekben is. A sziklagyepek és a homoki gyepek mohaszintjének diverzitása közötti különbség azzal magyarázható, hogy a sziklagyepekben a mohák számára többféle aljattípus és mikrohabitat található, mint a homoki gyepekben. Ezen kívül fontos eltérés, hogy bár mindhárom gyeptípusra a száraz termőhelyi viszonyok jellemzőek, a kora tavaszi kedvező időszakban a sziklagyepek (különösen a nyílt gyepek) csupasz talajfelszínén több rövid életű mohafaj tud megjelenni, mint homokon, mivel a sziklagyepek talaja kötöttebb, humuszban gazdagabb, jobb vízgazdálkodású. A nyílt és zárt szikla-

	nyílt sziklagyepek/ <i>open rock grasslands</i>	zárt sziklagyepek/ <i>closed rock grasslands</i>	homoki gyepek/ <i>sandy grasslands</i>
mintaterületek száma / <i>No. of plots</i>	6	2	3
átlagos fajszám/ <i>avg. species No.</i>	21,0	17,0	5,7
átlagos Simpson- diverzitás/ <i>avg. diversity</i>	0,9022	0,8503	0,6801
átlagos kvadrá- tonkénti fajszám/ <i>avg. species No. per subplot</i>	5,46	3,78	2,29

4. táblázat. A különböző típusú száraz gyepek mohavegetációjának néhány jellemzője.
Table 4. Some characteristic variables of the bryophyte vegetation in dry grasslands.

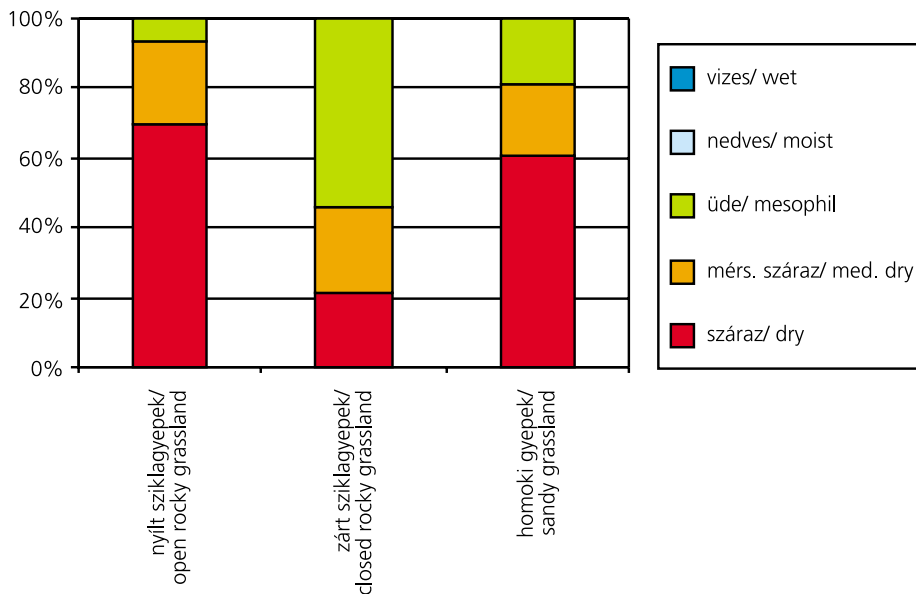
gyepek diverzitása közötti különbség elsősorban a csupasz talajfelszín eltérő arányával magyarázható, amely meghatározza a rövid életű fajok számát. Ez a különbség a két gyeptípus életstratégia-spektrumára is nagy hatással van.

A mohák életstratégia-típusainak megoszlása alapján is jelentős különbség mutatkozik a különböző száraz gyeptípusok esetében (3. ábra). A nyílt sziklagyepben az évelő fajok (P) aránya igen alacsony a többi száraz gyepphez képest. A kolonista fajok (C) dominálnak és általában figyelemreméltó az egyéves vándorló (AS) és a rövid életű vándorló (SL) fajok részvételi aránya is a fajösszetételben. A zárt sziklagyepben az évelő fajok (P) aránya átlagosan 50% felett van, és egyáltalán nem fordulnak elő egyéves- (AS), illetve rövid életű vándorló (SL) fajok. A homoki gyepekben is sok az évelő faj (P) a kolonisták (C) dominanciája mellett. Ez arra utal, hogy a zárt sziklagyepben a viszonylag állandó termőhelyi viszonyok és a talajfelszín kisebb mértékű bolygatása jellemző, ami az évelő fajoknak kedvez. A nyílt sziklagyepben és a homoki gyepekben sikeresebbek a rövid életű kolonista és a visszatérő fajok a jelentős mértékű zavarás, a nagyterületű csupasz talajfelszín, valamint a termőhelyi viszonyok szélsőséges éven belüli változásai miatt. Ezt mutatja a rövid életű fajok aránya is, mely a nyílt gyeppben 0,94, a zárt gyeppben 0,48 és a homoki gyeppben 0,68.



3. ábra. Az egyes fajok gyakoriságaival súlyozott életstratégia-kategóriák megoszlása a különböző száraz gyepekben. (P - évelő, SL - rövid életű vándorló, C - kolonista, AS - egyéves vándorló, lásd még az 1. mellékletben)

Fig. 3. Distribution of life strategy types weighted by the relative frequency of species in the bryophyte vegetation of different types of dry grasslands (P-perennial, SL - short lived shuttle, C - colonist, AS - annual shuttle, see more in Appendix 1.).

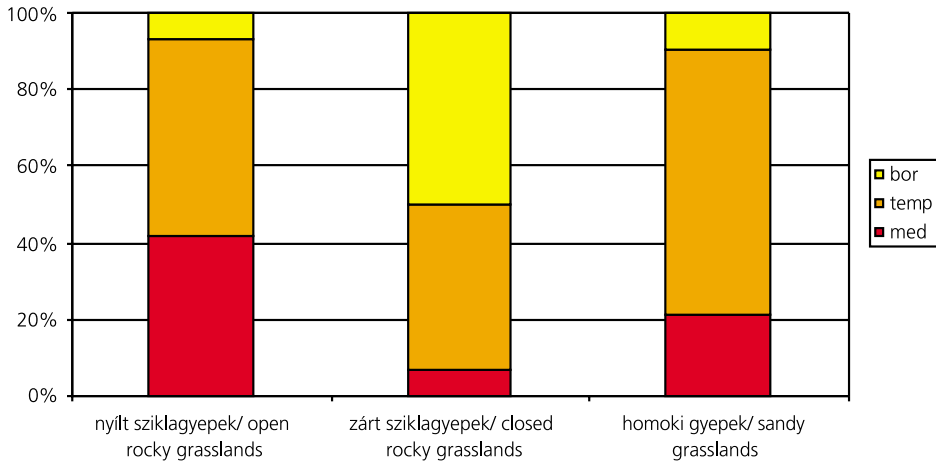


4. ábra. A különböző típusú száraz gyepék mohavegetációjának az egyes fajok gyakoriságaival súlyozott vízigény-spektruma. W11-W0 a vízi és az extrém száraz viszonyokhoz alkalmazkodott fajok közötti ordinális skálájú tartomány; vizes=W9-11, nedves=W7-8, üde=W5-6, mérsékelten száraz=W3-4, száraz=W0-2.

Fig. 4. Water requirement spectra weighted by the relative frequency of species in the bryophyte vegetation of different types of dry grasslands. W11 – W0: ordinal scaled range between the species adapted to aquatic and extreme dry conditions; wet=W9-11, moist=W7-8, mesophil=W5-6, med. dry=W3-4, dry=W0-2.

A különböző típusú száraz gyepék mohavegetációjának vízigény-spektrumait láthatjuk a 4. ábrán. A nyílt sziklagyeppekben általában magas a szárazságtűrő kategóriába tartozó fajok aránya. A zárt sziklagyeppekben viszont a mezofil fajok az uralkodók és jelentős a mérsékelten száraz körülményekhez alkalmazkodott fajok aránya. A homoki gyeppekben a szárazságtűrő fajok mellett a mérsékelten száraz kategória aránya is jelentős. Mindez azt mutatja, hogy a homoki gyepék mohavegetációja vízigény-spektrum tekintetében a nyílt és zárt sziklagyepék között helyezkedik el. A zárt sziklagyepék mohavegetációja azonban jóval mezofilebb körülményeket jelez a többi száraz gyeppel összehasonlítva.

A különböző típusú száraz gyepék mohavegetációjának flóraelem-spektruma is nagyon eltérő (5. ábra), de mindben jelentős az európai mérsékelt éghajlati

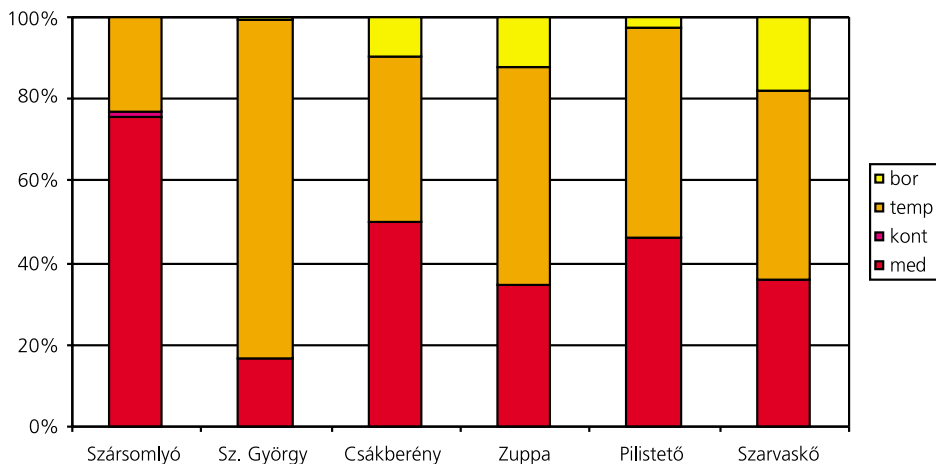


5. ábra. A különböző típusú száraz gyeppek mohavegetáció az egyes fajok gyakoriságaival súlyozott flóraelem-spektruma. (bor – boreális, temp – európai mérsékelt éghajlatú területek, med – mediterrán, szubmediterrán fajok, lásd még a 6. mellékletben)

Fig. 5. Distribution of area types weighted by the relative frequency of species in the bryophyte vegetation of different types of dry grasslands. (bor – boreal, temp – European temperate zone, med – Mediterranean, sub-Mediterranean species, see more in Appendix 6.).

területekre jellemző fajok aránya. A boreális fajok aránya a zárt sziklagyepekben nagyobb. A mediterrán karakterű fajok pedig a nyílt sziklagyepekben kapnak jelentős részesedést a fajösszetételből. A homoki gyeppek mohavegetációjának flóraelem-spektruma a nyílt és zárt sziklagyeppek között foglal helyet a boreális és mediterrán jellegű fajok arányait tekintve.

A eltérő növényföldrajzi régiók száraz gyepjeinek összehasonlítása is sok érdekes információt nyújthat. Különböző nyílt sziklagyeppek mohavegetációjának flóraelem-spektrumát tekinthetjük át a 6. ábrán.

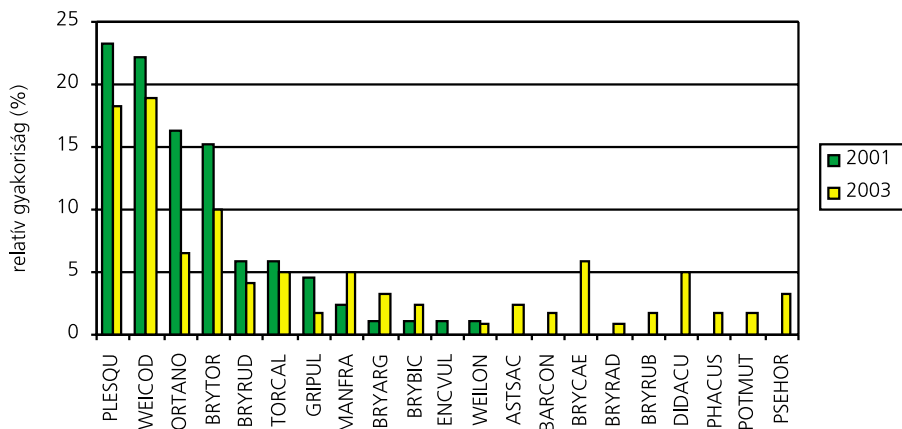


6. ábra. A különböző növényföldrajzi régiókban felvételezett nyílt sziklagyepék mohavegetációjának az egyes fajok gyakoriságaival súlyozott flóraelem-spektruma. (bor – boreális, temp – európai mérsékelt éghajlatú területek, kont – szubkontinentális, kontinentális, med – mediterrán, szubmediterrán fajok, lásd még a 6. mellékletben)

Fig. 6. Distribution of area types weighted by the relative frequency of species in the bryophyte vegetation of different open rocky grasslands situated in different phytogeographical regions of Hungary (bor – boreal, temp – European temperate zone, kont – sub-continental, continental, med – Mediterranean, sub-Mediterranean species, see more in Appendix 6.).

A mediterrán karakterű fajok aránya a legmagasabb a villányi Szársomlyón, meghaladja a 75%-ot. A Szent György-hegy nyílt sziklagyepjében az európai mérsékelt éghajlatú területek fajai dominálnak (temp). A mediterrán fajok aránya itt a legalacsonyabb. Ez elég meglepő, mivel a Balaton-felvidék délies kitettséggű gyepei edényes növényzet összetétele alapján nagyon sok szubmediterrán hatást mutatnak. A Vértes (Csákberény) és a Gerecse (Zuppa-hegy) nyílt sziklagyepjeinek, valamint a bükki Szarvaskő sziklagyepjének mohavegetációjában jelentős szerepet kapnak a boreális fajok is, de a mediterrán jellegű fajok aránya is jelentős. A Pilistetőn felvételezett nyílt sziklagyep mohavegetációjának felépítésében körülbelül fele-fele arányban vesznek részt az európai mérsékelt éghajlatú területek (temp) fajai és a mediterrán karakterű fajok (med). A nyílt sziklagyepek esetében a különböző növényföldrajzi régiók faji összetétele jelentős mértékben eltér. Ez az eltérés feltehetőleg nagyobb, mint a kiegyenlítettebb mikroklímájú élőhelyeken (zárt száraz gyepek, vizes élőhelyek, mezofil erdők), ahol a populációk közötti kompetíciós viszonyok szerepe nagyobb, mint az elsősorban abiotikus tényezők által kontrolált (szélsőséges mikroklíma viszonyokat mutató) nyílt sziklagyepekben. Mivel ezeken az élőhelyeken a flóraelem-spektrum érzékenyen

Sedo sopianae-Festucetum dalmaticae



7. ábra. Mohafajok relatív gyakoriságai a Szársomlyón kijelölt *Sedo sopianae* – *Festucetum dalmaticae* 2001-es és 2003-as felvételében. A fajokodok magyarázatát a 7. melléklet tartalmazza.

Fig. 7. Relative frequency of species in the sampling site of *Sedo sopianae* – *Festucetum dalmaticae* community at Mt. Szársomlyó in 2001 and 2003. Species abbreviations are explained in Appendix 7.

reagál a különböző növényföldrajzi régiók éghajlati különbségeire, a későbbi adatsorok feldolgozása során a klímaváltozás kimutatására hosszú távon alkalmas lehet.

Az ismételt felvételezések közül a Szársomlyó nyílt sziklagyepjén a 2001-es és 2003-as felvételeinek összehasonlítását mutatjuk be (7. ábra és 5. táblázat).

2003-ban nagyon sok új faj jelent meg. Például a rövid életű vándorló (SL), telepes májmoha, az *Asterella saccata*. Ez az európai vörös könyves faj (ECCB 1995) figyelemreméltó mennyiségben volt jelen 2003-ban. Új a fajkészletben a *Bryum erythrocarpum* komplex két faja, a *Bryum radiculosum* és a *Bryum rubens*. E komplex egyik faja, a *Bryum ruderales* a 2001-es felvételben is jelen volt. Ezek a *Bryum* fajok kolonisták (C), a gyökérkéiken található vegetatív szaporító sejtjeik (rhizoid gemmáik) segítségével nagyon gyorsan képesek az üres talajfelszíneken megtelepedni és elszaporodni. További 2003-ban megjelent és jelentős relatív gyakoriságot elérő kolonista (C) faj a *Bryum caespiticium*, *Didymodon acutus*, a *Pseudocrossidium hornschuchianum*. Ezenkívül egyéves vándorló fajok (AS) is megjelentek, mint a *Phascum cuspidatum* és a *Pottia mutica*. A rövid életű vándorló (SL), telepes májmoha, a *Mannia fragrans* gyakorisága pedig jelentősen emelkedett 2003-ban, egyes kolonista (C) *Bryum* fajokkal (*B. argenteum*, *B. bicolor*) együtt.

Ezek a különbségek a mohavegetáció életstratégia-spektrumát is megváltoztatták (5. táblázat). 2003-ban az életstratégia-spektrumban a rövid életű vándorló (SL) fajok aránya nagyobb volt és megjelentek az egyéves vándorló (AS) fajok. Mint látható a felvétel 2003-as „gazdagodását” a kolonista és a vándorló (AS, SL) fajok okozták, amelyek megjelenése esetleges, jelentős mértékben függ az időjárástól. Ez alapján várható, hogy a kolonista és visszatérő fajokban alkalmanként gazdag száraz gyepek igen intenzív természetes dinamikát mutatnak.

életstratégia-kategóriák % <i>life strategy types %</i>	SL	C	AS
2001	3,49	96,51	0
2003	7,44	89,26	3,31

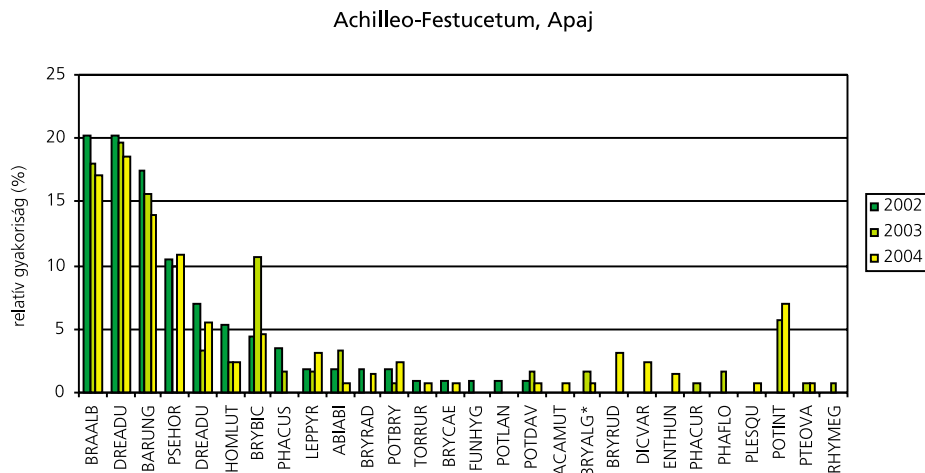
5. táblázat. Az egyes fajok gyakoriságaival súlyozott életstratégia-kategóriák megoszlása a Szársomlyón kijelölt *Sedo sopianae - Festucetum dalmaticae* 2001-es és 2003-as felvételében. (SL – rövid életű vándorló, C - kolonista, AS - egyéves vándorló, lásd még az 1. mellékletben)

Table 5. Distribution of life strategy types of mosses weighted by the relative frequency of species in the sample of *Sedo sopianae - Festucetum dalmaticae* community at Mt. Szársomlyó in 2001 and 2003 (SL – short lived shuttle, C – colonist, AS – annual shuttle, see more in Appendix 1.).

Szikések

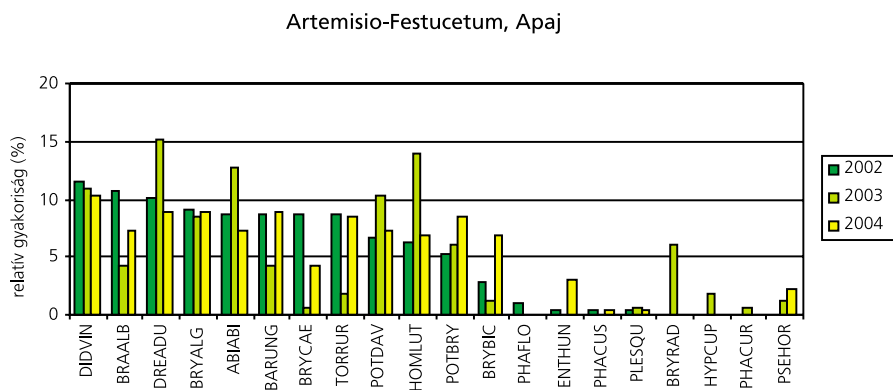
Szikések esetében már több ismétléssel is rendelkezünk, mivel eleinte évente kétszer, tavasszal és ősszel is felvételeztünk. Később az őszi mintavételekkel felhagytunk, mert sok faj nem jelent meg és számos olyan faj sporofitonja, amelyek meghatározásához érett spóratokra lett volna szükség, nem érte el a megfelelő érettségi állapotot.

Az alábbiakban a rendkívül fajgazdag apaji szikes gyepek mohavegetációjának változását mutatjuk be a tavaszi felvételek alapján. A 8. ábrán az *Achilleo-Festucetum*, míg a 9. ábrán az *Artemisio-Festucetum* mintanegyzet moháinak relatív gyakoriságait tekinthetjük át a különböző években.



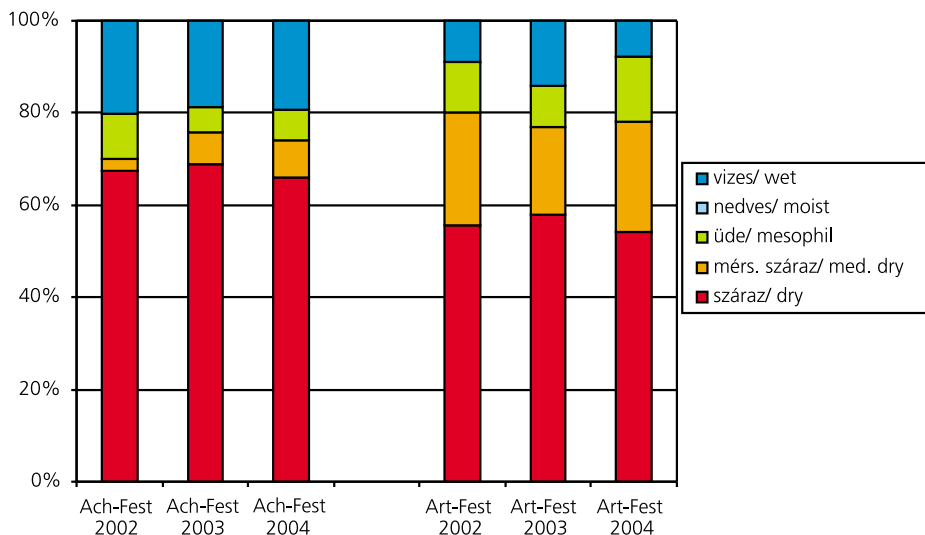
8. ábra. Mohafajok relatív gyakoriságai az apaji *Achilleo-Festucetum* 2002, 2003 és 2004 évi felvételeiben. A fajkódok magyarázatát a 7. melléklet tartalmazza.

Fig. 8. Relative frequency of species in the sampling site of *Achilleo-Festucetum* community at Apaj in 2002, 2003 and 2004. Species abbreviations are explained in Appendix 7.



9. ábra. Mohafajok relatív gyakoriságai az apaji *Artemisio-Festucetum* 2002, 2003 és 2004 évi felvételeiben. A fajkódok magyarázatát a 7. melléklet tartalmazza.

Fig. 9. Relative frequency of species in the sampling site of *Artemisio-Festucetum* community at Apaj in 2002, 2003 and 2004. Species abbreviations are explained in Appendix 7.

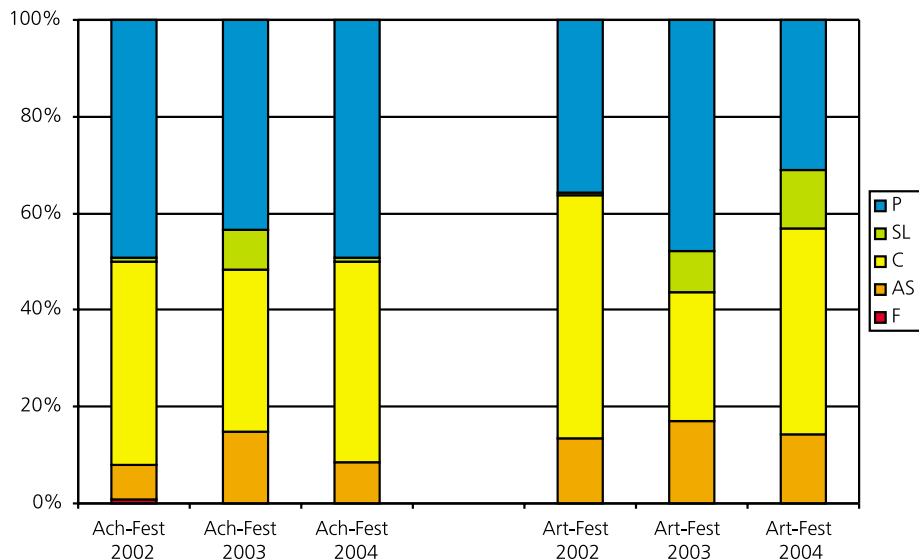


10. ábra. Az apaji szikes felvételi négyzetekben az egyes fajok gyakoriságaival súlyozott vízigény-spektrum a különböző években (2002–2004). (Ach-Fest – *Achilleo-Festucetum*, Art-Fest – *Artemisio-Festucetum*. W11-W0 a vízi és az extrém száraz viszonyokhoz alkalmazkodott fajok közötti ordinális skálájú tartomány; vizes=W9-11, nedves=W7-8, üde=W5-6, mérsékelt száraz=W3-4, száraz=W0-2.

Fig. 10. Water requirement spectra weighted by the relative frequency of species in the sampling sites of saline-alkali area at Apaj in the different years (2002–2004). (Ach-Fest – *Achilleo-Festucetum*, Art-Fest – *Artemisio-Festucetum*. W11 – W0: ordinal scaled range between the species adapted to aquatic and extreme dry conditions; wet=W9-11, moist=W7-8, mesophil=W5-6, med. dry=W3-4, dry=W0-2.

Az *Achilleo-Festucetum* mintanegyzetében 5-6 gyakori, fő társulásalkotó faj mellett nagyon sok ritkább faj van jelen, a leggyakoribb fajok mennyiségi viszonyai pedig eléggé hasonlóak évről évre. Az *Artemisio-Festucetum*-ban több a gyakori fajok száma, de azok egy részének mennyisége eléggé fluktuál a különböző években. Mindkét társulás esetében számos kolonista (C), mint például *Bryum*-ok, és sok egyéves vándorló (AS) faj, mint a *Pottia*-k, *Phascum*-ok különböző mennyiségben jelennek meg vagy akár hiányozhatnak is a különböző években, ami e fajok természetes populáció-dinamikájával magyarázható (Hock és mtsai 2004).

A mohavegetáció vízigény-spektruma meglehetősen hasonló a különböző években (10. ábra). Az életstratégia-típusok évenkénti megoszlása azonban jelentős eltéréseket mutat az egyes években különböző mennyiségben megjelenő vagy éppen hiányzó számos kolonista (C), a rövid életű vándorló (SL) és egyéves vándorló (AS) faj miatt (11. ábra).



11. ábra. Az apaji szikes felvételi négyzetekben az egyes fajok gyakoriságaival súlyozott életstratégia kategóriák megoszlása a különböző években (2002–2004). (Ach-Fest – *Achilleo-Festucetum*, Art-Fest – *Artemisio-Festucetum*; P – élő, SL – rövid életű vándorló, C – kolonista, AS – egyéves vándorló, F – átfutó, lásd még az 1. mellékletben)

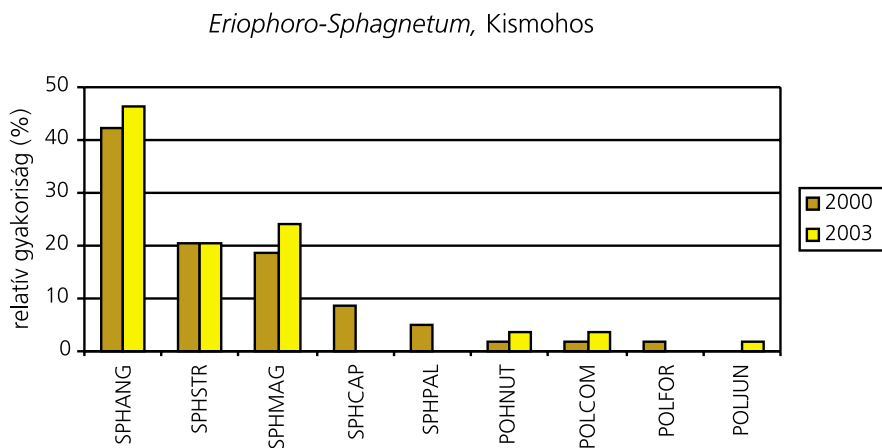
Fig. 11. Distribution of life strategy types weighted by the relative frequency of species in the sampling sites of saline-alkali area at Apaj in the different years (2002-2004). (Ach-Fest – *Achilleo-Festucetum*, Art-Fest – *Artemisio-Festucetum*; P-perennial, SL – short lived shuttle, C – colonist, AS – annual shuttle, F – fugitive, see more in Appendix 1.)

A fajkészlet, valamint az életstratégia-típusok megoszlása tehát jelentős mértékben különbözik a vizsgált években. Ez elsősorban a kolonista, a rövid életű és egyéves vándorló fajok biológiai sajátágaival magyarázható, mivel e fajok megjelenése és gyakorisága esetleges. Ez egy természetes folyamat, amely nem a termőhelyi viszonyok megváltozását mutatja. A rövid életű fajok aránya az *Achilleo-Festucetum* társulásban alig fluktuál (0,51, 0,56, 0,51), míg az *Artemisio-Festucetum* közösségben a változások jelentősebbek voltak (0,64, 0,52 és 0,69). Az eredmények szerint a különböző évek eltérő faji összetétele ellenére a vízigény-spektrumok hasonlóak maradnak.

Vizes élőhelyek

A vizes élőhelyek közül a keleméri Mohosok 4 mintaterületének 2000-es és 2003-as adatait hasonlítjuk össze. A Kismohos *Eriophoro-Sphagnetum* társulásában a fő alkotó fajok gyakorisága hasonló a két vizsgálati évben (12. ábra). A Nagymohos ugyanezen társulásának felvételi négyzetében jelentősebb változások figyelhetők meg (13. ábra). Csak a *Sphagnum fallax*, *Aulacomnium palustre* és a *Drepanocladus aduncus* gyakorisága hasonló a két évben, míg a 2000-ben gyakori *Pohlia nutans* eltűnt, viszont egy másik *Sphagnum* faj (*S. angustifolium*) jelentős szerepet kapott a fajösszetételben 2003-ban. A ritkább fajok esetében jelentős változás tapasztalható a gyakoriságukban. A 2000-ben talált fajok jó része (5 faj) nem volt jelen 2003-ban, viszont megjelent helyettük 3 másik faj.

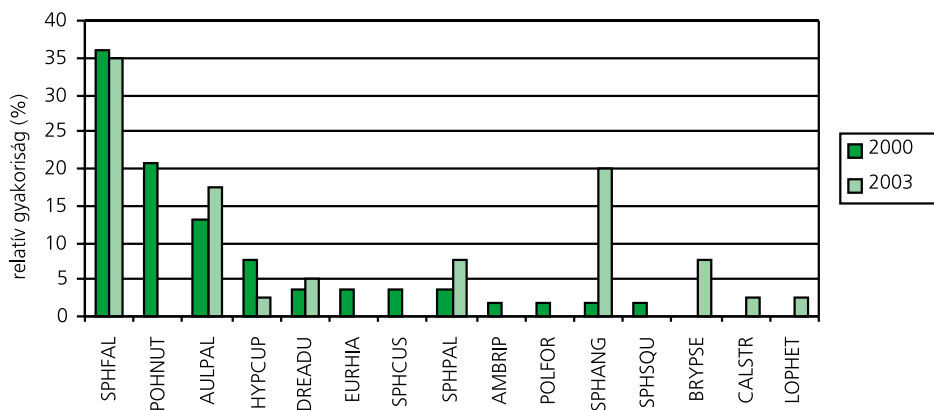
A Nagymohos fűzlápjában (*Salici cinereae-Sphagnetum recurvi*) is csökkent a *Pohlia nutans* gyakorisága és nőtt a *Sphagnum angustifolium*-é 2003-ban. A leggyakoribb, fő alkotók mennyiségi viszonyai azonban ebben a társulásban hasonlóak voltak a két időpontban (14. ábra).



12. ábra. Mohafajok relatív gyakoriságai keleméri Kismohos *Eriophoro vaginatae-Sphagnetum recurvi* társulásában 2000-ben és 2003-ban. A fajkódok magyarázatát a 7. melléklet tartalmazza.

Fig. 12. Relative frequency of species in the sampling sites of *Eriophoro vaginatae-Sphagnetum recurvi* community in Kismohos lake at Kelemér in 2000 and 2003. Species abbreviations are explained in Appendix 7.)

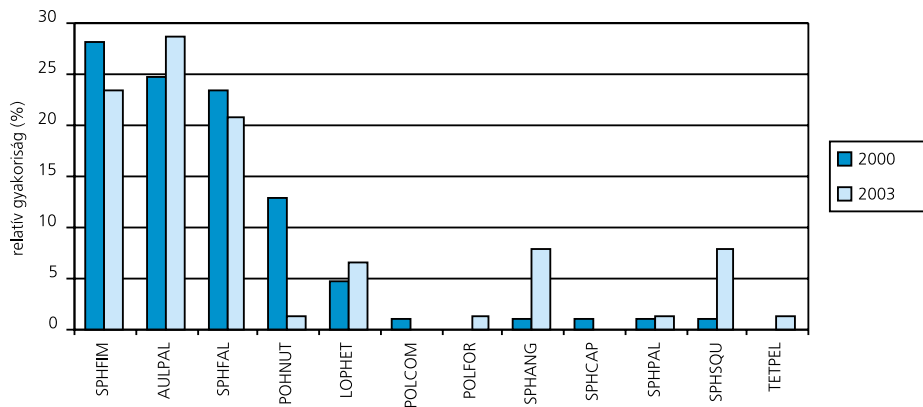
Eriophoro-Sphagnetum, Nagymohos



13. ábra. Mohafajok relatív gyakoriságai a keleméri Nagymohos *Eriophoro vaginatae-Sphagnetum recurvi* társulásában 2000-ben és 2003-ban. A fajok kódok magyarázatát a 7. melléklet tartalmazza.

Fig. 13. Relative frequency of species in the sampling sites of *Eriophoro vaginatae-Sphagnetum recurvi* community in Nagymohos lake at Kelemér in 2000 and 2003. Species abbreviations are explained in Appendix 7.)

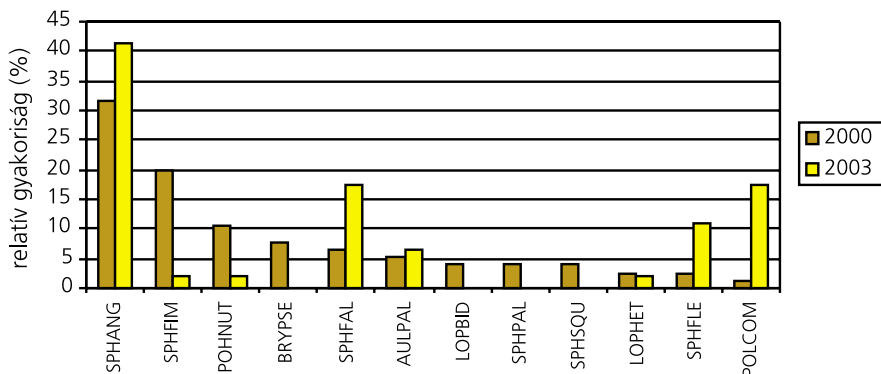
Salici-Sphagnetum, Nagymohos



14. ábra. Mohafajok relatív gyakoriságai a keleméri Nagymohos *Salici cinereae-Sphagnetum recurvi* társulásában 2000-ben és 2003-ban. A fajok kódok magyarázatát a 7. melléklet tartalmazza.

Fig. 14. Relative frequency of species in the sampling sites of *Salici cinereae-Sphagnetum recurvi* community in Nagymohos lake at Kelemér in 2000 and 2003. Species abbreviations are explained in Appendix 7.)

Betulo-Sphagnetum, Nagymohos



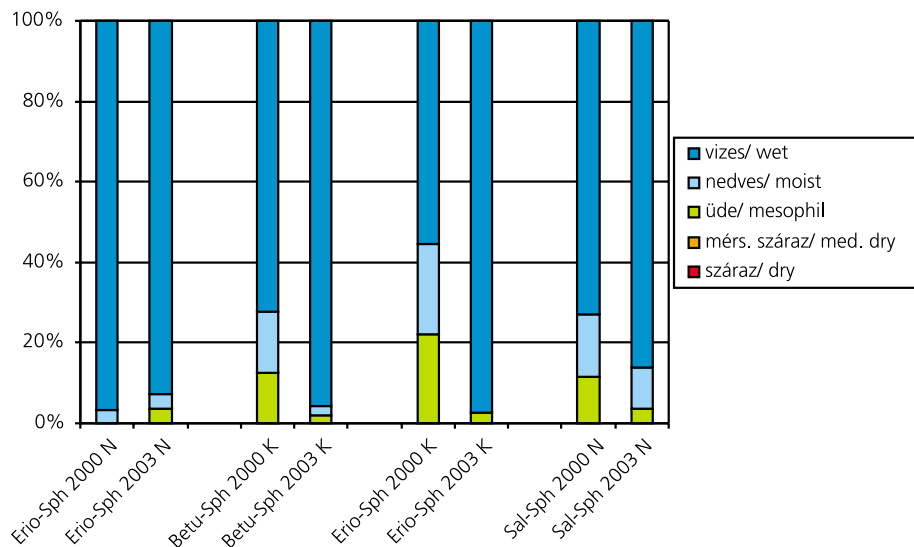
15. ábra. Mohafajok relatív gyakoriságai a keleméri Kismohos *Betulo pubescenti-Sphagnetum recurvi* társulásában 2000-ben és 2003-ban. A fajokódok magyarázatát a 7. melléklet tartalmazza.

Fig. 15. Relative frequency of species in the sampling sites of *Betulo pubescenti-Sphagnetum recurvi* community in Kismohos lake at Kelemér in 2000 and 2003. Species abbreviations are explained in Appendix 7.)

A Kismohos nyírlápjában (*Betulo-Sphagnetum*) viszont a fő alkotó fajok gyakoriságai is jelentősen eltérnek a két vizsgálati évben (15. ábra). Itt is csökkent a *Pohlia nutans* gyakorisága, és nőtt az *Sphagnum angustifolium*-é 2003-ban, viszont más *Sphagnum* fajok (*S. fallax*, *S. flexuosum*) és a *Polytrichum commune* gyakorisága is növekedett. Tehát a mohavegetáció itt jelentősen átalakult.

A keleméri Mohosok különböző társulásaiban a mohavegetáció vízigényspektrumának változását hasonlítjuk össze két időpontban a 16. ábrán.

A Kismohoson és a Nagymohoson is a vizsgált társulásokban a mohavegetáció jobb vízellátottságról tanúskodott 2003-ban. Vízállapot szempontjából is azokban a mintanégyzetekben történt nagyobb változás, ahol a fajösszetétel is jelentősen átalakult (Nagymohos *Eriophoro-Sphagnetum* mintanégyzete és a Kismohos *Betulo-Sphagnetum*-a), míg a Kismohos *Eriophoro-Sphagnetum* és a Nagymohos *Salici-Sphagnetum* társulása nem változott meg olyan jelentősen. Furcsa, hogy a közeli Nagymohoson és Kismohoson a hasonló társulások eltérően reagáltak: a Nagymohoson a fátlan, míg a Kismohoson a fás tőzegmohás élőhely mutatott jelentősebb változásokat. Két felvételi időpont adataiból azonban semmiféle messzemenő következtetést levonni nem lehet, a vízviszonyok kedvezőbbé válása 2003-ban az évek közti időjárási különbségekből adódhat.



16. ábra. A keleméri Mohosok különböző társulásaiban a mohavegetáció egyes fajok gyakoriságaival súlyozott vízigény-spektruma 2000-ben és 2003-ban. (Erio-Sph – *Eriophoro vaginatae-Sphagnetum recurvi*, Betulo-Sph – *Betuletum pubescenti-Sphagnetum recurvi*, Sal-Sph – *Salici cinereae-Sphagnetum recurvi*, K – Kismohos, N – Nagymohos. W11-W0 a vízi és az extrém száraz viszonyokhoz alkalmazkodott fajok közötti ordinális skálájú tartomány; vizes=W9-11, nedves=W7-8, üde=W5-6, mérsékelt száraz=W3-4, száraz=W0-2).

Fig. 16. Water requirement spectra weighted by the relative frequency of species in the sampling sites of Kismohos and Nagymohos lakes at Kelemér in 2000 and 2003. (Erio-Sph – *Eriophoro vaginatae-Sphagnetum recurvi*, Betulo-Sph – *Betuletum pubescenti-Sphagnetum recurvi*, Sal-Sph – *Salici cinereae-Sphagnetum recurvi*, K – Kismohos, N – Nagymohos. W11 – W0: ordinal scaled range between the species adapted to aquatic and extreme dry conditions; wet=W9-11, moist=W7-8, mesophil=W5-6, med. dry=W3-4, dry=W0-2).

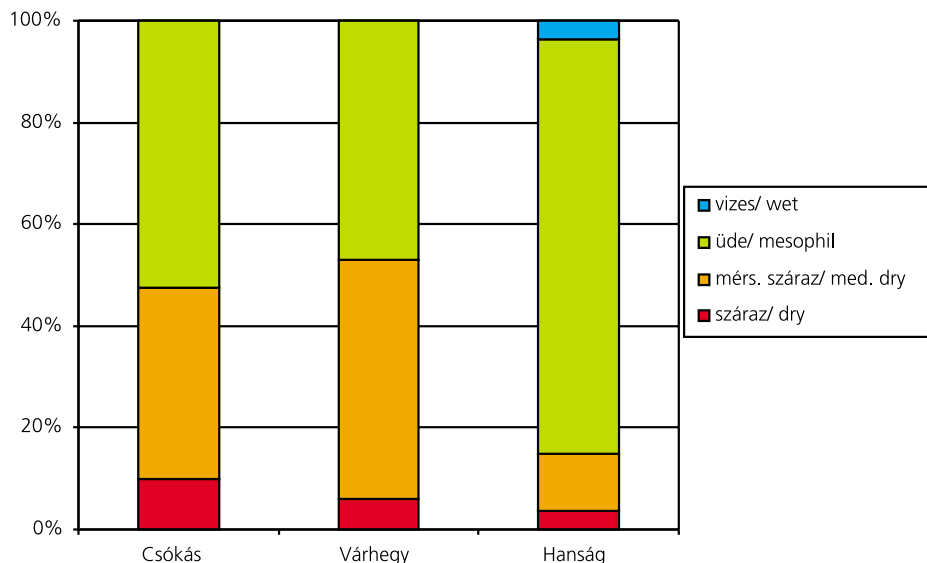
Erdők

Az erdőterületeken még sehol sem rendelkezünk ismétlésekkel. Így különböző erdőrezervátum magterületek mohavegetációjának összehasonlítását mutatjuk be az alábbiakban. A Bükkben a Csókás-völgyben egy *Corno-Quercetum*, és a Várhegyen egy *Quercetum petraeae-cerris*, a Hanságban pedig egy *Thelypteridi-Alnetum* társulásban készítettünk felvételeket. A mohavegetáció egyes jellemzőit a 9. táblázatban összesítettük. Az epifiton mohavegetáció csak az 1. szintben (talaj felett 10 cm) volt kellően fajgazdag az összehasonlításhoz.

	Csókás	Várhegy	Hanság
fajszám a talajszinten/ <i>species No. at soil level</i>	17	12	9
Simpson-diverzitás a talajszinten/ <i>diversity at soil level</i>	0,9051	0,7522	0,51
átlagos kvadrátonkénti fajszám a talajszinten/ <i>avg. spec. No. at soil level</i>	0,6250	0,5312	0,4219
fajszám az epifiton 1. szintjében/ <i>spec. No. at level 1</i>	13	6	7
Simpson-diverzitás az epifiton 1. szintjében/ <i>diversity at level 1</i>	0,8646	0,7389	0,7938
átlagos egy fára eső fajszám az epifiton 1. szintjében/ <i>avg. spec. No. per tree specimen at level 1</i>	4,94	2,64	2,6

6. táblázat. A különböző erdőterületek mintavételi négyzeteiben a mohavegetáció néhány jellemzője.
Table 6. Some characteristic variables of the bryophyte vegetation in the sampling sites of different forests

A fajszám, a Simpson-diverzitás, az átlagos mintavételi egységenkénti (kvadrátonkénti illetve egyes fára eső) fajszám mind a talajszinten, mind pedig az epifiton vegetációt tekintve a Csókás-völgy *Corno-Quercetum* társulásában a legmagasabb. A talajszint mohavegetációja a hansági mintanegyzetben volt a legfajszegényebb és a Simpson-diverzitás és az átlagos kvadrátonkénti fajszám is itt volt a legalacsonyabb. Az 1. szint epifiton vegetációjának fajkészlete csak fele volt a Várhegyen illetve a Hanságban a csókás-völgyihez képest. Az 1. szint Simpson-diverzitása a legalacsonyabb a Várhegyen volt. Az egy fára eső átlagos fajszám majdnem a fele volt mind a Várhegyen, mind a Hanságban a csókás-völgyihez

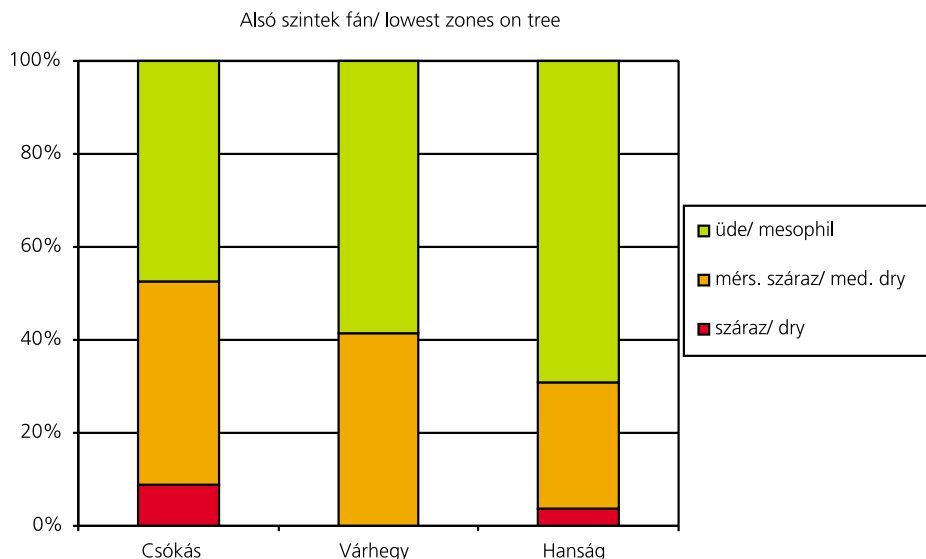


17. ábra. A különböző erdőterületek mintavételi négyzeteiben a talajszint mohavegetációjának vízigényspektruma az egyes fajok gyakoriságaival súlyozva. W11-W0 a vízi és az extrém száraz viszonyokhoz alkalmazkodott fajok közötti ordinális skálájú tartomány; vizes=W9-11, nedves=W7-8, üde=W5-6, mérsékelten száraz=W3-4, száraz=W0-2.

Fig. 17. Water requirement spectra weighted by the relative frequency of species in the bryophyte vegetation of ground level in the sampling sites of different forests. W11 – W0: ordinal scaled range between the species adapted to aquatic and extreme dry conditions; wet=W9-11, moist=W7-8, mesophil=W5-6, med. dry=W3-4, dry=W0-2.

képeket. Mindezek alapján elmondható, hogy a Csókás-völgy *Corno-Quercetum* társulásában, mind a talaj mind az epifiton mohavegetáció rendkívül fajgazdag. Egyébként itt a fákon mind a három magassági szintben fejlett mohavegetációt találunk. A talajszint gazdagsága a Csókás-völgy erdőterületen azzal magyarázható, hogy a talajon jóval többféle aljzattípus jelenik meg, mint a másik két rezervátumban (sok sziklakibukkanás, fekvő holt faanyag), amelyeken eltérő fajkészletű, gazdag mohavegetáció alakul ki. Ebben jelentős szerepe van annak is, hogy ez az erdő viszonylag nyílt, ami kedvező a talajszintben élő mohák számára. Az epifiton vegetáció gazdagsága szintén a kedvező fényviszonyokkal, valamint a viszonylag nagyméretű molyhos tölgyek jelenlétével magyarázható, amelyek az epifiton mohák szempontjából kedvező kéregviszonyokat nyújtanak.

A 17. ábrán a talajszinten, a 18. ábrán az epifiton 1. szintjében a mohavegetáció vízigényspektrumát láthatjuk a különböző erdőterületek mintavételi négyzeteiben. Ahogy az várható, a hansági láperdő mohavegetációjának vízigény-

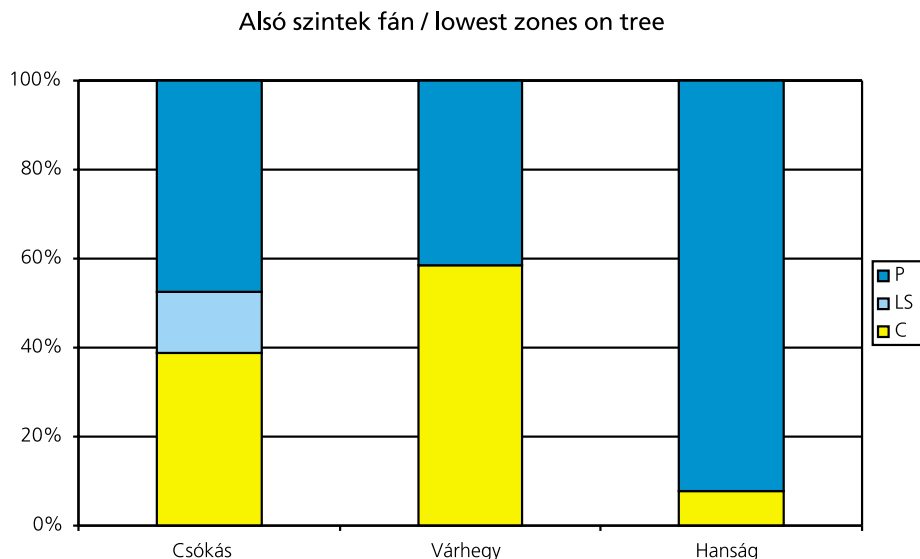


18. ábra. A különböző erdőterületek mintavételi négyzeteiben az 1. szint epifiton mohavegetációjának vízigény-spektruma az egyes fajok gyakoriságaival súlyozva. W11-W0 a vízi és az extrém száraz viszonyokhoz alkalmazkodott fajok közötti ordinális skálájú tartomány; vizes=W9-11, nedves=W7-8, üde=W5-6, mérsékelten száraz=W3-4, száraz=W0-2.

Fig. 18. Water requirement spectra weighted by the relative frequency of species in the bryophyte vegetation of the 1. (lowest) zone of epiphytic vegetation in the sampling sites of different forests. W11 – W0: ordinal scaled range between the species adapted to aquatic and extreme dry conditions; wet=W9-11, moist=W7-8, mesophil=W5-6, med. dry=W3-4, dry=W0-2.

spektruma jelzi a legjobb vízellátottságot. Mind a talajszinten, mind az epifiton 1. szintjében az üde körülményekre jellemző fajok uralkodnak, a talajon még vizes élőhelyekre jellemző fajok is megjelennek. A másik két erdő esetében mind a talajszinten, mind az epifiton 1. szintjében a mohavegetációban szintén sok az üde kategóriájú faj, de jelentős a mérsékelten száraz vízviszonyokhoz alkalmazkodott fajok aránya is.

Az epifiton 1. szintjében a mohavegetáció életstratégia-spektrumait láthatjuk a 19. ábrán a különböző erdőterületek mintavételi négyzeteiben. A lárperdő epifiton mohavegetációja szinte csak évelő (P) fajokból áll. A Várhegy *Quercetum petraeae-cerris* társulásának fán élő mohavegetációjában azonban már több a kolonista (C) faj, mint az évelő (P). A Csókás-völgy *Corno-Quercetum*-ában az epifiton 1. szintjének mohavegetációjában körülbelül azonos arányban vesznek részt kolonista (C) és évelő (P) fajok, valamint hosszú életű vándorló (LS) fajok is előfordulnak.



19. ábra. A különböző erdőterületek mintavételi négyzeteiben az 1. szint epifiton mohavegetációjában az életstratégia-kategóriák megoszlása az egyes fajok gyakoriságaival súlyozva. (P – évelő, LS – hosszú életű vándorló, C – kolonista, lásd még az 1. Mellékletben).

Fig. 19. Distribution of life strategy types weighted by the relative frequency of species in the bryophyte vegetation of the 1. (lowest) zone of epiphytic vegetation in the sampling sites of different forests (P – perennial, LS – long lived shuttle, C – colonist, see more in Appendix 1.).

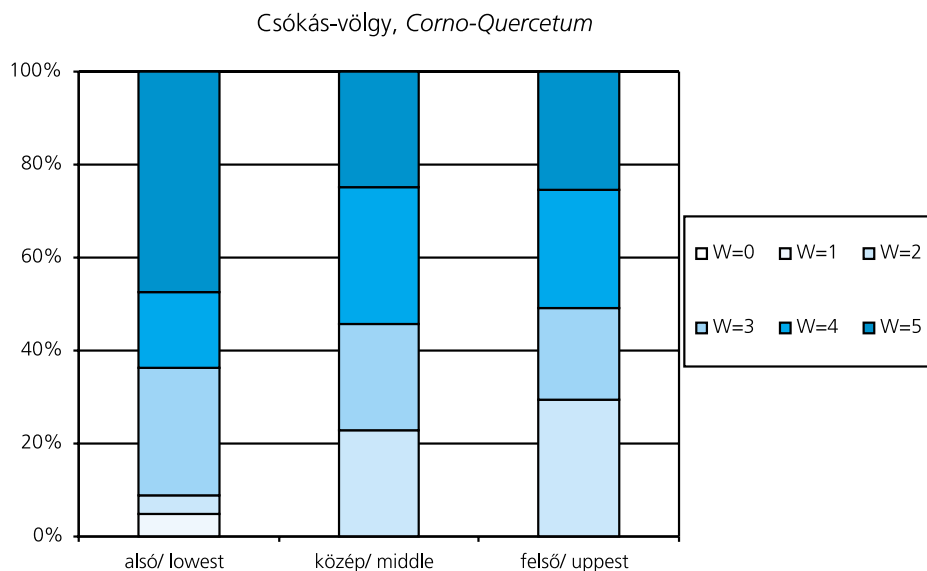
A Csókás-völgy *Corno-Quercetum* társulásában az epifiton mohavegetáció mind a három szintben igen fejlett. A három szint mohavegetációjának főbb jellemzőit tekinthetjük át a 7. táblázatban. A fajszám és az átlagos egy fára eső fajszám a legmagasabb a legalsó, 1. szintben, míg a Simpson-diverzitás jelentős eltéréseket nem mutat.

A három epifiton szint mohavegetációjának különbözik a vízigény-spektruma (20. ábra). Az alsó szint jelentős mértékben elkülönül a két felső szinttől, ez utóbbiak között csak kismértékű eltérés tapasztalható. Az alsó szintben még az 5-ös W értékű mezofil körülményeket kedvelő fajok dominálnak, ahogy felfelé haladunk a fán a fajösszetétel egyre szárazabb körülményeket jelez. A középső szintben már a 4-es W értékű fajok aránya a legnagyobb, és jelentősen nő a 2-es W értékű fajok részvétele a fajösszetételben. A legfelső szintben pedig már a 2-es W értékű fajok aránya a legnagyobb a mohavegetációban.

	1. szint / zone 1	2. szint / zone 2	3. szint / zone 3
Fajszám/ <i>species No.</i>	13	9	10
Simpson-diverzitás/ <i>diversity</i>	0,8646	0,8543	0,8965
Átlagos egy fára eső fajszám/ <i>avg. spec. No.</i> <i>per tree specimen</i>	4,94	2,81	3,19

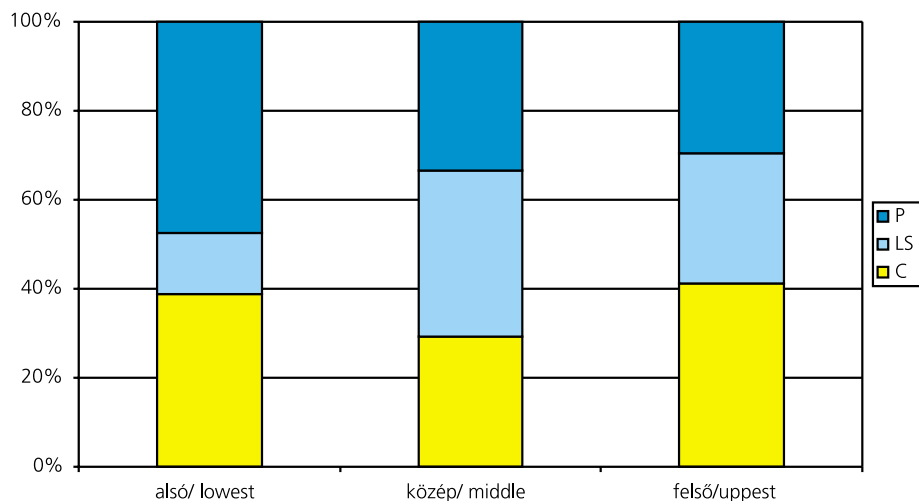
7. táblázat. A Csókás-völgy *Corno quercetum* társulásában az epifiton mohavegetáció főbb jellemzői a három magassági szintben.

Table 7. Some characteristic variables of the of epiphytic vegetation in the three zones of Corno-Quercetum community at Csókás valley (Zone 1 – 10 cm from the soil; zone 2 – 70 cm; zone 3 – 140 cm).



20. ábra. A Csókás-völgy *Corno quercetum* társulásában az epifiton mohavegetáció vízigény-spektruma három magassági szintben az egyes fajok gyakoriságaival súlyozva. W11 – W0: a vízi és az extrém száraz viszonyokhoz alkalmazkodott fajok közötti ordinális skálájú tartomány.

Fig. 20. Water requirement spectra weighted by the relative frequency of species in the epiphytic vegetation of the three zones in the sampling site of Corno-Quercetum at Csókás valley. W11 – W0: ordinal scaled range between the species adapted to aquatic and extreme dry conditions

Csókás-völgy, *Corno-Quercetum*

21. ábra. A Csókás-völgy *Corno-Quercetum*-ában az epifiton mohavegetáció három magassági szintjében az életstratégia-kategóriák megoszlása az egyes fajok gyakoriságaival súlyozva. (P – évelő, LS – hosszú életű vándorló, C – kolonista, lásd még az 1. Függelékben).

Fig. 21. Distribution of life strategy types weighted by the relative frequency of species in the epiphytic vegetation of the three zones of *Corno-Quercetum* at Csókás valley (P – perennial, LS – long lived shuttle, C – colonist, see more in Appendix 1.)

A három epifiton szint mohavegetációjában az életstratégia-kategóriák megoszlása is más (21. ábra). Az alsó szint felépítésében körülbelül azonos arányban vesznek részt a kolonista (C) és az évelő (P) fajok. A középső szint mohavegetációjában már a hosszú életű vándorló (LS) fajok dominálnak. A legfelső szintben pedig a kolonista (C) fajok kapják a legnagyobb szerepet a fajösszetételben.

KÖVETKEZTETÉSEK

A NBmR mohamonitorozás az első olyan program, amely kifejezetten a hazai és az EU szintű védett, veszélyeztetett értékekre összpontosít, és 2000 óta országos adatokat gyűjt. A mohák faj- és közösségi monitorozása során egységes, kvantitatív mintavételi módszereket alkalmaztunk, amely biztosítja az adatsorok hosszú távú elemzésének és összehasonlíthatóságának lehetőségeit. Az egységes módszertan az eltérő faji összetételű mohaközösségek összehasonlítását is lehetővé teszi. Az Európában veszélyeztetett fajok populációinak monitorozása számos más országban is folyik (Laaka és Syrijänen 1990, Sim-Sim és Sérgio 1998, Pohlová 2002, Laaka-Lindberg és Pohjamo 2002, Bisang 2003), viszont a mohaközösségek dinamikájáról igen kevés információnk van, az ilyen irányú nemzetközi vizsgálatok általában egy-egy kiemelt mohaközösségre vonatkoznak (During és Lloret 1996). E tekintetben a NBmR keretében zajló mohaközösségek monitorozása úttörő jellegű kutatásnak is tekinthető.

A fajmonitorozás során a hazánkban korábban előforduló, európai jelentőségű fajok populációjának aktuális állapotáról kaptunk képet. Három monitorozandó fajnak egyáltalán nem tudtuk jelenleg is létező populációját kimutatni (*Drepanocladus vernicosus*, *Mannia triandra*, *Orthotrichum rogeri*). A három további monitorozandó faj (*Buxbaumia viridis*, *Dicranum viride*, *Pyramidula tetragona*) esetében is a korábbi lelőhelyek nagy részén az ellenőrzés sikertelen volt. A meglévő populációk mérete rendkívül kicsi, a fajok a jelenlegi lokalitásokon is nagyon veszélyeztetettek. Az évente végzett felmérés lehetőséget nyújtott a dinamikai folyamatok megismeréséhez is (*Pyramidula tetragona*).

A vizsgált élőhelyek közül a száraz gyepek mohaszintje mutatja a legnagyobb diverzitást, elsősorban a csupasz talajfelszíneken és sziklákon megjelenő sok rövid életű faj (egyéves vándorló (AS), rövid életű vándorló (SL) és kolonista (C) stratégiák) miatt. A vizes élőhelyek mohaszintje, bár egyes területeken nagy borítású, viszonylag fajszegény, elsősorban évelő, nagytermetű fajok uralkodnak. A szikes élőhelyek mohadiverzitása a száraz gyepek és a vizes élőhelyek között található, jelentős az egyéves vándorló (AS), rövid életű vándorló (SL) és kolonista (C) fajok aránya. A mohaközösség vízigény-spektruma a másik két élőhelytípushoz képest jóval szélesebb, ami a szikesek szélsőséges vízgazdálkodásának éves dinamikájával magyarázható.

A száraz gyepek mohaszintje a nyílt sziklagyepek esetében a legfajgazdagabb, a homoki gyepeké a legkevésbé diverz, a zárt sziklagyepek diverzitása e két típus között helyezkedik el. A nyílt sziklagyepekben és a homoki gyepekben a rövid életű fajok az uralkodóak, míg a zárt sziklagyepekben jelentős az évelő

fajok aránya. A nyílt sziklagyepek faji összetétele jelentős mértékben eltér hazánk különböző növényföldrajzi régióiban. A nyílt sziklagyepekben és a szikeseken a mohavegetációt igen intenzív dinamika jellemzi, a mohavegetáció összetétele jelentős különbségeket mutat a különböző években a rövid életű fajok esetleges, valószínűleg időjárás függő megjelenése miatt. Ezeken az élőhelyeken indokolt a viszonylag gyakori felvételezés, mivel a hosszabb adatsorok remélhetőleg az időjárásnak köszönhető fluktuáció törvényszerűségeit feltárják, és így a hosszabb távú tendenciák is megfigyelhetővé válnak.

A vizes élőhelyek mohavegetációja ugyan állandóbb körülményekhez alkalmazkodott, erre utal az évelő (P) fajok dominanciája, mégis az egyes mintaterületek mohavegetációja várakozásainkhoz képest intenzívebb dinamikát mutatott. A vizes élőhelyeken fontos a vízigény-spektrum (W érték) és az életstratégia-spektrum időbeli változásainak elemzése.

Az erdők esetében a talajszint mohaközösségének diverzitását alapvetően a különböző aljattípusok és mikrohabitatok (sziklakibukkanások, nyílt talajfelszínnek, holt fák) diverzitása és mennyisége szabja meg. Az epifiton mohaközösségek jelentős magassági zonációt mutatnak a fákon, ami a magassági zónák fajösszetételében, diverzitásában, életstratégia- és vízigény-spektrumában egyaránt megnyilvánul. Az alsóbb szint fajgazdagabb, több a mezofil viszonyokhoz kötődő, évelő, fakultatív epifiton faj, míg a felsőbb szintekben sok valódi epifiton, szárazabb körülményekhez adaptálódott, rövid életű faj jelenik meg. Az epifiton közösségek diverzitását nagymértékben növelik a kedvezőbb fényviszonyok (déliesség, ill. ligetesebb faállomány), valamint a nagyméretű fák jelenléte.

A mohafajok és -közösségek hosszú távú monitorozásának jelentőségét az alábbiakban foglaljuk össze:

- (1) európai és hazai jelentőségű ritka fajok populációinak állapotát, veszélyeztetettségét nyomon követhetjük,
- (2) mohaközösségek kompozíciójának és funkciójának változásáról gyűjtünk alapadatokat, amelyek egyben az élőhelyek állapotának indikálására is alkalmasak,
- (3) tudományos igényű, széles körű összehasonlításokra, dinamikai és trend megfigyelésekre lesz lehetőség a szabványos mintavételezés alapján,
- (4) más monitorozott komponensekkel (pl. edényes vegetáció) vagy abiotikus adatokkal vethetők össze az eredmények az azonos mintavételi helyszín alapján, így a mohák indikációs tulajdonsága komplex vizsgálatok, elemzések során hasznosítható,
- (5) a hazai és európai adatszolgáltatási kötelezettség teljesíthető.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A terepmunkák során számos kollégánktól kaptunk sok segítséget. Közülük kiemelnénk Erzberger Pétert, Szűcs Pétert, Pelles Gábort és Takács Gábort, akik többször is velünk tartottak a felvételezések és a fajkeresések alkalmával. Valamint köszönjük a nemzeti-park-igazgatóságokon dolgozó NBmR koordinátorok közreműködését, akik a felvételi helyszínek megtalálásához, megközelítéséhez elengedhetetlen segítséget nyújtottak. A biodiverzitás-monitorozás fő támogatója a KvVM, valamint további anyagi háttérrel nyújtottak a következő OTKA pályázatok: OTKA 34664, OTKA D46045.

RESULTS OF BRYOPHYTE MONITORING

B. Papp, P. Ódor, E. Szurdoki

Corresponding author: Beáta Papp, Hungarian Natural History Museum,
Department of Botany, H-1087 Budapest, Könyves Kálmán körút 40.
pappbea@bot.nhmus.hu

SUMMARY

Monitoring of bryophyte species and bryophyte vegetation is an ongoing activity that started in 2000 in the framework of the Hungarian Biodiversity Monitoring System. Besides data collection, the testing of standard sampling methods and the development and finalisation of protocols were carried out. In the course of species monitoring, historic occurrences and potential new localities of 6 threatened bryophytes were checked and the sizes of the recently found populations have been estimated. As for bryophyte vegetation monitoring, habitats rich in bryophytes (wetlands, dry grasslands, saline-alkali areas and forests) have been surveyed. Changes in species composition (species pool, frequency, distribution), distribution of functional groups (distribution of ecological indicator values, life strategies), characteristic variables of assemblages (e.g. diversity) have been analysed. The sampling methodology of bryophyte biodiversity monitoring and several preliminary results are presented in this paper. Earlier occurrences of selected species have been reinvestigated and their abundance documented, in case of bryophyte community monitoring, the comparison of different habitat types based on their respective bryophyte vegetation are presented. Results concerning the dynamics of moss communities are demonstrated by a few examples.

We failed to find any of the historic populations of 3 monitored species (*Drepanocladus vernicosus*, *Mannia triandra*, *Orthotrichum rogeri*). In case of 3 other species (*Buxbaumia viridis*, *Dicranum viride*, *Pyramidula tetragona*) the populations are also absent from most of their localities or if they are present, the size of their population is so small, that they are considered to be highly threatened on those locations.

The bryophyte vegetation of dry grasslands shows the highest diversity among the investigated habitat types, mainly because of the high number of annual shuttle (AS), colonist (C), short lived shuttle (SL) species inhabiting the bare, open soil surface. The bryophyte vegetation of the wetlands in some cases reaches high cover values, however, it is usually not rich in species and is dominated mainly by large-size, perennial species. The diversity of the bryophyte vegetation of the saline-alkali areas falls between those of the dry

grasslands and wetlands; the proportion of the annual shuttle (AS), colonist (C), short lived shuttle (SL) species is high. The water requirement spectrum of the bryophyte vegetation is wider than in the case of the other two habitat types, which can be explained by the extreme water regime of the saline-alkali areas (flooded in spring, dry in summer).

The bryophyte vegetation of open grasslands has the highest species richness among dry grasslands. The diversity of the bryophyte vegetation of sandy grasslands is the lowest, while that of the closed grasslands is in between. In the open and sandy grassland the short-lived species are predominant, while in the closed grasslands the proportion of perennial species is higher. The bryophyte species composition shows considerable differences in the different phytogeographic regions. In the open grasslands and in saline-alkali areas the bryophyte vegetation is characterised by intensive dynamics. Species composition shows remarkable differences between different years due to the appearance of short-lived species, which highly depends on the weather conditions. In these habitats a more frequent sampling is recommended, as the longer data series can hopefully reveal the fluctuation caused by the weather conditions, and long-term trends can be explored.

Although the bryophyte vegetation of wetlands is adapted to more constant environmental conditions (reflected in the predominance of perennial species), the bryophyte assemblage shows quite intense dynamics in many sampling sites.

In the case of forests, the diversity of the bryophyte vegetation of the ground level depends on the quantity of different substrates and microhabitats (rock outcrops, bare soil surface, decaying wood). The epiphytic bryophyte vegetation shows a zonation from the base of the tree up along the trunk. Species composition, diversity, and the distribution of life strategy types and water requirement (W value) spectra is different in the zones. The lowest zone is the richest in species with several mesophylous, perennial, facultative epiphyte species, while the upper zones contain more true epiphyte, xerophilous, short lived species. The diversity of epiphytic bryophyte assemblages is higher in forests with better light conditions (southern exposition, more open forest) and in the presence of mature trees (large tree trunks).

The importance of long-term monitoring of bryophyte species and assemblages can be summarised as follows:

- (1) enables to trace the population size and to check the threat status of bryophyte species rare in Europe or in Hungary,
- (2) provides basic data on the changes in composition and structure of bryophyte assemblages,
- (3) the use of standard sampling methods guarantee sound scientific comparison and trend analyses on the dynamics of bryophyte assemblages,

- (4) the common sampling localities used for botanical and zoological investigations provide the opportunity for cross-component analyses (e.g. vascular plants) and for biotic and abiotic variable studies,
- (5) data supply obligations, both at national and European level will be fulfilled.

The authors consider the monitoring of bryophyte vegetation dynamics of different habitats the most important results of this activity. In this regard even the international scientific literature appears to be quite limited.

IRODALOM

- Bisang, I. 2003. Population development, demographic structure, and life cycle aspects of two hornworts in Switzerland. *Lindbergia* 28: 105-112.
- Borhidi, A. Sánta, A (szerk.) 1999. Vörös Könyv Magyarország növénytársulásairól 1. (*Red Data Book of plant communities in Hungary 1. in Hungarian*). A KöM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötetei 6., TermészetBúvár Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 362.
- Boros, Á. 1915–1971. Florisztikai jegyzetek. – kézirat (*Field diaries – manuscript in Hungarian*). Hungarian Natural History Museum.
- Corley, M. F. V. és Crundwell, A. C. 1991. Additions and amendments to the mosses of Europe. *J. Bryol.* 16: 337–356.
- Corley, M.F.V., Crundwell, A.C., Düll, R., Hill, M.O. és Smith, A.J.E. 1981. Mosses of Europe and the Azores; an annotated list of species, with synonyms from the recent literature. *J. Bryol.* 11: 609–689.
- During, H.J. 1979. Life strategies of bryophytes: a preliminary review. *Lindbergia* 5: 2–18.
- During, H.J. 1992. Ecological classifications of bryophytes and lichens. In: Bates, J.W. & Farmer, A.M. (szerk.) *Bryophytes and lichens in a changing environment*, Clarendon Press, Oxford, pp. 1–31.
- During, H. J. és Llorett, F. 1996. Permanent grid studies in bryophyte communities 1. Pattern and dynamics of individual species. *J. Hattori Bot. Lab.* 79:1–41.
- Düll, R. 1983. Distribution of the European and Macaronesian liverworts (Hepaticophytina) *Bryologische Beitrage* 2: 1–115.
- Düll, R. 1984. Distribution of the European and Macaronesian mosses (Bryophytina) I. *Bryologische Beitrage* 4: 1-109.
- Düll, R. 1985. Distribution of the European and Macaronesian mosses (Bryophytina) II. *Bryologische Beitrage* 5: 110–232.
- Düll, R. 1992. Distribution of the European and Macaronesian mosses (Bryophytina). Annotations and progress. *Bryologische Beitrage* 8/9: 223 pp.
- ECCB (European Committee for the Conservation of Bryophytes) 1995. *Red Data Book of European Bryophytes*, Trondheim, pp. 291.
- Grolle, R. 1983. Hepatics of Europe including the Azores: an annotated list of species, with synonyms from the recent literature. *J. Bryol.* 12: 403–459.
- Hallingbäck, T., Hodgetts, N., Raeymaekers, G., Schumacker, R., Sérgio, C., Söderström, L., Stewart, N. és Váña, J. 1998. Guidelines for application of the revised IUCN threat categories to bryophytes. – *Lindbergia* 23: 6–12.
- Hock, Zs., Szövényi, P. és Tóth, Z. 2004. Seasonal variation in the bryophyte diaspore bank of open grasslands on dolomite rock. *J. Bryol.* 26: 285–292.

- Kovács-Láng, E. és Török, K. (szerk.) 1997. Növénytársulások, társuláskompleksek és élőhelymozaikok. Nemzeti biodiverzitás-monitorozó rendszer III. (*Hungarian Biodiversity Monitoring Project III. Plant communities, community complexes and habitat mosaics, in Hungarian*) Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Laaka, S. és Syrijänen, K. 1990. Notes on the distribution and ecology of a threatened moss, *Buxbaumia viridis* (DC.) Moug. & Nestl., in Finland. Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica 66: 108–111.
- Laaka-Lindberg, S. és Pohjamo, M. 2002. The importance of demographic traits in the conservation of threatened bryophytes. *Novit. Bot. Univ. Carol., Praha*, 15/2001: 35–43.
- Orbán, S. 1984. A magyarországi mohák stratégiai és T. W. R. értékei. (*Life strategies and T. W. R. values of Hungarian bryophytes, in Hungarian*). Az Egri Ho Si Minh Tanárképző Főiskola Füzetei 17: 755–765.
- Papp, B., Ódor, P. és Erzberger, P. 2000. Preliminary data about the present Hungarian local populations of rare European bryophytes. *Studia Bot. hung.* 30-31: 95–111.
- Papp, B., Ódor, P. és Szurdoki, E. 2002. An overview of options and limitations in the monitoring of endangered bryophytes in Hungary. *Novit. Bot. Univ. Carol., Praha*, 15/2001: 45–58.
- Papp, B., Ódor, P. és Szurdoki, E. 2003. Threat status of some protected bryophytes in Hungary. *Acta Acad. Paed. Agriensis, Sectio Biologiae* 24: 189–200.
- Pohlová, R. 2002. Status of knowledge of endangered bryophytes in the Czech Republic. *Novit. Bot. Univ. Carol., Praha*, 15/2001: 59–64.
- Sim-Sim, M. és Sérgio, C. 1998. Distribution of some epiphytic bryophytes in Portugal. Evaluation and present status. *Lindbergia* 23: 50–54.
- Tóthmérész, B. 1996. NUCOSA. Programcsomag botanikai, zoológiai és ökológiai vizsgálatokhoz. (*NUCOSA. Program package for botanical, zoological, ecological surveys*). Scientia Kiadó, Budapest.
- Török, K. (szerk.) 1997. Növényfajok. Nemzeti biodiverzitás-monitorozó rendszer IV. (*Hungarian Biodiversity Monitoring Project IV. Plant species, in Hungarian*). Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Vajda, L. 1933–1978. Kiránduló naplók. – kézirat (*Field diaries – manuscript in Hungarian*). Hungarian Natural History Museum.
- Zólyomi, B. és Précsényi, I. 1964. Methode zur Ökologischen Charakterisierung der Vegetationseinheiten und zum Vergleich der Standarre. *Acta Bot. Acad. Sci. Hung.* 10: 376–402.

MELLÉKLETEK – APPENDICES

1. melléklet. Mohák életstratégia-kategóriái

Appendix 1. Life strategy types of moss species

- F** *fugitive* – átfutó: efemer jellegű fajok, magas reprodukciós ráfordítás, sok, kisméretű (<20 mm) spóra, aszexuális szaporodás nincs, sporofiton gyakori, rövid élettartam (<1 év), élőhely megjelenése jósolhatatlan, fennállása rövid, instabil.
- C** *colonist* – kolonista v. első megtelepedő: élettartam néhány év, közepes reprodukciós ráfordítás, sok, kisméretű (<20 mm) spóra, sok vegetatív propagulum, sporofiton gyakori, élőhely néhány évig marad fenn, létrejötte jósolhatatlan.
- AS** *annual shuttle* – egyéves vándorló: rövid élettartam (<1 év), magas reprodukciós ráfordítás, kevés nagyméretű spóra, sporofiton gyakori, aszexuális propagulumok hiányzanak, élőhely fennállása rövid, megjelenése jósolható.
- SL** *short lived shuttle* – rövid életű vándorló: élettartam néhány év, közepes reprodukciós ráfordítás, kevés, nagyméretű spóra, vegetatív propagulumok hiányzanak, élőhely néhány évig marad fenn, létrejötte jósolható.
- LS** *long lived shuttle or perennial shuttle* – hosszú életű vándorló: hosszú élettartam, alacsony reprodukciós ráfordítás, kevés, nagyméretű spóra, sporofiton gyakori, vegetatív propagulumok gyakran vannak, élőhely éveig fennmarad, de megszűnése jósolható.
- P** *perennial stayers* – évelő v. évelő állandó: hosszú élettartam, alacsony reprodukciós ráfordítás, sok, kisméretű spóra, sporofiton ritka, vegetatív propagulumok ritkák, élőhely sok évig marad fenn, stabil.

A rövid életű fajok aránya (*short lived species ratio*) (F+AS+SL+C / F+AS+SL+C+LS+P) azt jelzi, hogy milyen arányban fordulnak elő a mintanegyzetben a rövid életű, jól kolonizáló mohák, amelyek nem a stabil élőhelyi körülményekhez alkalmazkodtak.

2. melléklet. A vizes élőhelyek moha monitorozásra kijelölt társulásai, helyszínük és a felmérések évei.
Appendix 2. *Wetland communities selected for bryophyte vegetation monitoring, their locations (relevant national park) and the years of surveys.*

Négyzetek sorszáma / No.	Társulásnév / community	Lokálitás / locality	Nemzeti Park/ national park	Felmérés éve/ year of survey
1	Caricetum appropinquatae	Inke	Duna-Dráva	2001 2004
2	Caricetum elatae	Barcs	Duna-Dráva	2001 2004
3	Carici lasiocarpae-Sphagnetum	Csaroda	Hortobágyi	2000 2003
4	Carici lasiocarpae-Sphagnetum	Kelemér	Aggteleki	2000 2003
5-6	Carici echinatae-Sphagnetum	Farkasfa, Szentgotthárd	Őrség	2001
7	Eriophoro vaginati-Sphagnetum	Csaroda, Nyíres-tó	Hortobágyi	2000 2003
8-10	Eriophoro vaginati-Sphagnetum	Kelemér	Aggteleki	2000 2003
11	Schoenetum nigricantis	Káli medence	Balaton-felvidék	2000 2002
12-13	Schoenetum nigricantis	Fertőszéplak	Fertő-Hanság	2000
14	Schoenetum nigricantis	Tapolca	Balaton-felvidék	2000
15	Betulo pubescenti – Sphagnetum recurvi	Kelemér	Aggteleki	2000 2003
16	Salicetum cinereae-Sphagnetum recurvi	Kelemér	Aggteleki	2000 2003
17	Salici pentandrae-Betuletum pubescentis	Piricse, Júlia-liget	Hortobágyi	2000 2004
18	Salici pentandrae-Betuletum pubescentis	Bátorliget	Hortobágyi	2000 2004
19	Carici flavae-Eriophoretum	Gömörszőlős	Aggteleki	2000 2002
20	Calamagrosti-Salicetum cinereae	Gömörszőlős	Aggteleki	2000 2002

3. melléklet. A szikes élőhelyek moha monitorozásra kijelölt társulásai, helyszínük és a felmérések évei.
Appendix 3. *Communities of saline-alkali areas selected for bryophyte vegetation monitoring, their locations (relevant national park) and the years of surveys.*

Négyzetek sorszáma / No.	Társulásnév / community	Lokalitás / locality	Nemzeti Park/ national park	Felmérés éve/ year of survey
1	Artemisio-Festucetum pseudovinae	Angyalháza	Hortobágyi	2003 2004
2	Artemisio-Festucetum pseudovinae	Apaj	Kiskunsági	2002 2003 2004
3	Achilleo-Festucetum pseudovinae	Angyalháza	Hortobágyi	2003 2004
4	Achilleo-Festucetum pseudovinae	Apaj	Kiskunsági	2002 2003 2004

4. melléklet. A száraz gyepek moha monitorozásra kijelölt társulásai, helyszínük és a felmérések évei.
Appendix 4. *Communities of dry grasslands selected for bryophyte vegetation monitoring, their locations (relevant national park) and the years of surveys*

Négyzetek sorszáma / No.	Társulásnév / community	Lokalitás / locality	Nemzeti Park / national park	Élőhely típus / Habitat type	Felmérés éve / year of survey
1	Festucetum vaginatae	Csévharaszt	Duna-Ipoly	homoki gyepek	2003
2	Festuco vaginatae-Corynephorum	Barcs	Duna-Dráva	homoki gyepek	2003
3	Festucetum pallentis	Pilistető	Duna-Ipoly	nyílt mészkő sziklagyepek	2003
4	Sedo sopianae-Festucetum dalmaticae	Szársonlyó	Duna-Dráva	nyílt mészkő sziklagyepek	2001 2003
5	Seseli leucospermo-Festucetum pallentis	Csákberény	Duna-Ipoly	nyílt dolomit sziklagyepek	2002 2004
6	Minuartio-Festucetum pseudodalmaticae	Szarvaskő	Bükk	nyílt gabbró sziklagyepek	2003
7	Potentillo-Festucetum pseudodalmaticae	Tapolca	Balaton-felvidéki Szent György-hegy	nyílt bazalt sziklagyepek	2001 2002 2004
8	Festuco pallenti-Brometum pannonicum	Csákberény	Duna-Ipoly	zárt dolomit sziklagyepek	2002 2004
9	Chrysopogono-Caricetum humilis	Szár	Duna-Ipoly	nyílt dolomit sziklagyepek	2002 2004
10	Seslerietum sadlerianae	Sas-hegy	Duna-Ipoly	zárt dolomit sziklagyepek	2002 2004
11	Potentillo arenariae-Festucetum pseudo-vinae	Bugac	Kiskunsági	homoki gyepek	2003

5. melléklet. Az erdőrezervátum területek moha monitorozásra kijelölt társulásai, helyszínük és a felmérések évei.

Appendix 5. *Communities of forest reserves selected for bryophyte vegetation monitoring, their locations (relevant national park) and the years of surveys.*

Négyzetek sorszáma / No.	Társulásnév / community	Lokalitás / locality	Nemzeti Park/ national park	Felmérés éve/ year of survey
1-2	Thelypteridi-Alnetum	Hanság, Kimle	Fertő-Hanság	2004
3	Fraxino-Ulmetum	Ócsa	Duna-Ipoly	2003
4-6	Corno-Quercetum	Csókás-völgy	Bükk	2004
7-9	Quercu petraeae-Carpinetum	Kelemér, Serényfalu	Aggteleki	2002
10-11	Quercu robori-Carpinetum	Dédai-erdő	Hortobágyi	2004
12-14	Quercetum petraeae-cerris	Várhegy	Bükk	2004
15	Phyllitidi-Aceretum	Hór-völgy	Bükk	—
16-	Mellitio-Fagetum	Csörgő-völgy	Bükk	—

6. melléklet. A száraz gyepek mohavegetációjának elemzésénél használt flóraelem-kategóriák és összevont típusaik.

Appendix 6. *Distribution types and merged categories of moss species areas used in the data analysis of dry grasslands.*

1. med:	submed (szubmediterrán/ <i>sub-mediterranean</i>) + suboc (szubatlantikus/ <i>sub-atlantic</i>) + med (mediterrán/ <i>mediterranean</i>) + oc (atlantikus/ <i>atlantic</i>)
2. temp:	temp (Európa mérsékelt éghajlatú területei/ <i>temporal zones of Europe</i>)
3. kont:	subkont (szubkontinentális/ <i>sub-continental</i>) + kont (kontinentális/ <i>continental</i>)
4. bor:	subbor (szubboreális/ <i>sub-boreal</i>) + bor (boreális/ <i>boreal</i>) + mont (hegyvidéki/ <i>mountainous habitats</i>)
5. cosm:	cosm (kozmpolitá/ <i>cosmopolitan</i>)

7. melléklet Fajkódok magyarázata. A lombos mohák esetében Corley és mtsai (1981) és Corley és Crundwell (1991), a májmohák esetében Grolle (1983) nomenklatúráját használjuk.

Appendix 7. Species codes in the text of Figures.

Kód	Fajnév
ABIABI	<i>Abietinella abietina</i> (Hedw.) M. Fleisch.
ACAMUT	<i>Acaulon muticum</i> (Hedw.) Müll. Hal.
AMBRIP	<i>Amblystegium riparium</i> (Hedw.) Schimp.
ASTSAC	<i>Asterella saccata</i> (Wahlenb.) A. Evans
AULPAL	<i>Aulacomnium palustre</i> (Hedw.) Schwägr.
BARCON	<i>Barbula convoluta</i> Hedw.
BARUNG	<i>Barbula unguiculata</i> Hedw.
BRAALB	<i>Brachythecium albicans</i> (Hedw.) Schimp.
BRYALG	<i>Bryum algovicum</i> Sendtn. ex Müll. Hal.
BRYARG	<i>Bryum argenteum</i> Hedw.
BRYBIC	<i>Bryum bicolor</i> Dicks.
BRYCAE	<i>Bryum caespiticium</i> Hedw.
BRYCAP	<i>Bryum capillare</i> Hedw.
BRYPSE	<i>Bryum pseudotriquetrum</i> (Hedw.) P. Gaertn., B. Mey. & Scherb.
BRYRAD	<i>Bryum radiculosum</i> Brid.
BRYRUB	<i>Bryum rubens</i> Mitt.
BRYRUD	<i>Bryum ruderale</i> Crundw. & Nyholm
BRYTOR	<i>Bryum torquescens</i> Bruch & Schimp.
CALSTR	<i>Calliergon stramineum</i> (Brid.) Kindb.
DICVAR	<i>Dicranella varia</i> (Hedw.) Schimp.
DIDACU	<i>Didymodon acutus</i> (Brid.) K. Saito
DREADU	<i>Drepanocladus aduncus</i> (Hedw.) Warnst.
ENCVUL	<i>Encalypta vulgaris</i> Hedw.
ENTHUN	<i>Enthosthodon hungaricus</i> (Boros) Loeske
EURHIA	<i>Eurhynchium hians</i> (Hedw.) Sande Lac.
FUNHYG	<i>Funaria hygrometrica</i> Hedw.
GRIPUL	<i>Grimmia pulvinata</i> (Hedw.) Sm.
HOMLUT	<i>Homalothecium lutescens</i> (Hedw.) H. Rob.
HYPCUP	<i>Hypnum cupressiforme</i> Hedw.
LEPPYR	<i>Leptobryum pyriforme</i> (Hedw.) Wilson
LOPBID	<i>Lophocolea bidentata</i> (L.) Dumort.
LOPHET	<i>Lophocolea heterophylla</i> (Schr.) Dumort.
MANFRA	<i>Mannia fragrans</i> (Balb.) Frye & L. Clark

Kód	Fajnév
ORTANO	<i>Orthotrichum anomalum</i> Hedw.
PHACUR	<i>Phascum curvicolle</i> Hedw.
PHACUS	<i>Phascum cuspidatum</i> Hedw.
PHAFLO	<i>Phascum floerkeanum</i> F. Weber & D. Mohr
PLESQU	<i>Pleurochaete squarrosa</i> (Brid.) Lindb.
POHNUT	<i>Pohlia nutans</i> (Hedw.) Lindb.
POLCOM	<i>Polytrichum commune</i> Hedw.
POLFOR	<i>Polytrichum formosum</i> Hedw.
POLJUN	<i>Politrichum juniperinum</i> Hedw.
POLSTR	<i>Polytrichum strictum</i> Menzies ex Brid.
POTBRY	<i>Pottia bryoides</i> (Dicks.) Mitt.
POTDAV	<i>Pottia davalliana</i> (Sm.) C.E.O. Jensen
POTINT	<i>Pottia intermedia</i> (Turner) Füllr.
POTLAN	<i>Pottia lanceolata</i> (Hedw.) Müll. Hal.
POTMUT	<i>Pottia mutica</i> Venturi
PSEHOR	<i>Pseudocrossidium hornsuschianum</i> (Schultz) R.H. Zander
PTEOVA	<i>Pterygoneurum ovatum</i> (Hedw.) Dixon
RHYMEG	<i>Rhynchostegium megapolitanum</i> (F. Weber & D. Mohr) Schimp.
SPHANG	<i>Sphagnum angustifolium</i> (Warnst. C.E.O. Jensen
SPHCAP	<i>Sphagnum capillifolium</i> (Ehrh.) Hedw.
SPHCUS	<i>Sphagnum cuspidatum</i> Ehrh. ex Hoffm.
SPHFAL	<i>Sphagnum fallax</i> (H. Klinggräff) H. Klinggräff
SPHFIM	<i>Sphagnum fimbriatum</i> Wilson
SPHFLE	<i>Sphagnum flexuosum</i> Dozy & Molk.
SPHMAG	<i>Sphagnum magellanicum</i> Brid.
SPHPAL	<i>Sphagnum palustre</i> L.
SPHSQU	<i>Sphagnum squarrosum</i> Crome
TETPEL	<i>Tetraphis pellucida</i> Hedw.
TORCAL	<i>Tortula calcicolens</i> W.A. Kramer
TORRUR	<i>Tortula ruralis</i> (Hedw.) P. Gaertn., B. Mey. & Scherb.
WEICOD	<i>Weissia condensa</i> (Voit) Lindb.
WEILON	<i>Weissia longifolia</i> Mitt.

A NAGYGOMBA-MONITOROZÁS ELSŐ, FELMÉRŐ SZAKASZÁNAK EREDMÉNYEI

Siller Irén¹, Pál-Fám Ferenc², Fodor Lívია³,

¹Szent István Egyetem, Állatorvos-tudományi Kar, Növényntani Tanszék,
H-1077 Budapest, Rottenbiller u. 50.

²Kaposvári Egyetem, Növényntani és Növénytermesztéstani Tanszék,
H-7400 Kaposvár, Guba S. u. 40.

³KvVM Természetvédelmi Hivatal,
H-1121 Budapest, Költő u. 21.

turcsanyine.siller.iren@aotk.szie.hu, pff3@hotmail.com, kisne@mail.kvvm.hu

ÖSSZEFOGLALÁS

A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) keretein belül, az erdőrezervátumok és kezelt lombos erdők monitorozása projektben, két erdőrezervátum területén (a Bükk és a Mecsek hegységben) 2001-től 2003-ig végzett mikológiai felmérés eredményeit mutatjuk be. A gombák monitorozása során az előzmények hiánya miatt szükségünk volt egy egységes, szabványos mintavételezési módszer kialakítására, majd az adatok kiértékelési módszereinek kidolgozására. A munka úttörő jellege miatt többféle elemzéssel is próbálkoztunk. Különböző összehasonlító vizsgálatok során bebizonyítottuk, hogy az állományok mikológiai mutatói jól jellemzik az erdők állapotát, természetvédelmi értékét.

Az eredmények alapján megállapítottuk, hogy a magterületek a fajszámot és a termőtestszámot tekintve a leggazdagabb erdei élőhelyeknek minősülnek a gombák, különösen a lignikol gombafajok szempontjából. A nagygombák funkcionális spektrumával jellemezni tudtuk az egyes mintaterületeket, ezek állapotát, így ez használható mikológiai tulajdonságnak minősült az elemzések során.

A legstrukturáltabb lignikol közösségeket mindkét helyen az erdőrezervátumok magterületeinek erdeiben találtuk. A legkevésbé strukturáltak az ültetett erdők fán élő fajainak összessége, itt közösségi szerveződésről nem beszélhetünk. A magterületeknek jellemző fajösszetételű és struktúrájú lignikol gombaközössége van, amely földrajzi elhelyezkedéstől függetlenül hasonló jellegzetességeket mutatott mindkét vizsgált helyszínen. A kezelt állományok, valamint az ültetvények esetében a kevés holt faanyag miatt mikológiai szempontból valószínűleg a földrajzi hely, a környezeti tényezők jellemzői meghatározóbbak, mint az erdők természetességi állapota, kezelése.

A kezelt és ültetett erdők talajlakó gombaközösségei viszonylag változatos, diverz struktúrát mutattak mindkét élőhelyen, a magterületek szegényebbek voltak. A talajlakó gombaközösségeket az erdők vegetációjának összetétele, ill. a talajviszonyok befolyásolják elsődlegesen, természetességi állapotuk és kezelésük módja kevésbé meghatározó.

A vizsgálatok alátámasztották, hogy a NBmR keretében kidolgozott protokoll alkalmas különböző erdőállományok mikológiai alapú összehasonlítására, valamint az erdők állapotának gyors értékelésére. A hosszú távú monitorozás segít az erdőfejlődési folyamatok, változások, trendek felismerésében. A további monitorozásra vonatkozó módszertani javaslatunk a hároméves vizsgálatokat megelőző felmérések adatait is figyelembe veszi. A közel teljes fajkészlet felméréséhez minimum öt év szükséges, de a funkcionális- és diverzitásvizsgálatokhoz, valamint a fajösszetétel összehasonlító vizsgálataihoz valószínűleg három év elegendő, így a további felvételezések új mintának tekinthetők.

Szükségesnek látjuk továbbá a gombák monitorozásának minél szélesebb körű beindítását, mivel e munka is megmutatta, hogy milyen keveset tudunk a különböző élőhelyekhez kötött gombaközösségek összetételéről, funkcionális megoszlásáról, diverzitás-struktúrájukról. A hosszú távú monitorozás folytatásával lehetőségünk nyílik tudományos igényű, széleskörű összehasonlításokra, dinamikai és trend megfigyelésekre. A különböző földrajzi régiókban előforduló és eltérő erdészeti kezelés alatt álló erdők biodiverzitásának elemzését a gombaközösségük viselkedésének adataival egészíthetjük ki.

A vizsgálataink ugyanakkor máris rámutattak az erdőrezervátumok fontosságára, amelyek refúgiumokként szolgálnak a gombák számára, és így lehetőséget nyújtanak, hogy ezek a fajok később ismét elterjedjenek a jelenleg kezelt erdők területén. A monitorozás segítségével lehetőség nyílik a fajok veszélyeztetettségének pontosabb becslésére is.

BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉS

A gombák a természetes életközösségek anyagforgalmában rendkívül fontos szerepet töltenek be. Ezért került a NBmR komponensei közé a nagygombák csoportja is. A gombákra vonatkozó vizsgálatok száma viszonylag alacsony, a mintavételezés módszertana még nem kellően kidolgozott, ezért komoly kutatásokra, megalapozó elemzésekre volt szükség a monitorozó program kialakítása során.

A monitorozás hosszú távú, rendszeres, standard módszerekkel történő vizsgálat-sorozatot jelent. A részletes mintavételi leírást és az adatok feldolgozásának módszereit magukba foglaló protokollok kidolgozásakor számos kérdés merült fel, amelyek megválaszolása a klasszikus módszerek alkalmazása mellett új megközelítést kívánt a mikológus szakértőktől.

A hazai szakértők a NBmR keretein belül, 1999-ben kezdték meg a nagygombák monitorozása módszertani alapjainak kidolgozását (Rimóczi és Pál-Fám 1999), amelyet többször módosítottak a tapasztalatok tükrében (Pál-Fám 1999, Rimóczi és mtsai 2000).

A nagygombák monitorozó módszereinek megválasztása speciális életmódjuk miatt nehéz feladat. A gombaközösségek minőségi és mennyiségi vizsgálatainak módszerei eltérnek mind a botanikában, mind a zoológiában használt módszerektől. A gombák monitorozása elsősorban a termőtest megfigyelésén alapszik, mivel a talajban élő vegetatív micélium és a mikorrhiza nehezen hozzáférhető és határozható. A termőtestek vizsgálatát is számos tényező nehezíti: így a létezésük rövid ideje, az erősen időjárásfüggő, periodikus és fluktuáló termőtestképzésük, valamint az ökológiai funkciókban mutatkozó változatosságuk (pl. életmód, szubsztrátumválasztás). A monitorozó vizsgálatok végzését tovább nehezíti a mikológiában meglévő számos taxonómiai probléma és a kevés rendelkezésre álló szakértő.

Nagy kihívást jelentett az adatok feldolgozásának kérdése is. A NBmR keretein belül a protokollok minden élőlénycsoportra vonatkozóan az ún. származtatott adatok kialakításának módszereit is tartalmazzák, amelyek a keletkező alapadatok feldolgozásához adnak útmutatót. Úgy véltük azonban, hogy a gomba-monitorozás újszerűsége miatt az adatok értékelésekor az egyszerű mutatók, indexek mellett diverzitásvizsgálatok és sokváltozós módszerek alkalmazása is segítheti a feltett kérdések megválaszolását, a közösségek változásának, trendjeinek nyomon követését. A nagygombák esetében számos új javaslat született ezen a téren, amelyek alkalmazhatóságát hosszabb idő, valamint ismételt vizsgálatok alapján lehet majd eldönteni.

A nagygomba-közösségek vizsgálata a NBmR keretében erdőrezervátumok területéhez kapcsolódva valósul meg. A kiválasztott természetközeli élőhelyek (erdőrezervátumok magterületei) állapotának monitorozása mellett az erdőgazdálkodás hatásainak nyomon követése is cél volt a protokoll szerint. A projekt alapfelvetése szerint az erdészeti tevékenység módosítja a lomberdők fajgazdagságát. Ennek vizsgálata érdekében a monitorozó felméréseket az erdőrezervátumok magterületén, a védőzónájában (kezelt erdőben, ahol kímélő gazdálkodás folyik), valamint a kiválasztott társulások élőhelyére ültetett kultúrerdők területén végeztük.

A mikológiai monitorozás – több éves elővizsgálatokat követően – 2001-ben kezdődött meg két erdőrezervátum területén a Bükkben és a Mecsekben. Az elővizsgálatok során kidolgozott módszerek segítségével, állandó mintavételi területeken, 3-5 éves periódusokban követjük figyelemmel a nagygombák jelenlétét. A többéves vizsgálatsorozatra azért van szükség, mert a termőtestek megjelenésének időjárásfüggése a fajok megjelenésében jelentős különbségeket okozhat az egymást követő években. Ezért a többéves vizsgálatsorozat összesített eredményét tekinthetjük egy mintavételnek. A mintavételi területek nagyságát a rendelkezésre álló gombacönológiai vizsgálatok eredményei és tapasztalatai alapján (Pál-Fám 1999, 2001a,b) határoztuk meg.

Jelen munkánkkal bemutatjuk a nagygombák biodiverzitás-monitorozásának első eredményeit, és megpróbáltunk megválaszolni a monitorozás további menetét befolyásoló néhány alapvető kérdésre. A felmérések célja:

1. a vizsgált területek, azaz az erdőrezervátumok erdészeti kezelés alatt nem álló magterületének, a kezelt terület, valamint az ültetett erdők nagygomba fajkészletének feltárása és természetvédelmi értékelése;
2. a vizsgált erdőkben a nagygomba-közösség tulajdonságainak, változásának hosszú távú nyomon követése;
3. az erdőrezervátumok kezelés alatt nem álló magterülete, a kezelt erdők és az ültetett erdők nagygomba világának összehasonlító vizsgálata, az utóbbiakban a kezelés hatásainak nyomon követése;
4. a különböző földrajzi régiókban és különböző alapkőzetten megtalálható erdők nagygomba-közösségének összehasonlító vizsgálata;
5. a vizsgált területek elemzése és összehasonlítása a nagygomba-közösség tulajdonságait, változásait jól kifejező mutatók (fajszám, fajdiverzitás, termőtestszám, funkcionális megoszlás) alapján.

Több kérdés megbízható tisztázása azonban jelenleg még nem lehetséges. Az erdők gombaközösségeinek trendmonitorozásához ugyanis hosszú távú felmérések szükségesek, amelyek segítségével különböző, több éves időszakot felölelő minták összesített eredményeit lehet összehasonlítani.

A mikológiai monitorozás megkezdéséhez két olyan erdőrezervátumot választottunk ki, amelyekben már korábban is folytak mikológiai kutatások. A Bükk hegységi Őserdő és a Mecsek hegységi Kőszegi-forrás erdőrezervátumban azonos protokoll szerint végeztük a vizsgálatokat.

IRODALMI ÁTTEKINTÉS

AZ ERDŐREZERVÁTUMOK GOMBAVILÁGÁNAK MEGISMERÉSÉRE, VALAMINT AZ ERDÉSZETI KEZELÉS HATÁSAIT VIZSGÁLÓ KUTATÁSOK

A 80-as években német erdőrezervátumok rendszeres vizsgálatában többen is részt vettek (Krieglsteiner 1982, Matheis 1985, Haas és Kost 1985, Winterhoff 1989). Veerkamp és Kuyper (1993) tizenhat holland erdőrezervátum mikológiai felmérését végezte el, megállapítva a fán élő gombafajok kiemelkedő szerepét az erdőrezervátumokban.

A nyugat- és a közép-európai kutatásokhoz viszonyítva új utakon indult el az észak-európai mikológiai iskola: a kutatás fő iránya a holt fához kötődő taplók felé fordult (Renvall és mtsai 1991, Renvall 1995, Høiland és Bendiksen 1996, Stokland 2001). Megállapították, hogy a boreális tűlevelű erdőkben a fán élő gombák (lignikol *Aphylllophorales*) biodiverzitását a holt faanyaggal való folyamatos ellátottság, a holt faanyag mintázata, az erdészeti kezelés és a táj tagolódása, fragmentáltsága befolyásolja.

Az erdők kezelési módja és kora hatással van a gombaközösség fajkészletére és diverzitására. A vizsgált terület fajkészletének összetétele és életmódspektruma függ az erdő korától és kezelési módjától is, ami nagyrészt a lehullott faanyag mennyiségével és minőségével hozható kapcsolatba (Kost és Haas 1989, Siller 2004). Ezt Arnolds (1988) is megfogalmazza, szerinte az erdők öregedése biztosan hozzájárul a lignikol gombák számának növekedéséhez, mivel az elérhető szubsztrátum (ágak, tuskók) mennyisége növekszik.

Magyarországon a Kékes erdőrezervátum mikológiai vizsgálatának eredményeit Siller (1986, 1999), majd Siller és munkatársai (2002) közzölték. A Mecsek hegységben található Kőszegi-forrás erdőrezervátum és a bükki Őserdő gombaközösségét Siller és munkatársai (2004) hasonlították össze. A Ropolyi erdőrezervátumban a farontó gombákat Treczker és Szabó (2002) mérte fel. Siller és munkatársai (2004) a nagygomba-közösség indikátorértékének alakulását az erdőfejlődési folyamatokkal összevetve vizsgálták. Siller (2004) különböző biodiverzitás-indikátor fajokat mutatott ki az általa vizsgált erdőrezervátumokból. Különböző földrajzi régiók (Mecsek, Szigetköz) gombaközösségeinek funkcionális spektrumait elemezte Fodor és Pál-Fám (2000).

A hazai erdőrezervátum-kutatás módszertani kiadványában a mikológiai vizsgálati módszereket foglalta össze Siller és Maglóczky (2002). A szerzők különböző kutatási szinteket és módszereket (minimum-program, hosszú távú vizsgálatsorozat, célorientált kutatás) ajánlottak az erdőrezervátumok mikológiai kutatására. Az adatok kiértékelési szempontjai között a hagyományos mikocönológiai szintézis mellett megemlítik a vegetációtudomány ordinációs és klasszifikációs technikáit, amelyek ma még a mikológiában kevésbé használatosak. További lehetőséget nyújt a gombák bioindikációs tulajdonságainak, valamint a vörös listás fajok előfordulásának a figyelembevétele. Az összetett erdőrezervátum-kutatás keretein belül lehetőség nyílik arra, hogy a mikológiai kutatások eredményeit összevessük az erdőszerkezeti, a talajtani, a mikroklima-kutatási, a növénycönológiai, az erdészeti stb. vizsgálatok adataival.

MONITOROZÓ VIZSGÁLATOK A MIKOLÓGIÁBAN

Hosszú távú, standard módszerekkel történő, rendszeres mikológiai megfigyelésre kevés példa van. A nagygomba-közösségek monitorozása megnevezés alatt sok esetben csak egy-egy ismételt fungisztikai vizsgálatot és a két időpont eredményeinek összevetését találhatjuk.

110 gombafaj monitorozását végezték Hollandiában a korábbi összehasonlító elemzéseket követően Arnolds (1988), valamint Arnolds és Veerkamp (1999) vezetésével. Az észel biodiverzitás-monitorozó rendszer is célul tűzte ki 11 veszélyeztetett faj állományainak nyomon követését (Sodermann 1998), megvalósításáról azonban nincsenek információink.

A légszennyezés hatásainak kimutatására használták a mikorrhizas gombákat, és mikológiai monitorozásnak nevezték tevékenységüket (Fellner 1989, Fellner és Soukup

1991). Mikológiai monitorozást végeztek Dudka és munkatársai (1994) Ukrajnában az erdők állapotának előrejelzésére. Szintén az erdők egészségi állapotának nyomon követését célzó program eredményeiről számoltak be Ambrosi és mtsai (2002), amely során egy 8 éves monitorozó vizsgálatot végeztek Olaszország területén. Állandó mintavételi helyeken a nagygombák biomasszáját mérték.

Napjainkban egyre gyakrabban visszatérnek a korábban vizsgált erdőkbe monitorozás céljából (Lisiewska és Polczynska 1998, Lawrynowicz 2001, Lawrynowicz és mtsai 2001). Állandó mintavételi helyszíneken Skirgiello (1998) is 3 éven keresztül vizsgálta a Bialowieza Nemzeti Park erdeinek gombaközösségeit, majd az adatokat egy 40 évvel korábban végzett mikoszociológiai vizsgálat eredményeivel hasonlította össze. Több ország tervezi felvenni a biodiverzitás-monitorozó programjába a gombákat is, és jelzik, hogy e munka kidolgozás alatt van.

A fenti összeállítás alapján elmondható, hogy kevés tapasztalat áll rendelkezésre a mikológiai monitorozás követendő mintavételi módszereiről és az adatok feldolgozásának lehetőségeiről, ezért a jelen munka hiánypótló, és útmutatást adhat más országok kutatói számára.

A MINTAVÉTELI TERÜLETEK JELLEMZÉSE

A kiválasztott növénytársulás a Bükkben montán bükkös (*Aconito-Fagetum*), míg a Mecsekben gyertyános-tölgyes (*Asperulo taurinae-Carpinetum*) volt. Mindkét helyszínen a mintavételi hármásokban történt a felvételezés (erdőrezervátum magterület, kezelt erdő, ültetvény).

1. A BÜKK HEGYSÉGI ÓSERDŐ ERDŐREZERVÁTUM ÉS MINTAVÉTELI TERÜLETEI

A Bükk hegység klímája hűvös, montán jellegű. Az évi középhőmérséklet 6–7,5 °C, az évi csapadék mennyisége 800–900 mm. A fagyos napok száma évente 120 fölött van, a júliusi középhőmérséklet 16 °C. A vizsgált erdőrezervátum talaja barna erdőtalaj, mely néhány helyen podzolosodik. A talaj pH-ja átlagosan 5,9.

Az Óserdő erdőrezervátum a Bükk-fennsíkon helyezkedik el. Ezen az 59,3 ha-os területen lévő erdő az egyik legöregebb montán bükkös (*Aconito-Fagetum*) állomány az országban, amely 1942 óta védett. Régen gazdaságilag hasznosított erdő volt, azonban több mint 100 éve nem történt erdészeti beavatkozás. A kb. 180–200 éves faóriásokat is tartalmazó állományban már természetes erdőfejlődési folyamatok figyelhetők meg. Az erdő lombkoronaszintjét a bükk (*Fagus sylvatica*) alkotja, szórványosan és főleg a peremrészeken fordul elő juhar (*Acer pseudoplatanus*, *A. platanoides*) és magas kőris (*Fraxinus excelsior*), a cserjeszintben pedig gyakori az előbbi fafajok újulata mellett a varjútövis (*Rhamnus cathartica*), a gyepűrózsa (*Rosa canina*), a fekete bodza (*Sambucus nigra*) és a köszméte (*Ribes uva-crispa*). A gyepszint viszonylag szegényes,

azt mindössze 61 faj képviseli (Kárász és Suba 1982). Aljnövényzetében a bükkösök olyan jellemző növényeit találjuk, mint a szagos müge (*Galium odoratum*), az erdei nebáncsvirág (*Impatiens noli-tangere*), az erdei madársóska (*Oxalis acetosella*), a borzas repkény (*Glechoma hirsuta*), a hajperje (*Hordelymus europeus*), a gombornyó (*Sanicula europaea*) és az erdei ibolya (*Viola sylvestris*). Montán fajai a farkasbogyó (*Scopolia carniolica*), lilásszárú aggófű (*Senecio nemorensis subsp. fuchsii*), farkasboroszlán (*Daphne mezereum*), erdei holdviola (*Lunaria rediviva*).

Magterület (B1) Összeroppanási fázisban lévő erdőrészlet a magterületen (benne több, különböző korhadási fázisban lévő kidőlt fa, facsonk található), amely gomba-közösségeiről már több éves adatsor áll rendelkezésre.

Védőzóna (B2) Ez a része az erdőnek korábban erdészeti kezelés alatt állt (szálaló vágást végeztek benne), 20–25 éve azonban zavartalan. A legutolsó vágás faanyagát összerakva hagyták, és a talajfelszínen is találhatóak lehullott ágak. Kora kb. 50–60 év, a bükk (*Fagus sylvatica*) mellett jelentős számban van jelen magas kőrös (*Fraxinus excelsior*) és juhar (*Acer pseudoplatanus*, *A. platanoides*).

Lucfenyves (B3) (*Piceetum cult.*) Az állományt bükkerdő helyére ültették. Néhány bükkfa még ma is található a széleken. A fák 40-60 évesek. Jelenleg egy teljesen zárt, nudum állomány. Az utolsó ritkítást, hasonlóan a védőzónához, 20–25 évvel ezelőtt végezték benne. Cserjeszint csak a széli területeken található, elsősorban fekete bodza (*Sambucus nigra*) alkotja. A talaj felszínén itt is találhatóak alászorult és kidőlt törzsek, valamint ágak és tuskók.



1. fotó. Bükk Őserdő magterületén összeroppanási stádiumban lévő mintaterület.
Photo 1. Bükk Őserdő forest reserve core area sampling site.



2. fotó. Kőszegi-forrás erdőrezervátum magterülete a Mecsekben.
Photo 2. Mecsek Kőszegi-forrás forest reserve core area sampling site.

2. A MECSEK HEGYSÉGI KŐSZEGI-FORRÁS ERDŐREZERVÁTUM ÉS MINTATERÜLETEI

A Mecsek hegység klímája szubmediterrán jellegű, az évi csapadék átlagos mennyisége 700 mm. A két csapadékmaximum május–június (60–80 mm) és október–november (60–78 mm) hónapokra esik. A hegységre a mészkövön kialakult barna erdőtalaj jellemző. A vizsgálati területek talajának pH-ja a felső 10 cm-ben 4,6–4,8 értéket mutatott, az ültetett állományban ennél kissé magasabb (5,1) volt.

Az összes vizsgált állomány a mecseki **gyertyános-tölgyesek** (*Asperulo taurinae-Carpinetum*) élőhelyén található. A gyertyános-tölgyesek a legnagyobb kiterjedésű erdőállományok a Mecsek területén. Mivel a Kőszegi-forrás erdőrezervátum védőzónájában nem található meg a kiválasztott társulás, ezért a legközelebbi eső gyertyános-tölgyes került kijelölésre. Jellemző fajaik a kocsánytalan és a csertölgy (*Quercus petraea*, *Q. cerris*), valamint a gyertyán (*Carpinus betulus*). Szálanként megtalálhatók az ezüst hárs (*Tilia tomentosa*), a vadcseresznye (*Cerasus avium*), valamint juharfák (*Acer campestre*, *A. platanoides*). Jellegzetes cserjék a hólyagfa (*Staphylea pinnata*) és a szúrós csodabogyó (*Ruscus aculeatus*). Fáciesképző fajok a gypszyntben az egyvirágú gyöngyperje (*Melica uniflora*), a bükkös sás (*Carex pilosa*), a szagos müge (*Galium odoratum*) és a podagrafű (*Aegopodium podagraria*). Jellemző fajai még az illatos hunyor (*Helleborus odoratus*), a mecseki zergevirág (*Doronicum orientale*) és a jerikói lonc (*Lonicera caprifolium*). A lombkoronaszint fő alkotói a **magterületen (M1)** és a **kezelt állományban (M2)** a kocsánytalan és a csertölgy (*Quercus petraea*, *Q. cerris*), valamint a gyertyán (*Carpinus betulus*), elszórta található bükk (*Fagus sylvatica*), mezei juhar (*Acer campestre*), vadcseresznye (*Cerasus avium*) és a szubmediterrán jellegű ezüst hárs (*Tilia tomentosa*). A cserjeszint az előbb felsorolt fajok újulatából áll.

Az **ültetett erdőben (M3)** az erdő fő fafaja az erdeifenyő (*Pinus sylvestris*). A cserjeszintet jól fejlett szederállomány (*Rubus spp.*) alkotja. Fáciesképző fajok a gyepszintben az erdei sás (*Carex sylvatica*) és az egyvirágú gyöngyperje (*Melica uniflora*).

A magterület kb. 100–160 éves, nem művelt erdő, benne különösen a patak völgyében és a forrás környékén több kidőlt és lábön álló korhadó fa és többkorú újulat található. A 33,2 ha-os magterületen semmilyen erdészeti kezelést nem végeznek. A kezelt és az ültetett állomány körülbelül 30 éves. Ezekben gyérítő vágások minden évben történnek, és a holt faanyagot elszállítják.

TEREPI MINTAVÉTELEZÉS

A terepi mintavételezés a NBmR protokolljának kidolgozását követően kezdődött meg. A nagygombafajok termőtestképzése az év különböző periódusaiban történik, ezért évente több mintavételre van szükség. A fajok nagy részének kimutatásához, a csapadék függvényében évi 5-8 mintavétel szükséges, elsősorban a nyári (június–augusztus) és az őszi (szeptember–október) aszpektusban. Mivel évek is kimaradhatnak egy adott faj termőtestképzésében az adott élőhelyen, miközben a micélium jelen van az illető szubsztrátumban, ezért az egyéves adatsorok nem tekinthetők teljes mintáknak. Ebben a vizsgálatban a három éves adatsort egy felvételnak tekintjük.

A mintavételi területek határait a kiválasztott társulások kiterjedése határozta meg. A mintaterületek így eltérő méretűek (0,1-től 316 hektárig, l. alább). Ezekben az állományokban fajlistákat készítettünk minden bejárásakor, valamint az állományokban kijelölt 500 m²-es állandó kvadrátokban mennyiségi vizsgálatokat végeztünk, melyek során minden faj összes termőtestét megszámloltuk az összes lehetséges szubsztrátumon. A fajnevek és a termőtestszám mellett a szubsztrátumot is feljegyeztük. A fajneveket Krieglsteiner (1991–93) alapján használtuk. A kvadrátok a teljes állományokat reprezentálták. A mintavételezés időpontjait az 1. táblázat tartalmazza.

1. táblázat. A mintavételezés időpontjai a két területen

Table 1. Sampling dates at the two sites

Bükk (Őserdő)			Mecsek (Kőszegi-forrás)		
2001	2002	2003	2001	2002	2003
04.10.	05. 01.	05. 01.	06. 02.	06. 15.	06. 12.
06.16.	05. 31.	05. 31	07. 03.	06. 28.	06. 30.
07. 28.	06. 23.	06. 28.	09. 18.	09. 02.	07. 28.
08. 29.	07. 21.	09. 05.	10. 01.	09. 20.	09. 16.
09. 23.	08. 20.	10. 21.	11. 02.	10. 20.	10. 04.
10. 29.	09. 29.				10. 19.
	10. 31.				

ADATFELDOLGOZÁS

Az adatok feldolgozásának főbb módszerei a következők voltak:

1. Összehasonlítottuk a vizsgálati területeket, valamint a mintavételi négyzeteket a nagygomba-közösségek fajszáma és a termőtestszáma alapján.
2. Összehasonlítottuk a mintavételi négyzetek nagygomba-közösségének összetételét az életmód-spektrum (funkcionális spektrum) alapján Arnolds és mtsai (1995) munkáját figyelembe véve, az egyes évekre, illetve összesítve a három évre vonatkozóan egyaránt. Az előkerült fajok a következő kategóriákba tartoztak: st = talajlakó szaprotróf, pn = nekrotróf parazita, m = mikorrhizas, sh = fán élő szaprotróf. Az összehasonlítás alapja az egy csoportba került fajok száma.
3. A fajok termőtestszámán alapuló elemzésnél kétféle módszert használtunk külön a talajlakó és fán élő fajok esetére:
 - a/ rang-abundancia-görbék összehasonlítása a mintavételi kvadrátokban. A fajok relatív fontossága (termőtestszám alapján, %) és fontossági sorrendje közötti összefüggést Whittaker (1970) szerint ábrázoltuk.
 - b/ a diverzitás skálafüggő jellemzését Rényi-féle diverzitásrendezéssel (általánosított entrópia-típusú, kis és nagy fajszámú közösségekre egyaránt használható, Tóthmérész 1993) a mintavételi kvadrátok adatai alapján. Minden esetben megvizsgáltuk az RTS (right-tail-sum) diverzitásrendezés eredményeit is (Tóthmérész 1997).
4. Többváltozós módszer segítségével összehasonlítottuk a vizsgálati területeket a nagygomba-közösségek összetétele alapján. Főkoordináta-analízist használtunk (Syntax programcsomag, Podani 2001) prezencia-abszencia adatok alapján, Jaccard távolságfüggvénnyel a teljes állományok három éves összesített adatain.
5. A nagygombafajok természetvédelmi értékelését a Magyarország nagygombáinak javasolt vörös listája alapján végeztük el (Rimóczi és mtsai 1999).

EREDMÉNYEK

A GOMBAKÖZÖSSÉGEK JELLEMZÉSE

A **Bükk Óserdő mintaterületen** tömeges fajok voltak a szenes likacsgomba (*Bjerkandera adusta*), a hanyattfekvő egyrétűtapló (*Datronia mollis*), a bükkfa-tapló (*Fomes fomentarius*), a deres tapló (*Ganoderma lipsiense*), a sötétönkű fokhagymagomba (*Marasmius alliaceus*), két kígyógombafaj (*Mycena arcangeliana*, *M. crocata*), a kis dücskőgomba (*Panellus stypticus*), a nyári laskagomba (*Pleurotus pulmonarius*), a változékony likacsosgomba (*Polyporus varius*), a hasadtlemező-gomba (*Schizophyllum commune*), a borostás rétegtapló (*Stereum hirsutum*), a szarvasagancsgomba (*Xylaria hypoxylon*), a kétszínű rétegtapló (*Laxitextum bicolor*), az *Ascocoryne cylichnium* csészegomba és a *Fuligo septica* mikrogomba. A szaprotróf fajok közül jelentősebb abundanciaértéket ért

el több tölcsérgombafaj (*Clitocybe candicans*, *C. fragrans*, *C. phyllophila*, *C. cfr. obsoleta*, *C. phaeophthalma*), a bunkóslábú (*Collybia butyracea*) és a gyapjaslábú fülőke (*C. peronata*). A mikorrhizás fajokra, melyek közül az édeskés keserűgomba (*Lactarius subdulcis*) emelkedett ki, általában alacsony abundanciaérték volt jellemző.

A magterületen a likacsgombák (*Aphylophorales*) köréből olyan ritka fajok fordultak elő, mint a sárguló egyrétűtapló (*Antrodiella hoehnelii*), a porcos egyrétűtapló (*A. semisupina*), a puha kéreggomba (*Ceriporia purpurea*), a sárgás kéreggombácska (*Ceriporiopsis gilvescens*), az egyszínű egyrétűtapló (*Cerrena unicolor*), a közönséges petrezselyemgomba (*Hericium coralloides*), a rézvörös lakkostapló (*Ganoderma pfeifferi*), a terülő puhatapló (*Skeletocutis nivea*), a vastagfogú szivacsostapló (*Spongipellis pachyodon*), a gyantás kérgestapló (*Ischnoderma resinosum*) stb. A kalapos gombák között is több ritka faj tűnt föl a vizsgálati területeken: pl. a *Hydropus subalpinus*, az *Entoloma dichroum*, a sárgalemezű lánggombácska (*Flammulaster limulatus*), az *Ossicaulis lignatilis* és egyes csengettyűgomba (*Pluteus*) fajok.

A Mecsek Kőszegi-forrás erdőrezervátum magterületén a lila egyrétűtaplónak (*Trichaptum biforme*) volt nagy az abundanciája. Szintén gyakori fajoknak minősültek a szenes likacsgomba (*Bjerkandera adusta*), a kis dücskőgomba (*Panellus stypticus*) és a sárga kénvirággomba (*Hypholoma fasciculare*). A talajlakó szaprotróf fajok közül egyik sem hozott sok termőtestet, a mikorrhizás fajok közül egyedül a kámforszagú tejelőgomba (*Lactarius camphoratus*) említhető meg. A kezelt állomány gyakori fajai szintén xilofágok: borostás rétegtapló (*Stereum hirsutum*), bársonyos rétegtapló (*Stereum subtomentosum*), a törékeny ripacsosgomba (*Hypoxylon fragiforme*), hasadtlemézű gomba (*Schizophyllum commune*), a sárga kénvirággomba (*Hypholoma fasciculare*) és a kis dücskőgomba (*Panellus stypticus*). Az ültetvény a xilofág sárga kénvirággomba (*Hypholoma fasciculare*) és a talajlakó szaprotróf rózsás kígyógomba (*Mycena rosea*) mellett főleg a mikorrhizás fajok nagy abundanciájával jellemezhető: ízletes rizike (*Lactarius deliciosus*), begöngyöltszélű cölöpgomba (*Paxillus involutus*) és párducgalóca (*Amanita pantherina*).

A magterület ritka fajai mind xilofágok: rézvörös lakkostapló (*Ganoderma pfeifferi*), közönséges petrezselyemgomba (*Hericium coralloides*), szilfa-laskagomba (*Hypsizygus ulmarius*); valamint barna lánggombácska (*Flammulaster muricatus*), gyantás kérgestapló (*Ischnoderma resinosum*), kétszínű rétegtapló (*Laxitextum bicolor*), sárga csengettyűgomba (*Pluteus leoninus*), feketepelyhes csengettyűgomba (*P. umbrosus*). A kezelt állomány ritka fajokban szegény, az apró csiperke (*Agaricus semotus*) és az ezüstszálas tintagomba (*Coprinus alopecia*) említhető itt meg. Az ültetvény ritka fajai mind mikorrhizások: vastagburkú galóca (*Amanita pachyvolvata*), változékony pókhálógomba (*Cortinarius varicolor*) és *Lactarius subumbonatus*.

A VIZSGÁLT TERÜLETEK FAJSZÁM ÉS TERMŐTESTSZÁM ALAPÚ ÖSSZEHASONLÍTÁSA

Bár a vizsgált állományok mérete különböző volt, az állományok teljes fajszáma alapján is egyértelmű a különbség a magterületek és a kezelt, valamint ültetett erdők fajgazdagsága között: Bükk magterület 224 faj (600 000 m²), kezelt erdő 88 faj (3 160 000 m²), ültetett erdő 92 faj (10 000 m²); Mecsek magterület 95 faj (1000 m²), kezelt erdő 53 faj (10 000 m²), ültetett erdő 48 faj (15 000 m²).

A 2. táblázat a 2001–2003 évben az 500 m²-es mintavételi négyzetekben regisztrált fajok és termőtestek számát mutatja be. Mind a fajszámot, mind a termőtestszámot tekintve a két helyszín magterületei bizonyultak a leggazdagabbnak. A magterületek fajszáma közel kétszerese a kezelt és az ültetett erdőkének. A termőtestszám tekintetében nagyságrendi különbség mutatható ki a magterület, valamint a kezelt állományok és az ültetett erdők gombaközösségei között.

2. táblázat. A gombaközösségek összesített fajszáma és termőtestszáma a vizsgált erdőrezervátumok 500 m²-es mintáiban 2001–2003 között (**B1**: Bükk hegységi magterület, **B2**: Bükk hegységi védőzóna, **B3**: Bükk hegységi ültetett állomány, **M1**: Mecsek hegységi magterület, **M2**: Mecsek hegységi kezelt állomány, **M3**: Mecsek hegységi ültetett állomány)

Table 2. Cumulative numbers of species and fruiting bodies of the macrofungi communities on the sampling plots of 500 m² during 2001–2003 (**B1**: Bükk core area, **B2**: Bükk buffer zone, **B3**: Bükk plantation, **M1**: Mecsek core area, **M2**: Mecsek managed stand, **M3**: Mecsek plantation)

MINTAVÉTELI NÉGYZET (<i>Sampling plot</i>)	FAJSZÁM (<i>Number of species</i>)	TERMŐTESTSZÁM (<i>Number of fruiting bodies</i>)
B1	149	33103
B2	78	3350
B3	66	3163
M1	67	8185
M2	38	1898
M3	40	552

A két helyszínt összehasonlítva a fajszám és a termőtestszám tekintetében is a bükki mintaterület a gazdagabb. Ezt egyrészt a két erdő eltérő kora (bükki Őserdő kb. 150–200 éves, a mecseki rezervátum kb. 120–160 éves), valamint a védettségük óta eltelt zavarásmentes idő jelentős különbsége, a Mecsek szárazabb klímája, másrészt a mecseki magterület sekélyebb, sziklás talaja magyarázhatja.

A NAGYGOMBA-KÖZÖSSÉGEK FUNKCIONÁLIS JELLEMZÉSE

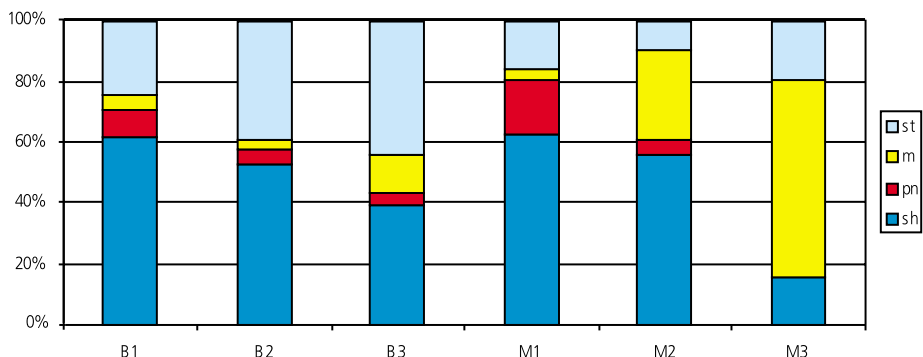
Az élőhelyen megtalálható vegetáció összetétele, struktúrája, kora, valamint a környezeti tényezők, feltételek erősen hatnak a helyszínen létrejövő gombaközösség összetételére, fajkészletére és mennyiségi viszonyaira. Így a gombafajok funkcionális spektrumának összetétele indikálja a vegetáció jellegzetességeit és egyéb környezeti jellemzőiket.

3. táblázat. A vizsgált mintaterületek nagygomba-közösségének funkcionális csoportok szerinti megoszlása, fajszáma a 3 év adatait összegezve (**B1:** Bükk hegységi magterület, **B2:** Bükk hegységi védőzóna, **B3:** Bükk hegységi ültetett állomány, **M1:** Mecsek hegységi magterület, **M2:** Mecsek hegységi kezelt állomány, **M3:** Mecsek hegységi ültetett állomány; sh = fán élő szaprotróf, pn = nekrotróf parazita, m = mikorrhizás, st = talajlakó szaprotróf)

Table 3. Numbers of species in different functional groups of the macrofungi communities in sampled plots for the 3 years (**B1:** Bükk core area, **B2:** Bükk buffer zone, **B3:** Bükk plantation, **M1:** Mecsek core area, **M2:** Mecsek managed stand, **M3:** Mecsek plantation; sh = lignicolous, pn = necrotrophic parasite, m = mycorrhizal, st = terricolous)

MINTAVÉTELI NÉGYZET (Sampling plot)	sh	pn	m	st
B1	92	13	7	37
B2	41	4	2	31
B3	26	2	9	29
M1	42	12	2	11
M2	21	2	11	4
M3	6	0	26	8

A három év vizsgálati adatainak (3. táblázat) összesítésével, a mintavételi kvadrátokra kapott funkcionális spektrumot mutatja be az 1. ábra. Az ábrán jól látható, hogy a fán élő szaprotróf (sh) és a nekrotróf parazita (pn) fajok részaránya egyre csökken a magterület–kezelt erdő–ültetett erdő sorban. Ennek oka az, hogy ezeknek a fajoknak fennmaradásukhoz szükségük van a magterület változatos minőségű és nagy mennyiségű holt faanyagára. Sok fajnak az itt jelenlévő holtfa jelentheti a túlélést, és természetközeli erdőgazdálkodás esetén az újbóli elterjedés lehetőségét. A fán élő szaprotrófok és a nekrotróf parazita fajok részarányának az említett sorrendben való csökkenése a Mecsekben jelentősebb, mint a Bükkben. Valószínűleg ez a csökkenés jelzi legjobban a kezelés hatásait, az ezekben a csoportokba tartozó fajok ugyanis kiváló indikátorokként egyértelműen ritkulnak az emberi befolyás növekedésével, vagyis a holtfa arányának csökkenésével.



1. ábra. A mintanegyzetek nagygomba-közösségeinek funkcionális spektruma (%) a 2001–2003-as évek összesített adatai alapján. (**B1:** Bükk hegységi magterület, **B2:** Bükk hegységi védőzóna, **B3:** Bükk hegységi ültetett állomány, **M1:** Mecsek hegységi magterület, **M2:** Mecsek hegységi kezelt állomány, **M3:** Mecsek hegységi ültetett állomány; sh = fán élő szaprotróf, pn = nekrotrof parazita, m = mikorrhizás, st = talajlakó szaprotróf)

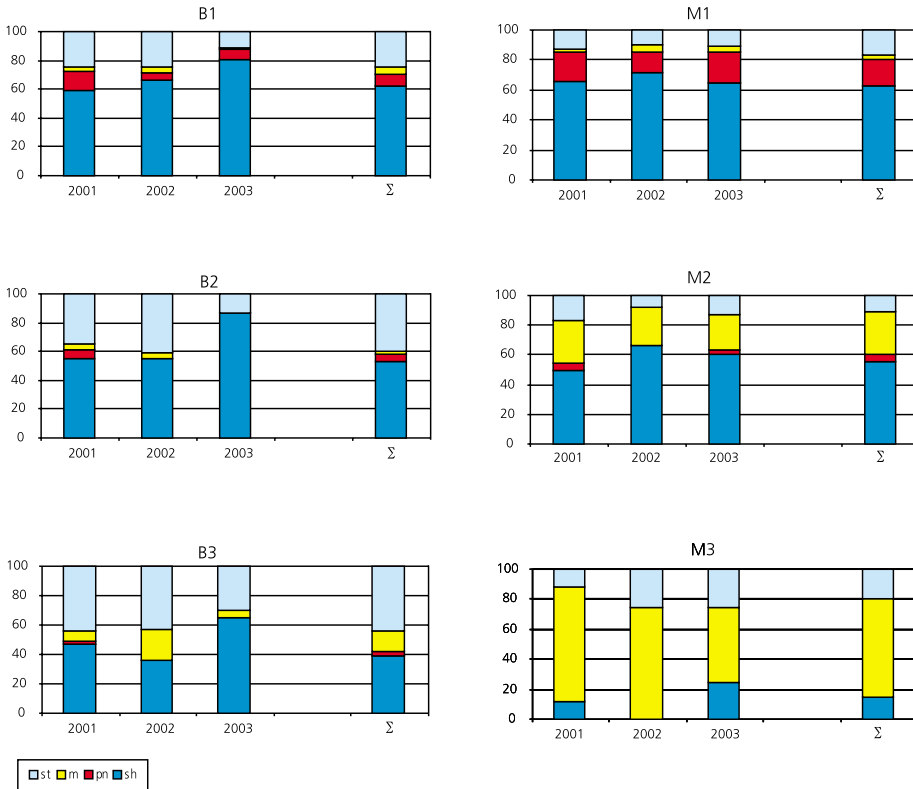
Figure 1. Functional distribution (%) of the macrofungi of the Bükk and Mecsek sampling plots for the aggregated data of 2001–2003 (**B1:** Bükk core area, **B2:** Bükk buffer zone, **B3:** Bükk plantation, **M1:** Mecsek core area, **M2:** Mecsek managed stand, **M3:** Mecsek plantation; sh = lignicolous, pn = necrotrophic parasite, m = mycorrhizal, st = terricolous)

A mikorrhizás funkció (m) ugyanezen irányban tapasztalható relatív növekedése a Bükkben nem takar egyértelmű fajszámnövekedést, így az leginkább a szaprotrófok (sh) és a nekrotrof paraziták (pn) visszaszorulásának a következménye. A Mecsekben azonban e mögött jelentős számszerű növekedés is áll. A talajlakó szaprotrófok (st) aránya a kezelt állományokban és az ültetett erdők esetében nagyobb, mint a magterületeken, a mecseki minták között csekélyebb különbségekkel. Ez azonban csak az arányokban mutatkozik meg (a lignikol fajok számának drasztikus csökkenése miatt), a fajszám tekintetében csökkenő tendencia figyelhető meg. Ennek alapján a talajlakó szaprotróf közösség számára is kedvezőbb körülményeket biztosítanak a rezervátumok.

Az ültetett erdőkben a funkcionális csoportok megoszlása mind a két élőhelyen eltér a magterületekétől, azaz mikorrhizás (m) fajok aránya magasabb, a parazita (pn) és a lignikol szaprotrófok (sh) aránya alacsonyabb, ami valószínűleg az eltérő fafajösszetételnek (fenyők) és az ezekhez a fafajokhoz kötődő mikorrhiza-partnereknek, az erdők eltérő talajának, korának és az erdészeti kezelésnek köszönhető. Ezért az egyes ültetett erdők életmód-spektrumai között nincs kimutatható hasonlóság.

Az egyes évek termőtestet képző fajai funkcionális spektrumának alakulását mutatja be a 2. ábra. Mindkét helyszínen az egyes évek spektrumai jelentős fluktuációt mutatnak a kezelt és az ültetett erdőkben, a magterület viszont úgy tűnik, kiegyenlített viszonyokat biztosít a gombaközösségek számára. A bükki terület esetén a

2001-es és 2002-es évek spektrumai közelebb állnak egymáshoz, a 2003-as év viszont sokkal nagyobb fán élő szaprotróf (sh) dominanciát mutat. Bár ismereteink szerint a funkcionális spektrum stabil jellemzője egy élőhely gombaközösségének, ez az eredmény rámutat arra is, hogy egy száraz, termőtestképzésnek nem kedvező periódusban (mint amilyen a 2003-as év volt) a spektrum a fán élő fajok irányába eltolódhat. Ennek magyarázata lehet, hogy a faanyag jobban tartja a nedvességet, mint a talaj. A Mecsek esetében, mely amúgy is szárazabb életkörülményeket biztosít, az aszályos év ilyen jellegű hatása nem érvényesül.



2. ábra. Az egyes mintavételi kvadrátok gombaközösségének funkcionális spektruma (%) a három évben, valamint a 3 éves összevont (Σ) fajlista alapján (utóbbi azonos a 1. ábrával). (sh = fán élő szaprotróf, pn = nekrotróf parazita, m = mikorrhizas, st = talajlakó szaprotróf; B = Bükk, M = Mecsek; 1=magterület, 2 = kezelt állomány, 3 = ültetett állomány)

Figure 2. Functional distribution (%) of the macrofungi of the Bükk and Mecsek sampling plots for the three years and in the aggregated samples (Σ) for the three years (the latter same as in Fig. 1). (sh = lignicolous, pn = necrotrophic parasite, m = mycorrhizal, st = terricolous; B = Bükk, M = Mecsek; 1 = core area, 2 = managed stand, 3 = plantation)



3. fotó. Bükk Őserdő erdőrezervátum védőzóna bükkös állománya.

Photo 3. Bükk Őserdő forest reserve buffer zone beech forest site.

TERMÓTESTSZÁM ALAPÚ ELEMZÉSEK

A gombaközösségek rang–abundancia görbékkel való vizsgálata segít elemezni az adott közösség struktúráját. A módszert többnyire a növénytársulások szerkezetének elemzésére használják. A társulásfejlődés korai szakaszában lévő közösségekre a geometrikus, a fajgazdagabbakra a log-normális, vagy a „törötpálca-modell” illeszthető (Magurran 1988). Az utóbbi típus lefutása kiegyenlített dominanciamegoszlást mutat a közösségen belül. A meredeken lefutó mértani sorozat ezzel szemben kis fajszámot és szélsőségesen egyenlőtlen dominanciamegoszlást jelez. Gombaközösségekre tudomásunk szerint még nem alkalmazták ezt a módszert.

A diverzitásrendezés a rang–abundancia görbéktől részben eltérő információkat ad a vizsgált közösség struktúrájáról. Az általa készített görbék sorrendjét 0 skálaparaméternél a fajszám, nagyobb skálaparaméter-értékeknél pedig egyre növekvő mértékben, a domináns fajok jelenléte befolyásolja.

A fán élő (lignikol: sh, pn) és a talajlakó (m, st) fajok eltérő viselkedése miatt ezeket a csoportokat külön közösségként elemezzük.



4. fotó. A rézvörös lakkostapló (*Ganoderma pfeifferi*) élő bükkfák tövében termő ritka faj, a bükki és mecseki erdőrezervátum magterületén él.

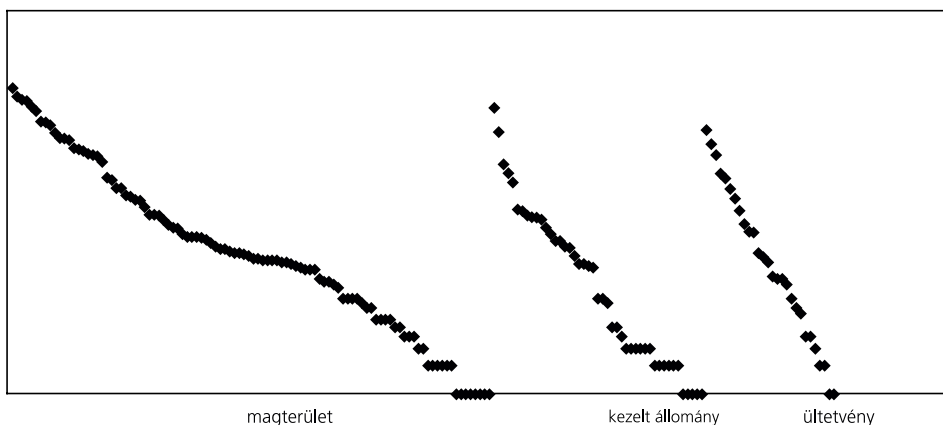
Photo 4. *Ganoderma pfeifferi*, a rare species living in the core areas of the sites.

LIGNIKOL, FÁN ÉLŐ GOMBAKÖZÖSSÉGEK JELLEMZÉSE

A különböző mintavételi területek lignikol gombaközösségeinek (sh és pn) rang-abundancia görbéi szerint mindkét helyszínen a magterületek a leginkább strukturáltak (kevésbé véletlenszerűek), amit a többi mintaterülethez viszonyított nagy fajszámuk és a fajok közösségen belüli legkiegyenlítettebb dominanciamegoszlása (3. és 4. ábra) jelez (törött pálca vagy log-normál görbe). Az erdőrezervátumok magterületein sok kis produkciójú, ritka faj, több közepes produkciójú és 1-3 domináns faj figyelhető meg. Az öreg, kezeletlen erdők fajmegtartó képessége jobb, mint a kezelt vagy az ültetett erdőké, mivel ezek több fajnak képesek változatos élőhelyet biztosítani.

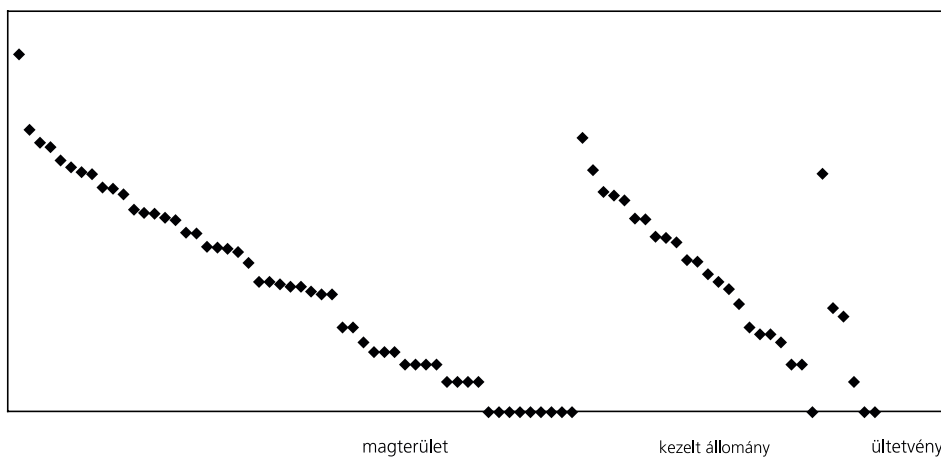
A kezelt állományok gombái kevésbé differenciált közösségi struktúrát mutatnak, mert viszonylag kevés fajuk egyenetlen eloszlással alkotja a gombaközösséget. (Ne felejtjük el, hogy logaritmus görbéről van szó, ami a kiemelkedő dominanciájú fajok jelenlétét „tompítottan” jelzi!) Itt kevés a holt faanyag, azaz a kezelések folyamán kivágott és elszállított holt fa miatt mennyiségileg és minőségileg kisebb a szubsztrátumok választéka.

Az ültetett állományok lignikol fajainak összessége nem mutat egyértelmű közösségi struktúrát, hiszen itt a legkisebb a fajok száma, és a kevés alkotó faj dominanciája is jelentősen eltérő. Ezek az élőhelyek egyáltalán nem kedveznek a lignikol gombafajoknak. Valószínűleg az itt termő fajok nem alkotnak valódi közösséget, előfordulásuk inkább csak esetleges.



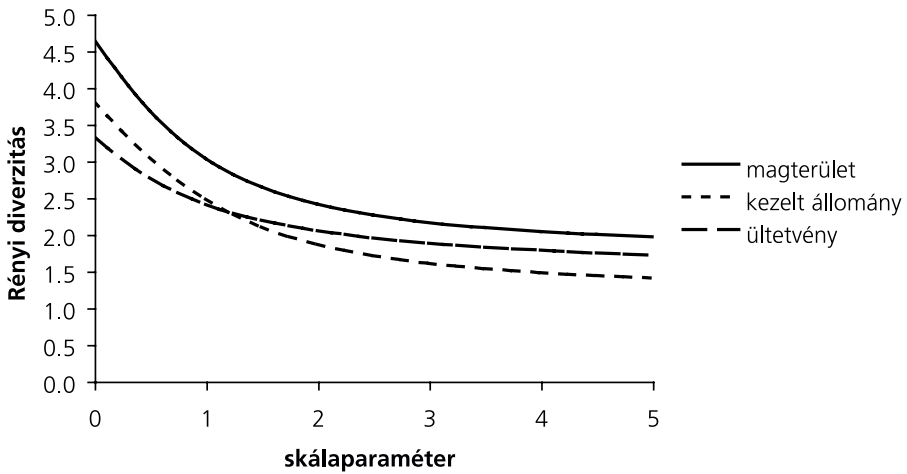
3. ábra. Lignikol gombaközösségek rang-abundancia görbéi a Bükk mintaterületein (magterület, kezelt állomány, ültetett állomány, x tengely = fajszám)

Figure 3. Rank abundance curve of the lignicolous macrofungal assemblages of the Bükk sampling areas (core area, managed stand, plantation, x axis = species numbers)

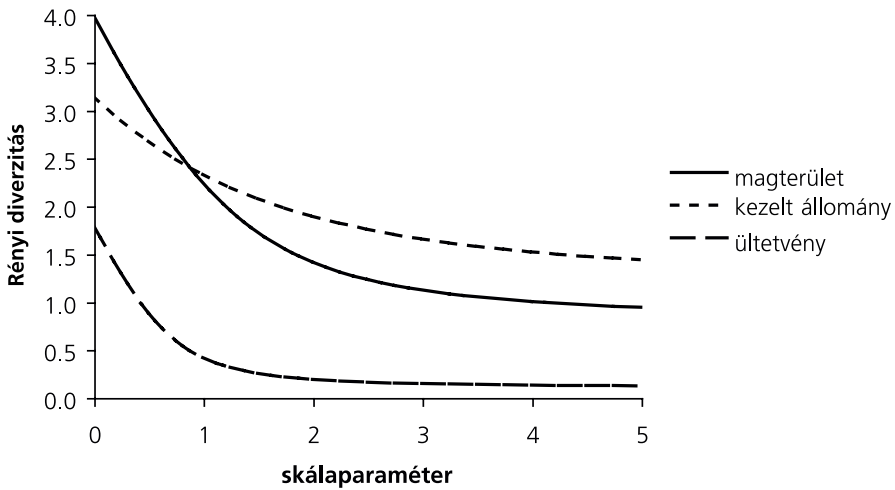


4. ábra. Lignikol gombaközösségek rang-abundancia görbéi a Mecsek mintaterületein. (magterület, kezelt állomány, ültetett állomány, x tengely = fajszám)

Figure 4. Rank abundance curve of the lignicolous macrofungal assemblages of the Mecsek sampling areas (core area, managed stand, plantation, x axis = species numbers)



5. ábra. Lignikol (fán élő) gombaközösségek diverzitásrendezési görbéi a Bükk mintaterületein
Figure 5. Diversity ordering of the lignicolous macrofungal assemblages of the Bükk sampling areas. (core area, managed stand, plantation)



6. ábra. Lignikol gombaközösségek diverzitásrendezési görbéi a Mecsek mintaterületein
Figure 6. Diversity ordering of the lignicolous macrofungal assemblages of the Mecsek sampling areas. (core area, managed stand, plantation)

A diverzitásrendezés (5. és 6. ábra) a magterületeket mutatja a legdiverzebbnek mindkét helyszínen, mivel ezek görbéi a többiek felett indulnak. Ez is mutatja e területek fontosságát a ritka fajok fennmaradása szempontjából. A közepesen gyakori fajok tekintetében a bükki magterület és a mecseki kezelt állomány a legdiverzebb. E fajokra az erdészeti kezelés nincs olyan hatással, ami fennmaradásukat veszélyeztetné, sőt meglehet, hogy egyes fajok elterjedésének éppen a kezelés kedvez. Az ültetvények ritka fajok tekintetében a legkevésbé diverzek, míg a gyakoriak tekintetében a bükki ültetett erdő diverzebb a védőzóna kezelt állományainál.

TALAJLAKÓ GOMBAKÖZÖSSÉGEK JELLEMZÉSE

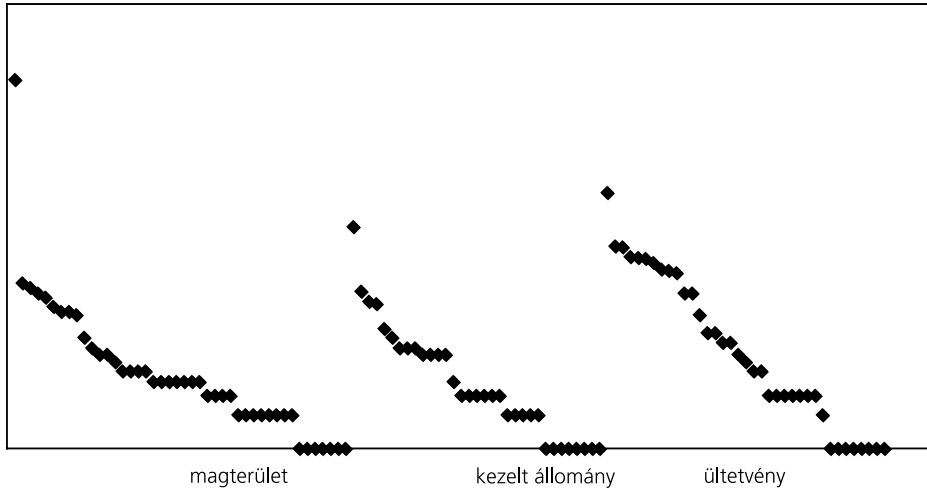
A talajlakó nagygombák esetében a közösség összetételében jelentős szerepe van a terület klimatikus feltételeinek, a vegetációnak, valamint a talaj típusának, humusztartalmának, egyéb talajjellemzőknek stb. A talajlakó nagygombák rang-abundancia görbéi alapján (7. és 8. ábra) megállapítható, hogy a Bükk hegységben a magterület talajlakó gombaközössége a legstrukturáltabb, ezt követik az ültetett és a védőzóna állományai. Ez utóbbiak között rangsor nem állítható fel.

A Mecsek hegységben a kezelt állomány és az ültetett erdő talajlakó gombaközösségei strukturáltabb közösségi szerveződést mutatnak. A magterület gombaközössége nagyon egyszerű felépítésű és kis fajsámú, köszönhetően a sekély, sziklás talajnak.



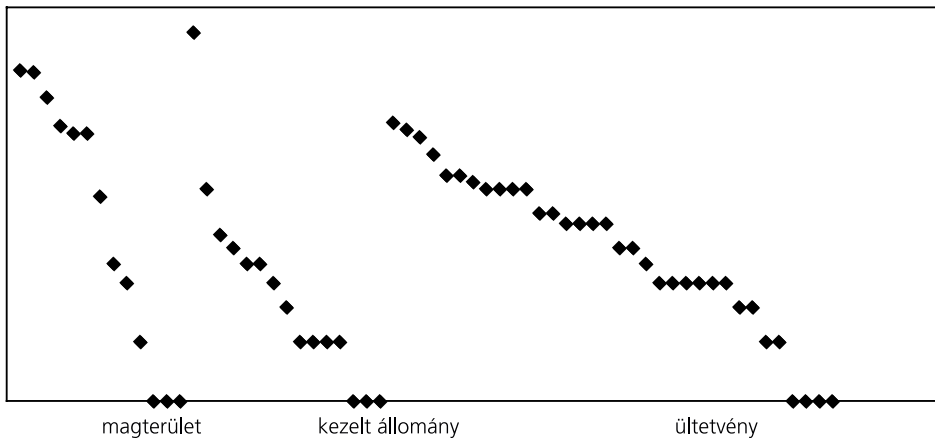
5. fotó. Kávébarna tölcsérgomba (*Pseudoclitocybe cyathiformis*): korhadó lombosfák anyagán terem, elterjedt, de nem gyakori faj. Mindkét vizsgált hely magterületéről ismert.

Photo 5. *Pseudoclitocybe cyathiformis*, a common, but not abundant species living on decomposing wood of deciduous trees. It occurred at both site in the core area.



7. ábra. Talajlakó gombaközösségek rang-abundancia görbéi a Bükk mintaterületein (x tengely = fajszám)

Figure 7. Rank abundance curve of the terricol macrofungal assemblages of the Bükk sampling areas. (core area, managed stand, plantation, x axis = species numbers of the assemblages)



8. ábra. Talajlakó gombaközösségek rang-abundancia görbéi a Mecsek mintaterületein (x tengely = fajszám)

Figure 8. Rank abundance curve of the terricol macrofungal assemblages of the Mecsek sampling areas. (core area, managed stand, plantation, x axis = species numbers of the assemblages)

A diverzitásrendezések (9. és 10. ábra) különböző eredményeket mutatnak a két helyszínen. A bükki terület közösségei közül a fajsámra nézve a magterület a legdiverzebb, az itt előforduló egyetlen kiugró dominanciájú faj (*Bjerkandera adusta*) viszont nagyobb skálaparamétereknél a két másik közösséget jellemző értékek alá viszi annak diverzitását. A mecseki területek esetében az ültetett erdő minden szempontból a legdiverzebb, majd fajsámra nézve (a görbe első szakasza alapján) a kezelt állomány következik. Nagyobb skálaparamétereknél – a kevesebb kiugró dominanciájú faj jelenléte miatt – a magterület diverzebb a kezelt állománynál. A mecseki magterület talaja sekély sziklás, ami kevesebb fajnak jelent kedvező feltételeket.

A fentiek alapján megállapítható, hogy amíg a faanyag jelenléte a bükki és a mecseki erdőrezervátum lignikol közösségeinek struktúrája között nagyfokú hasonlóságot eredményezett, ugyanez – az edafikus feltételek jelentős eltérése miatt – a talajlakó közösségekről nem mondható el. Valószínű, hogy a kedvező edafikus feltételek (mélyebb, nedvesebb talaj) növelik, a kedvezőtlenek viszont csökkentik a talajlakó gombaközösségek diverzitását. Ennek tükrében különösen figyelemre méltó, hogy ennyire eltérő edafikus feltételű erdőkben a korhadó faanyagon mennyire hasonló diverzitásstruktúrájú (de nem feltétlenül hasonló összetételű) gombaközösségek jelenhetnek meg.



6. fotó. A sárga csengettyűgomba (*Pluteus leoninus*) holt lombosfákon termő ritka faj. Megfelelő vastagságú holt farönköket igényel. A Mecsekben a magterületen termett.

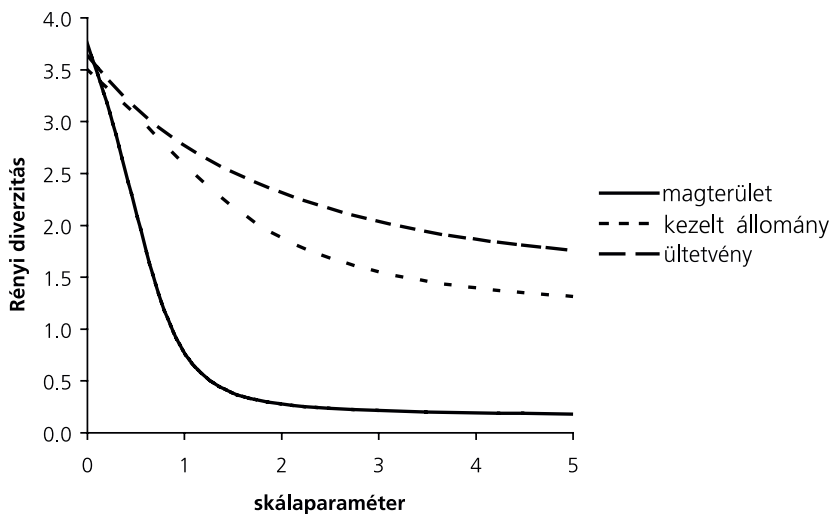
Photo 6. *Pluteus leoninus* grows on large dead wood trunks of deciduous trees. It was found in the Mecsek sample core area.



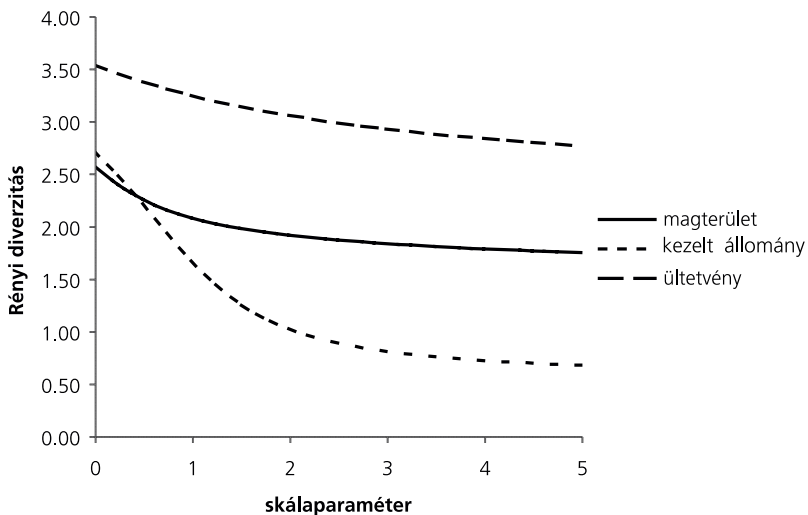
7. fotó. A Bükk Őserdő magterülete egy óriás kidőlt fával („böhönc”).
Photo 7. Bükk Őserdő core area with large dead wood.



8. fotó. A sárgástönkű kigyógomba (*Mycena renati*) lombosfák korhadó anyagán termő faj, főleg domb- és hegyvidéken.
Photo 8. *Mycena renati* grows on decomposing deciduous dead wood mainly in mountains.



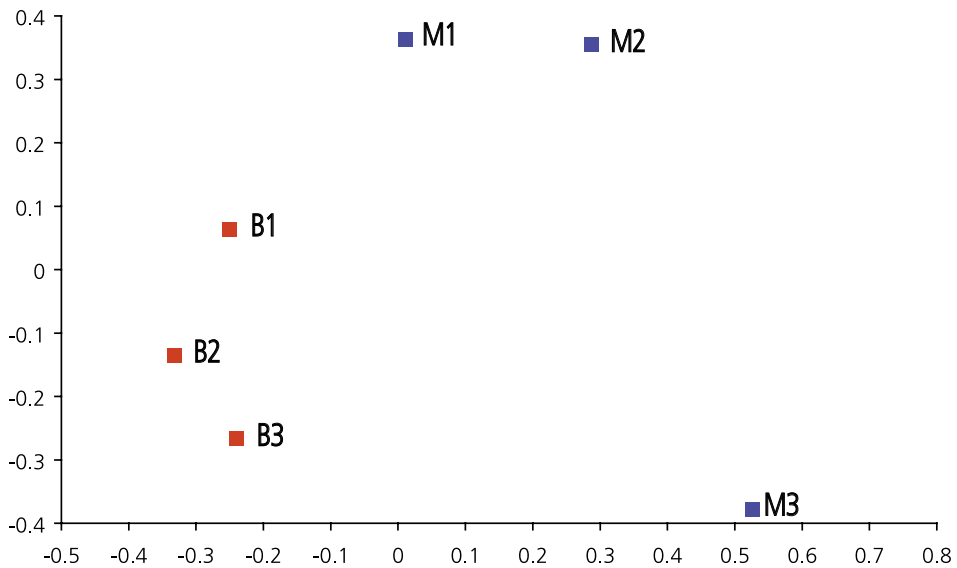
9. ábra. Talajlakó gombaközösségek diverzitásrendezési görbéi a Bükk mintaterületein
Figure 9. Diversity ordering of the terricol macrofungal assemblages of the Bükk sampling areas. (core area, managed stand, plantation)



10. ábra. Talajlakó gombaközösségek diverzitásrendezési görbéi a Mecsek mintaterületein.
Figure 10. Diversity ordering of the terricol macrofungal assemblages of the Mecsek sampling areas. (core area, managed stand, plantation)

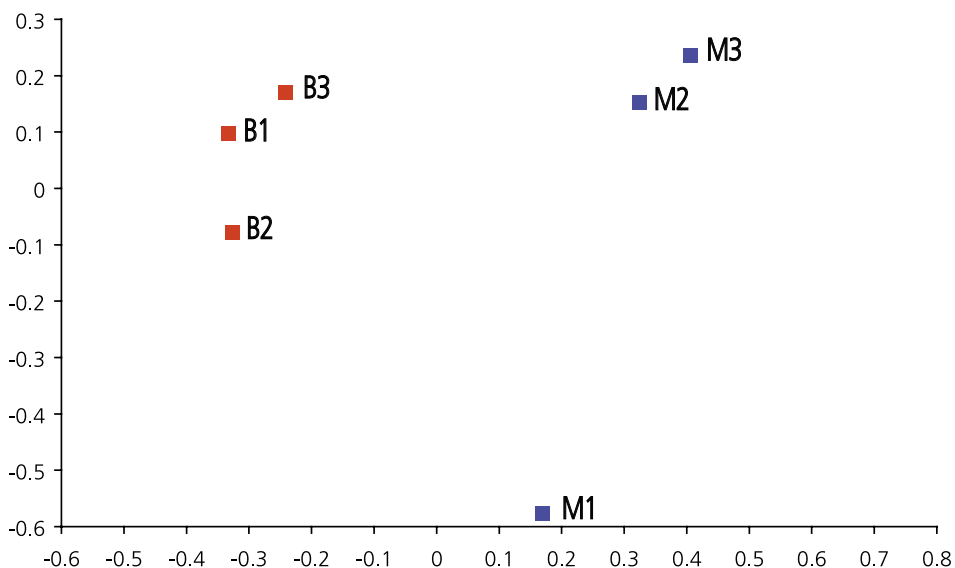
SOKVÁLTOZÓS ELEMZÉSEK

A főkoordináta-analízis eredményei a fán élő (11. ábra) gombaközösségek esetében az első tengely (x) mentén egyértelműen elkülönítették a két mintavételi helyet. A kezelések a második tengely (y) mentén váltak el, a magterület, kezelt állomány, ültetvény sorrendben. Feltűnő még a különbség a két hely között az egyes kezelési típusok távolságában: a bükki gombaközösségek hasonlóbbak egymáshoz, mint a mecsekiek. A mecseki ültetvény eltérő jellege bizonyára az alacsony fajszámnak és nagyobb földrajzi távolságnak köszönhető.



11. ábra. Lignicol gombaközösségek főkoordináta-analízissel (Jaccard koefficiens) kapott eredményei. (Bükk: magterület (B1), kezelt állomány (B2), ültetett állomány (B3), Mecsek: magterület (M1), kezelt állomány (M2), ültetett állomány (M3), variancia 1. tengely: 29 %, 2. tengely 24%)

Figure 11. Ordination (PCoA, Jaccard coefficient) of the lignicolous fungi assemblages of the Bükk and Mecsek (Bükk: core area (B1), managed stand (B2), plantation (B3), Mecsek: core area (M1), managed stand (M2), plantation (M3), variance: 1. axis: 29%, 2. axis: 24%)



12. ábra. Talajlakó gombaközösségek főkoordináta-analízissel kapott eredményei. (Bükk: magterület (B1), kezelt állomány (B2), ültetett állomány (B3), Mecsek: magterület (M1), kezelt állomány (M2), ültetett állomány (M3), variancia: 1. tengely: 27%, 2. tengely: 21%)

Figure 12. Ordination (PCoA) of the terricolous assemblages of the Bükk and Mecsek (Bükk: core area (B1), managed stand (B2), plantation (B3), Mecsek: core area (M1), managed stand (M2), plantation (M3), variance 1. axis: 27%, 2. axis: 21%)

Hasonló eredményt adott a talajlakó gombaközösségek főkoordináta-elemzése (12. ábra). Itt is a legnagyobb különbség a két hely között mutatkozott (1. tengely mentén váltak el), és a bükki minta kevésbé szórt, mint a mecseki. Feltűnően elkülönül a mecseki erdőrezervátum magterülete az összes többi mintától. A mecseki kezelt állomány és ültetvény fajkészlete közelebb áll egymáshoz, mint a magterület. Ez utóbbi alátámasztja a gombák indikátor sajátosságait, azaz jelzik a magterület eltérő talaj-tulajdonságait, mely a kezelt és ültetett állományokénál sekélyebb, sziklásabb. A korábbi tapasztalatokhoz hasonlóan (Fodor 2003, Siller és mtsai 2004) jelen vizsgálat szerint is a talajlakó nagygomba-közösségek összetételét valószínűleg a földrajzi elhelyezkedés, az élőhelyek jellemzői és a környezeti tényezők határozzák meg.

Az eredmények arra utalnak, hogy a különböző típusú erdők egymástól jelentősen eltérő fajkészlete összességében rendkívül nagy fajgazdagságot takar. Ezt a megállapításunkat a diverzitás-vizsgálatok is alátámasztották.

A VIZSGÁLT TERÜLETEK TERMÉSZETVÉDELMI SZEMPONTÚ ÉRTÉKELÉSE

A vizsgált területeken talált fajok jelentős része megtalálható Magyarország nagygombáinak javasolt vörös listáján (Rimóczi és mtsai 1999). A vörös listán a fajokat az IUCN (1994) ajánlása alapján veszélyeztetettségük foka szerint különböző kategóriákba sorolták. Az 1-es kategória a legjobban veszélyeztetett, a 4-es a veszélyeztetett fajok közül a nagyobb gyakorisággal előforduló fajokat foglalja magába.

Az IUCN 1 és 2 kategóriákba (leginkább veszélyeztetett) sorolt fajok közül 12 található meg a bükki és 6 a mecseki mintákban. A veszélyeztetett fajok száma alapján is egyértelmű a két magterület kiemelkedő természetvédelmi értéke (4. táblázat). Az IUCN 2-es kategóriájú fajok gyakorlatilag csak itt találhatók. A párhuzamosan vizsgált kezelt és ültetett állományokban ezek a fajok hiányoztak, ami arra utal, hogy a speciális ökológiai igényű, ritka fajok a zavarás nélküli, kezeletlen, természetközeli állományokban találják meg életfeltételeiket. Különösen a fán élő, lignikol gombafajok igénylik szubsztrátumként a különböző méretű, a lebontás különböző fázisában lévő holt faanyagot. Az IUCN 3-as kategóriájú fajok nagy számban fordultak elő az ültetvényekben is. Ezt a vörös listában felsorolt számos fenyezőkhöz kötődő faj magyarázhatja, melyek termőhelyei nem őshonosak Magyarországon.

4. táblázat. A Magyarország nagygombáinak javasolt vörös listáján szereplő fajok száma az egyes mintaterületeken, a veszélyeztetettségi kategóriák (IUCN 1994) figyelembe vételével (**B1**: Bükk hegységi magterület, **B2**: Bükk hegységi védőzóna, **B3**: Bükk hegységi ültetett állomány, **M1**: Mecsek hegységi magterület, **M2**: Mecsek hegységi kezelt állomány, **M3**: Mecsek hegységi ültetett állomány)

Table 4. Species number listed on the draft Hungarian Red List of macrofungi at the sampling areas (considering the threatened categories) (**B1**: Bükk core area, **B2**: Bükk managed stand, **B3**: Bükk plantation, **M1**: Mecsek core area, **M2**: Mecsek managed stand, **M3**: Mecsek plantation)

MINTATERÜLET (Sampling site)	IUCN 1; 2	IUCN 3	IUCN 4
B1	10	38	15
B2	1	21	3
B3	1	29	1
M1	6	17	15
M2	0	6	1
M3	0	24	2

KÖVETKEZTETÉSEK

A Bükk hegységben és a Mecsekben kijelölt erdőrezervátumok, kezelt és ültetett erdők vizsgálatának eredményei alapján elmondható, hogy a fajsám és termőtestszám alapján egyaránt kiemelkedően gazdagok a magterületek, melyek így a legjobb erdei élőhelyeknek minősülnek, különösen a fán élő gombafajok szempontjából. A veszélyeztetett fajok előfordulása szerint ugyancsak a magterületek fontosak, mint e speciális ökológiai igényű fajok élőhelyei. A két mintavételi terület gombaközösségei közül a bükkiek fajgazdagabbak, mint a mecsekiek, ami az erdők idősebb korának és a nedvebb, hűvösebb klímájának tudható be. Talán éppen ezért a bükki állományok érzékenyebbek a szárazságra (l. 2. ábra), mint a mecseki, szubmediterrán jellegű erdők.

A nagygombák funkcionális spektruma jól jellemezte az egyes mintaterületeket, ezek állapotát. Mivel egyes extrém időjárású években a spektrum nem teljesen mutatta a többi évre jellemző képet, indokolt minimum 3 év vizsgálati alapján elkészíteni. A legveszélyeztetettebb fajok a nekrotróf paraziták (pn), amelyek minden emberi beavatkozást drasztikus faj- és termőtestszám csökkenéssel indikálnak, vagy teljesen eltűnnek. A másik veszélyeztetett csoport a fán élő szaprotróforké (sh), melyek közül számos faj tűnik el az antropogén hatások eredményeképpen.



9. fotó. A feketepelyhes csengettyűgomba (*Pluteus umbrosus*) holt lombosfákon termő ritka faj. A Bükkben és a Mecsekben is a magterületen termett.

Photo 9. *Pluteus umbrosus* grows on dead wood of deciduous species at both sites in the core area.

A legstrukturáltabb lignikol (fán élő) gombaközösségek mindkét helyen a magterületek erdeiben találhatóak: legnagyobb a fajszám, néhány domináns, sok közepesen fontos és még több ritka fajjal. A legkevésbé strukturáltak az ültetett erdők fán élő szaprotróf közösségei, itt a közösségi szerveződés léte nem egyértelmű. A ritka fajok tekintetében mindkét helyszínen a magterület a legdiverzebb, utána következik a kezelt és végül az ültetett állomány. A lignikol gombák fennmaradásában és a közösség strukturáltság fenntartásában az erdőrezervátumokban rendkívül fontos tényező a holt faanyag mennyisége és összetétele, amely tápanyagként szolgál a gombák számára, és így szignifikánsan növeli a sokféleséget. Nemcsak a holt faanyag sokfélesége, de a lebontási folyamat különböző állapota is változatos habitatokat biztosít a lignikol nagygombafajoknak, így növelve a biodiverzitást.

A magterületeknek jellemző fajösszetételű és struktúrájú lignikol gombaközössége van, amely térbeli elhelyezkedéstől függetlenül hasonlóan alakult mindkét esetben (l. 3., 4., 5., 6., és 11. ábra). Itt tehát valószínűleg az adott léptékben a földrajzi elhelyezkedés kevésbé meghatározó tényező a gombaközösség összetételére nézve, mint az erdők állapota, a kezelés mértéke. A kezelt állományok, valamint az ültetett erdők esetében a kevés holt faanyag miatt valószínűleg a földrajzi elhelyezkedés és a környezeti tényezők jellemzői meghatározóbbak, mint az erdők természetességi állapota.



10. fotó. Szilfa-laskagomba (*Hypsizygus ulmarius*) élő és holt lombos fákon termő ritka faj. A Mecsek és a Bükk területén kizárólag a magterületről ismert.

Photo 10. *Hypsizygus ulmarius* grows on live and dead wood of deciduous trees. Only known from the core areas of the Bükk and Mecsek samples.

A kezelt és ültetett erdők talajlakó gombaközösségei viszonylag változatos, diverz struktúrát mutatnak mindkét élőhelyen. Meglepő, hogy a fán élő gombaközösségekkel ellentétben, a magterületek fajgazdagságban és strukturáltságban a két másik kezelési típus alatt maradnak. Ugyanakkor a két helyszín talajlakó gombaközösségeinek fajkészlete különbözik. Valószínű, hogy a kezelt erdők és az ültetvények más fafajaihoz kötött gombafajok megjelenése teszi változatosabbá ezeket a közösségeket. Ez a magasabb diverzitás azonban nem a természetvédelmi szempontból kiemelkedő fajok számában jelentkezett (l. 4. táblázat). Mindebből az a következtetés vonható le, hogy a talajlakó gombaközösségeket az erdők vegetációjának összetétele és a talajtípus befolyásolja elsődlegesen, természetességi állapotuk és kezelésük módja kevésbé meghatározó.

Az egyes években az élőhelyek teljes fajkészletének csak egy része hoz termőstet, emiatt a vizsgálatok helyes értékeléséhez mindenképpen többéves vizsgálat szükséges. A hároméves vizsgálatokat megelőző felmérések adatait is figyelembe véve elmondható, hogy a közel teljes fajkészlet felméréséhez minimum öt év szükséges, de a funkcionális- és diverzitásvizsgálatokhoz, valamint a fajösszetétel összehasonlító vizsgálataihoz valószínűleg három év elegendő.

Mikológiai vizsgálataink rámutattak az erdőrezervátumok fontosságára, amelyek refúgiumokként szolgálhatnak a gombák számára, és így lehetőséget nyújtanak, hogy ezek a fajok később ismét elterjedjenek a jelenleg kezelt erdők területén is. A vizsgálatok folyamán sikerült olyan fajokat találnunk, melyek jó indikátorai az erdők bizonyos jellemzőinek, mint például a természetesség, az erdők kora, a holt faanyag mennyisége és a lebomlás ciklusának teljessége.

Vizsgálataink alátámasztják, hogy a NBmR keretében kidolgozott protokoll alkalmas az eltérő erdőállományok mikológiai alapú összehasonlítására, valamint az erdők állapotának értékelésére. A hosszú távú monitorozás ugyanakkor segíthet az erdőfejlődési folyamatok, változások, trendek felismerésében, leírásában.

A gombaközösségek hosszú távú monitorozásának jelentőségét az alábbiakban látjuk:

- (1) a gombaközösségek kompozíciójának és funkciójának változásáról alapadatokat gyűjtünk,
- (2) a szabványos/egységes mintavételezés alapján tudományos igényű, széleskörű összehasonlításokra, dinamikai és trend megfigyelésekre nyílik lehetőségünk,
- (3) az eltérő földrajzi régiókban és a különböző erdészeti kezelés alatt álló erdők gombaközösségének hosszú távú vizsgálata alapján további indikátor fajok jelölhetőek ki,
- (4) az azonos mintavételi helyszíneken az eredményeink összevethetőek lesznek más monitorozott komponensekkel (pl. edényes vegetáció), vagy abiotikus

adatokkal, így a gombák indikációs tulajdonsága komplex vizsgálatok keretében hasznosítható,

- (5) mikológiai vizsgálataink rámutattak az erdőrezervátumok fontosságára, amelyek refúgiumokként szolgálhatnak a gombák számára, és így lehetőséget nyújtanak, hogy ezek a fajok később ismét elterjedjenek a jelenleg kezelt erdők területén is,
- (6) a fajok veszélyeztetettségének minél pontosabb becslésére nyílik lehetőség.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Vizsgálatainkat a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium Természetvédelmi Hivatala a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer keretein belül és a Szent István Egyetem Állatorvostudományi Kara normatív kutatási finanszírozásában (NKB-2002-KUT-6) támogatta, amelyet ezúton is köszönünk. Köszönjük Tóthmérész Béla segítségét az adatfeldolgozásban.



11. fotó. Közönséges petrezselyemgomba (*Hericium coralloides*). Mindkét erdőrezervátum magterületén előfordult.

Photo 11. *Hericium coralloides* growing at both core areas of the sampling sites.

PRELIMINARY RESULTS OF THE MYCOLOGICAL MONITORING IN HUNGARY

I. Siller, F. Pál-Fám and L. Fodor

Corresponding author: Irén Siller, Szent István University, Faculty of Veterinary,
Department of Botany, Budapest, 1077, Hungary, Phone: +36-1-478-4237,
E-mail: turcsanyine.siller.iren@aotk.szie.hu

SUMMARY

The present work summarises the results of the mycological investigations carried out from 2001 to 2003 within two forest reserves at the Bükk and Mecsek Mountains in the frame of the Hungarian Biodiversity Monitoring System (HBMS). The monitoring activity required the elaboration of standard sampling methodologies and the testing of data analysis techniques. As such surveys have no references so far, even few at international level, several methods have been tested. The results have demonstrated that the mycological variables show good correlation with the natural state of the forests.

Sampling was carried out at two levels: mycological inventory of the forest stand at three management types (core area of the forest reserve, managed stand, and exotic tree plantation), and quantitative sampling of 500 m² plots within the forest stands. The classification of life strategy types (functional groups) of species was used to characterise the macrofungi assemblages.

The highest species richness was found in the core areas of the forest reserve at both locations. Red List species have also been most abundant in this area, where forest management was abandoned. The results support the importance of forest reserves, that can serve as refuge for a great number of species and provide the opportunity for their resettlement in restored forests.

Species functional groups helped to compare assemblages. The detailed analyses have demonstrated the different behaviour of the lignicolous and the terrestrial assemblages: forest management greatly influenced the composition of the lignicolous group, while the vegetation of the forest and the soil type was the major driver for terrestrial species.

The study has supported the standard methodologies of HBMS and highlighted the importance of macrofungi monitoring that can in the long-term provide:

- basic data on the changes of macrofungi assemblages composition and function,

- opportunity for trend analyses and comparisons based on standard methodologies,
- new indicator species for different areas and management types,
- opportunity for comparison with other assemblages and taxa,
- assessment of natural state,
- better estimation of threatened status of species.

IRODALOM

- Ambrosi, P., Bertagnolli, A., Confalonieri, M., La Porta, N., Marchetti, F., Maresi, G., Minerbi, S., Salvadori, C., Valentinotti, R. 2002. Eight years of integrated monitoring in Alpine forest ecosystems of Trentino and South Tyrol, Italy. In: Mosello, R., Petriccione, B., Marchetto, A. (eds.): Long-term ecological research in Italian forest ecosystems, *J. Limnol.* 61/1: 137–147.
- Arnolds, E. 1988. The changing macromycete flora in the Netherlands. *Trans. Br. Mycol. Soc.* 90/3: 391–406.
- Arnolds, E., Kuyper, Th. W., Noordeloos, M. E. 1995. Overzicht van de paddestoelen in Nederland. *Nederlandse Mycologische Vereniging, Wijster.*
- Arnolds, E., Veerkamp, M. 1999. Gids voor de paddestoelen in het meetnet. *Nederlandse Mycologische Vereniging, Baarn.*
- Dudka, I. O., Merezko, T. O., Hayova, V. P. 1994. Mycological monitoring for estimation and prognosis of the situation in forest ecosystem. *Ukrainian Botanical Journal* 51/6: 53–59. [in Ukrainian]
- Fellner, R., 1989. Mycorrhizae-forming fungi as bioindicators of air pollution. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 28: 115–120.
- Fellner, R., Soukup, F. 1991. Mycological monitoring in the air-polluted regions of the Czech Republic. *Commun. Institute Forestalis Chechoslovaca* 17: 125–137.
- Fodor L. 2003. Nagygyombák rendszertani, környezettani és társulástani vizsgálata a Szigetközben. PhD értekezés. (Investigation of macrofungi in Szigetköz, their taxonomy, habitat and plant associations. PhD dissertation) Szent István Egyetem, Kertészettudományi Kar, Budapest.
- Fodor L., Pál-Fám F. 2000. Egy alföldi és egy középhegységi gyertyános-tölgyes gombaközösségeinek összehasonlítása niche-szubsztrát megoszlás alapján. (Comparative study on niche-substrate distribution of a lowland and a mountain hornbeam-oakwood's mushroom communities.) *Lippai János – Vas Károly Tudományos Ülésszak, SZIE, Budapest*
- Haas, H., Kost, G. 1985. Basidiomycetenflora des Bannwaldes „Waldmoor-Torfstich“. *Waldschutzgebiete in Rahmen der Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt.* Band 3: 105–123.
- Høiland, K., Bendiksen, E. 1996. Biodiversity of wood-inhabiting fungi in a boreal coniferous forest in Sør-Trøndelag County, central Norway. *Nordic Journal of Botany* 16: 643–659.
- Kárász, I., Suba, J. 1982: A bükki „Óserdő” cönológiai és florisztikai viszonyai. *Fol. Hist.-nat. Mus. Matr.* 8: 85–91.
- Kost, G., Haas, H. 1989. Die Pilzflora von Bannwaldern in Baden-Württemberg In: *Mykologische und Ökologische Untersuchungen in Waldschutzgebieten, Waldschutzgebiete im Rahmen der Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt, Baden-Württemberg*
- Krieglsteiner, G. J. 1982. Die Makromyzeten des Bannwaldes „Steinhäusle“. *Waldschutzgebiete in Rahmen der Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt.* Band 2: 77–88.

- Krieglsteiner, G. J. 1991–1993 *Verbreitungsatlas der Großpilze Deutschlands*. Band 1–2. Ulmer, Stuttgart.
- Lawrynowicz, M. 2001. Macromycetes of the oak forests in the Jurassic Landscape Park (Czestochowa Upland) – monitoring studies. *Acta Mycologica* 36/1: 81–110.
- Lawrynowicz, M., Kalucka, I., Sumorok, B. 2001. Macromycetes of oak forests in the Lagiewnicki Forest (Central Poland) – monitoring studies. *Acta Mycologica* 36/2: 303–326.
- Lisiewska, M., Polczynska, M. 1998. Changes in macromycetes of oak-hornbeam forest in the Debina reserve (Northern Wielkopolska). *Acta Mycologica* 33/2: 191–230.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Croom Helm, New South Wales. 179 p.
- Matheis, W. 1985. Die Discomyceten des Bannwaldes „Waldmoor-Torfstich“. *Waldschutzgebiete in Rahmen der Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt*. Band 3: 125–136.
- Pál-Fám F. 1999. A nagyombák monitorozására kidolgozott próbaterv eredményei a Mecsek hegység két élőhelyén. Kézirat. KvVM, Természetvédelmi Hivatal, Budapest. (Results of the test plan to monitor macrofungi in two habitats of the Mecsek Mts. Report for the Authority for Nature Conservation.)
- Pál-Fám F. 2001a. A Mecsek hegység nagyombái (és néhány mikrogomba), fungisztikai, ökológiai és cönológiai vizsgálatok. Doktori értekezés. (Macrofungi of the Mecsek Mts. (and a few microfungi). Fungistical, ecological and coenological investigations. PhD dissertation.) Szent István Egyetem, Kertészettudományi Kar, Budapest.
- Pál-Fám F. 2001b. Nagyomba cönológiai módszerek. Irodalmi összefoglaló. (Review of methods used in macrofungal coenology.) *Botanikai Közlemények* 88/1–2: 145–172.
- Podani, J. 2001. SYN-TAX 2000. *Computer programs for data analysis in ecology and systematics*. Users' manual. Scientia, Budapest.
- Renvall, P. 1995. Community structure and dynamics of wood-rotting basidiomycetes on decomposing conifer trunks in northern Finland. *Karstenia* 35: 1–51.
- Renvall, P., Renvall, T., Niemelä, T. 1991. Basidiomycetes at the timberline in Lapland. 1–2. *Karstenia* 31/1: 1–28.
- Rimóczi I., Siller I., Vasas G., Albert L., Vetter J., Bratek Z. 1999. Magyarország nagyombáinak javasolt Vörös Listája. (Provisional Red List of macrofungi in Hungary.) *Clusiana Mikológiai Közlemények* 38/1–3: 107–132.
- Rimóczi I., Pál-Fám F. 1999. Javaslat a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer kidolgozásához (átdolgozás). Kézirat. KvVM, Természetvédelmi Hivatal, Budapest. (Proposal for the elaboration of the National Biodiversity Monitoring System (second revision). Submitted to the Authority for Nature Conservation.)
- Rimóczi I., Pál-Fám F., Siller I., Jakucs E., Vasas G. 2000. Javaslat a nagyombák monitorozásának mintavételi módszereire a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszerben. (3. változat) Kézirat, KvVM Természetvédelmi Hivatal. (Proposal for the elaboration of the „Macrofungi” component of the National Biodiversity Monitoring System (third revision). Submitted to the Authority for Nature Conservation.)

- Siller I. 1986. Xilofág nagygombák cönológiai vizsgálata rezervátum és gazdasági bükkös állományokban. (Phytocoenological test of macrofungi in reservation and beech-wood cultivation.) *Clusiana Mikológiai Közlemények* 1986/2–3: 95–115.
- Siller I. 1999. Ritka nagygombafajok a Kékes Észak erdőrezervátumban 1. (Rare macrofungi in the Kékes North forest reserve in the Mátra Mts., Hungary I.) *Clusiana Mikológiai Közlemények* 38/1–3: 11–24.
- Siller I. 2004. Hazai montán bükkös erdőrezervátumok (Mátra: Kékes Észak, Bükk: Óserdő) nagygombái. PhD értekezés. (Macrofungi of montane beech forest reserves (Mátra Mountains: Kékes Észak, Bükk Mountains: Óserdő). PhD dissertation.) Szent István Egyetem, Kertészettudományi Kar Budapest.
- Siller, I., Turcsányi, G., Maglóczky, Zs., Czajlik, P. 2002. Lignicolous macrofungi of the Kékes North Forest Reserve in the Mátra Mountains, Hungary. *Acta Microbiologica et Immunologica* 49/2–3: 193–205.
- Siller I., Maglóczky Zs. 2002. Mikológiai vizsgálatok módszerei. In: Horváth F., Borhidi A. (szerk.): Az erdőrezervátum-kutatás célja, koncepciója és módszerei. A *KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei* 8. (Methods of mycological investigations. In: Horváth F., Borhidi A. (eds. 2002) Aims, conceptions and methods of forest reserve investigations. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest. p. 182–202.
- Siller I., Pál-Fám F., Fodor L. 2004. Erdők állapotváltozásának nyomon követése nagygombák segítségével. (Macrofungi as indicators of forest regeneration and forest developmental processes.) *Természetvédelmi Közlemények* 11: 185–194.
- Skirgiello, A. 1998. Macromycetes of oak-hornbeam forests in the Bialowieza National Park – monitoring studies. *Acta Mycologica* 33/2: 171–189.
- Soderman, G. (ed.) 1998. Master plan for monitoring biodiversity in Estonia. Environmental Information Centre, Tallin. PHARE
- Stokland, J. N. 2001. The coarse woody debris profile: an archive of recent forest history and an important biodiversity indicator. *Ecological Bulletins* 49: 71–84.
- Tóthmérész, B. 1993. NuCoSA 1.0: Number Cruncher for Community Studies and other Ecological Applications. *Abstracta Botanica* 7: 283–287.
- Tóthmérész B. 1997. *Diverzitási rendezések*. (Diversity orderings.) *Scientia*, Budapest.
- Treczker K., Szabó I. 2002. Farontó gombák a Ropolyi erdőrezervátumban. (Wood decay fungi from the forest reserve of Ropoly.) *Clusiana Mikológiai Közlemények* 41/2–3: 67–94.
- Veerkamp, M., Kuyper, T. W. 1993. Mycological investigations in forest reserves in the Netherlands. In: Broekmeyer, M. E. A., Vos, W., Koop, H. (eds.): European forest reserves. Proceedings of the European forest reserves workshop, 6–8 May 1992, Wageningen. p. 127–143.
- Wittaker, R. H. 1970. *Communities and ecosystems*. 1st ed. Macmillan, New York
- Winterhoff, W. 1989. Die Bedeutung der baden-württembergischen Bannwälder für den Pilzschutz. *Waldschutzgebiete in Rahmen der Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt*. Band 4: 183–190.

**A NEMZETI BIODIVERZITÁS-MONITOROZÓ
RENDSZERREL KAPCSOLATBAN
1997–2005 KÖZÖTT
MEGJELENT PUBLIKÁCIÓK LISTÁJA**

***LIST OF PUBLICATIONS BASED ON THE
HUNGARIAN BIODIVERSITY MONITORING SYSTEM***

NBMR PROGRAMJÁT MEGALAPOZÓ KÖTETEK

- Horváth F., Rapcsák T., Szilágyi G. (szerk.) 1997. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer I. Informatikai alapozás. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Fekete G., Molnár Zs., Horváth F. (szerk.) 1997. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer II. A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-osztályozási rendszer. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Kovácsné Láng E., Török K. (szerk.) 1997. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer III. Növénytársulások, társuláskomplexek és élőhelymozaikok – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Török K. (szerk.) 1997. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer IV. Növényfajok. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Forró L. (szerk.) 1997. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer V. Rákok, szitakötők és egyenesszárnyúak. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Merkl O., Kovács T. 1997. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer VI. Bogarak. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Ronkay L. 1997. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer VII. Lepkék. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Korsós Z. 1997. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer VIII. Kétéltűek és hüllők. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Báldi A., Moskát Cs., Szép T. 1997. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer IX. Madarak. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Csorba G., Pecsénye K. 1997. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer X. Emlősök és a genetikai sokféleség monitorozása. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.

Kun A., Molnár Zs. (szerk.) 1999. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer XI. Élőhely-térképezés. – Scientia Kiadó, Budapest

NBMR EREDMÉNYEIT BEMUTATÓ PUBLIKÁCIÓK

- Bagi, I. 2004. Az OTKA T032158 sz. pályázat (A *Botrychium virginianum* populációdinamikája, cönológiai és ökológiai viszonyai) zárójelentése. A kutatás eredményei. – SzTE Növénytan Tanszék, Szeged, 34 pp. (Tud. jelentés)
- Bagi, I., Kovács G. M. 2004. A *Botrychium virginianum* ökológiai kutatása a 2004-es vegetációs időszakban. – Szegedi Tudományegyetem Növénytan Tanszék, Szeged, 28 pp.
- Csányi Z. 2005. Klímaelemek hatása egy nagylepke-együttes hosszú távú fogási eredményeire a várgesztesi fénycsapda alapján. ELTE, Budapest, szakdolgozat.
- Demeter A., Török K., Fodor L., Batáry P. 2002. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer 1998–2001. KÖM TVH, Budapest. Powledge F. 2002. A Look Back at the International Biodiversity Observation Year. – Bioscience, 52(12): 1070–1079.
- Dévai Gy., Miskolczi M. 2000. A szitakötőkkel (*Odonata*) végzett közösségszintű biodiverzitás-monitorozás eredményei a Tisza-mente Tiszabercel és Balsa közötti szakaszán (MNBM Program, Pilot Projekt). – Studia Odonatol. Hung. 6: 27–54.
- Dévai Gy., Miskolczi M. 2001. Alapvetés a szitakötőkkel (*Insecta: Odonata*) végzett hosszú távú biodiverzitás-monitorozáshoz a Tisza-mente Tiszabercel és Balsa közötti szakaszán (MNBM Program, Pilot Projekt). – Studia Odonatol. Hung. 7: 13–37.
- Dévai Gy., Miskolczi M., Olajos P. 1998. Biodiverzitás-monitorozás szitakötőkkel (*Odonata*). – Hidrol. Közl. 78/5–6: 369–371.
- Fekete G. 1994. Foundations for developing a national strategy of biodiversity conservation. – Acta Zoologica Acad. Sci. Hung., 40(4), p. 289–327.
- Fodor L. 2000. A biodiverzitás-monitorozás helyzete Európában, külföldi kitekintés. – Szakdolgozat, SZIE Környezet és Tájgazdálkodási Intézet.
- Fodor, L. 2002. Nemzeti természetvédelmi célú biodiverzitás-monitorozó rendszerek Európában. – in: Török, K., Fodor, L. (szerk.): Tanulmányok Magyarország és az Európai Unió Természetvédelméről. TEMPUS, „EU-training for Nature Conservation Officials” European Commission DG XXII. Budapest, Gödöllő, Madrid, Fort Collins. pp.199-219
- Kovács-Láng, E. 1998. Survey and monitoring of biodiversity as a tool of sustainable grassland management. In: Nagy, G., Pethő, K. (eds.) Grassland Science in Europe II. pp: 983–989. Debrecen, Hungary.
- Kovács-Láng E., Fekete G., Horváth F., Molnár Zs., Török K., Tardy J., Demeter A. 2000. Development and implementation of a National Biodiversity Monitoring Programme in Hungary. – Schriftenr. Landschaftspflege Naturschutz, H 62, p. 59–68.

- Kovács-Láng E., Simpson I.C. 2000. NoLIMITS Report 6. Biodiversity measurements and indicators for long-term integrated monitoring. – <http://nolimits.nmw.ac.uk/Documents/Report6.DOC>
- Kovácsné Láng E., Fekete G. 2002. A biodiverzitás védelme és monitorozása. In: Fekete G., Kiss K.T., Kovácsné Láng E., Kun A., Nosek J., Révész A. (szerk.) A Magyar Tudományos Akadémia Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete 50 éve, 1952–2002. MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 153–168.
- Leskó K., Szentkirályi F., Kádár F. 2003. Hosszú távú rovar-monitorozás a várgesztes erdészeti fénycsapdával. 1. A nagylepke-együttes ökológiai karakterisztikáinak változásai (1962–1999). Erdészeti Kutatások, 91: (megjelenés alatt).
- Papp, B., Ódor, P., Erzberger, P. 2000. Some preliminary data about the actual Hungarian local populations of rare *European bryophytes*. – *Studia bot. hung.* 30–31: 95–111.
- Papp, B., Ódor, P., Szurdoki, E. 2002. An overview of options and limitations in the monitoring of endangered bryophytes in Hungary. – *Novit. Bot. Univ. carol., Praha*, 15/2001: 45–58.
- Papp, B., Ódor, P., Szurdoki, E. (2005): Methodological overview and a case study of the Hungarian Bryophyte Monitoring Program – *Boletín de la Sociedad Española de Briología*, in press.
- Szentkirályi F., Leskó K., Kádár F. 2003. Hosszú távú rovar-monitorozás a várgesztes erdészeti fénycsapdával. 2. A nagylepke-együttes faj-diverzitásának mintázat-változásai (1962–1999). Erdészeti Kutatások, 91, megjelenés alatt.
- Török, K., Fodor, L. (szerk) 2002. A természetes életközösségek megóvásának és monitorozásának aktuális problémái, ökológiai alapja, a természetvédelem feladatai. Tanulmányok Magyarország és az Európai Unió Természetvédelméről. TEMPUS, „EU-training for Nature Conservation Officials” European Commission DG XXII. Budapest, Gödöllő, Madrid, Fort Collins. pp. 254
- Váczai O., Altbäcker V. 1999. Füves repülőterek ürgeállományának felmérése. Természetvédelmi Közlemények, 8: 205–214.

NBMR ADATOKAT FELHASZNÁLÓ PUBLIKÁCIÓK

- Bagi, I. 2002. A Kunfehértói Holdrutás Erdő természetvédelmi terület erdészeti szempontú elemzése. – *MBT Botanikai Szakosztály 1383. szakülése*, Budapest, október 21. Kivonat: *Bot. Közlem.* 89. (2002): 233–234.
- Forró, L. 2003. A Fülöpszállás-Szabadszállás környéki szikes vizek rákfaunája. *Természetvédelmi Közlemények*, Budapest, pp. 241–251.
- Gera P. 2001. Az európai vidra (*Lutra lutra* Linnaeus, 1758) állományfelméréseinek összefoglaló jelentése, 1995–2001. – Alapítvány A Vidrákért, Budapest.
- Gera P. 2001. Summary of Hungarian Otter Surveys (*Lutra lutra*), 1995–2001. – Foundation For Otters (Alapítvány a Vidrákért), Budapest.
- Gera P. 2002. Vidravédelmi programok Magyarországon. – Alapítvány a Vidrákért, Budapest.

- Juhász P., Kovács T., Ambrus A. 2002. A Mátra Múzeum piócagyűjteménye (*Hirudinea*) II. – *Folia Historico Naturalia Musei Matrensis*, 26: 133–136.
- Kenyeres Z., Bauer N. 2005. Untersuchung des Lebensraumes von *Isophya camptoxypha* (Fieber, 1853) im Kőszeger Gebirge (Westungarn) *Articulata* 20(1): 1–15.
- Kovács, G. M., Bagi, I. 2001. Mycorrhizal status of plants in a mixed deciduous forest from the Great Hungarian Plain with special emphasis on the potential mycorrhizal partners of *Terfezia terfezioides* (Matt.) Trappe (Pezizales). – *Phyton* (Horn, Austria) 41(2): 161–168.
- Kovács, G. M., Bagi, I., Vágvölgyi, Cs., Kottle, I., Oberwinkler, F. 2002. Studies on the root associations of the truffle *Terfezia terfezioides*. – *Acta Microbiologica et Immunologica Hung.* 49 (2–3): 207–213.
- Kovács T., Ambrus A. 2002. Lárva adatok az Órség és a Kerka-vidék (Hetés) kérész, szitakötő és álkérész faunájához (*Ephemeroptera*, *Odonata*, *Plecoptera*). (Data of larvae to the mayfly, dragonfly and stonefly fauna of the Órség and Kerka-vidék (Hetés) (*Ephemeroptera*, *Odonata*, *Plecoptera*)). – *Praenorica Folia historico-naturalia*, 6: 23–40.
- Kovács T., Ambrus A. 2003. Data to the Odonata fauna of Szigetköz. – *Folia Historico Naturalia Musei Matrensis*, 27 in press.
- Kovács T., Ambrus A. 2004. Larval data to the Odonata fauna of Hungary II. – *Folia Historico Naturalia Musei Matrensis*, 28 in press.
- Kovács T., Ambrus A., Juhász P. 2002. Ephemeroptera and Odonata larvae from the River Ipoly (Hungary). – *Folia Historico Naturalia Musei Matrensis*, 26: 163–167.
- Kovács T., Ambrus A., Juhász P. 2003. Data to the Hungarian mayfly (*Ephemeroptera*) fauna arising from collectings of larvae II. – *Folia Historico Naturalia Musei Matrensis*, 27: 59–72.
- Kovács T., Weinzierl A., Ambrus A. 2002. New and rare stoneflies (Plecoptera) from Hungary. – *Folia Entomologica Hungarica*, 63: 43–48.
- Kovács T., Weinzierl A. 2003. The larva and life history of *Rhabdiopteryx hamulata* Klapálek, 1902 (*Plecoptera: Taeniopterygidae*). – *Folia Entomologica Hungarica*, 64: 63–68.
- Papp, B., Erzberger, P. 2003. Data about the actual local populations of bryophyte species protected in Hungary – *Studia bot. hung.* 34: 33–42.
- Papp, B., Ódor, P., Szurdoki, E. 2003. Threat status of some protected bryophytes in Hungary. – *Acta Acad. Paed. Agriensis, Sectio Biologiae* 24: 189–200.
- Ponyi, J. 2001. Evezőlábú rákok (*Copepoda*) kevésbé ismert fajainak előfordulása Magyarországon. *Hidrológiai Tájékoztató* p. 31–34.
- Siller I., Pál-Fám F., Fodor L. 2004. Erdők állapotváltozásának nyomon követése nagygombák segítségével. Erdők állapotváltozásának nyomon követése nagygombák segítségével. Macrofungi as indicators of forest regeneration and forest developmental processes /Hungarian/. *Természetvédelmi Közlemények* 11: 185–194.

- Szentkirályi F., Leskó K., Kádár F., Schmera D. 2001: Az erdészeti fénycsapda hálózat adatainak rovarmonitorozásra való hasznosítási lehetőségei. *ERTI Kiadványai*, 15: 126–153.
- Szép T., Gibbons D. W. 1999. Monitoring of common breeding birds (MMM) in Hungary using a randomised sampling design, EBCC pilot project. *Bird Census News*, 12: 38–51.
- Szép T., Nagy K. 2002. Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) 1999–2000. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.
- Váczi O. 2004. Aktív ürgevédelem áttelepítéssel. *Élet és Tudomány*, LIX. 18. (április 30.)
- Varga A., Kovács T. és Juhász P. 2003. *Sphaerium (Cyrenastrum) solidum* (Normand, 1844), *Corbicula fluminea* (O. F. Müller, 1774) újabb magyarországi és szlovákiai előfordulása (*Bivalvia: Sphaeriidae, Corbiculidae*). (New occurrence of *Sphaerium (Cyrenastrum) solidum* (Normand, 1844) and *Corbicula fluminea* (O. F. Müller, 1774) in Hungary and in Slovakia (*Bivalvia: Sphaeriidae, Corbiculidae*)). – *Malakológiai Tájékoztató*, 21: 69–72.

KONFERENCIA PUBLIKÁCIÓK

- Bagi, I. 2000. A bálványfa (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) elterjedési jellegzetességei Fülöpháza környékén. – Aktuális flóra- és vegetációkutatás Magyarországon IV., Jósvalő, 2000. október 13–15.
- Bagi, I. 2003. A Kunfehértói Holdrutás Erdő természetvédelmi terület mai képe. – 6. Magyar Ökológus Kongresszus, Gödöllő, 2003. augusztus 27–29. Kivonatok: p. 27.
- Bagi, I. 2004. Egy inváziós növényfaj, a bálványfa (*Ailanthus altissima*) tájökölógiai jelentősége a Duna–Tisza közén. – I. Magyar Tájökölógiai Konferencia, Szirák, 2004. szeptember 17–19. Összefoglalók: p. 45.
- Bagi, I., Csiky, J., Füleki, G., Fehér, B. 2004. Mennyi is a *Botrychium virginianum* egyedszáma a kunfehértói holdrutás erdőben? – Aktuális flóra- és vegetációkutatás a Kárpát-medencében VI., Keszthely, 2004. február 26–29. Kivonatok: p. 22.
- Bagi, I., Füleki, G. 2002. A *Botrychium virginianum* (L.) Sw. sporofitonjának populációstruktúrája a kunfehértói élőhelyen. – Aktuális flóra- és vegetációkutatás a Kárpát-medencében V., Pécs, 2002. március 8–10. Kivonatok: p. 12.
- Bagi, I., Füleki, G. 2003. Változások a *Botrychium virginianum* (L.) Sw. Sporofitonjának populációstruktúrájában (2001–2002). – MBT Botanikai Szakosztály 1388. szakülése, Budapest, március 10., Kivonat: *Bot. Közlem.* 90 (2003): 159–160.
- Fodor, L., Pál-Fám, F. 1999. Possibilities to integrate the Fungi into the Hungarian National Biodiversity Monitoring System – 2nd International PhD Students Conference, 1999. augusztus 8–14. Miskolc, pp. 109–113.

- Fodor, L., Rimóczi, I. 1999. The fungi are a new component in the Hungarian Biodiversity Monitoring System – *Acta Microbiologica et Immunologica*, Akadémiai Kiadó, Budapest Vol. 46 (2–3): 312–313
- Fodor L., Török K. 1998. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer kiépítésének eddigi eredményei. – Az élő természet védelme, a természetvédelem oktatása konferencia, 1998. július 9–10. Magyar Biológiai Társaság, Budapest, p. 27.
- Fodor L., Török K., Bősze Sz., Botta-Dukát Z. 2005. Results of the Hungarian Biodiversity Monitoring System I. Monitoring of habitats and plant species. European Platform for Biodiversity Research Strategy Meeting, Budapest, poszter.
- Fodor, L., Török, K., Kovács-Láng, E. 2001. Harmonisation of methodologies at a national level: the Hungarian Biodiversity Monitoring System. – *Detecting Environmental Change*, 2001. július 17–20. London, pp. 81–82.
- Fodor, L., Török, K., Váczi, O. és Varga, I. 2005. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer felülvizsgálati programjának eredményei. III. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Eger, előadás.
- Fodor, L., Varga, I., Török, K. 2002. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer kapcsolata az EU természetvédelmi vonatkozású irányelveivel. – I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, 2002. november 14–17. Sopron p. 104.
- Horváth A. 2004: Az Illancs löszvegetációjának összehasonlító növényföldrajzi és cönológiai értékelése. – Előadás. Aktuális flóra- és vegetációkutatás a Kárpát-medencében Konferencia VI., Keszthely. Előadások és poszterek – összefoglaló kötet, p. 30.
- Kiss I., Bakó B., Dankovics R., Korsós Z., Kovács T., Szénási V. 2002. A nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer „Kétéltű-hüllő Protokoll” tesztelésének tapasztalatai. – I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, 2002. november 14–17. Sopron.
- Kovács, G. M., Bagi, I., Vágvölgyi, Cs., Kottle, I., Oberwinkler, F. 2002. A homoki szarvasgomba (*Terfezia terfezioides*) gyökérkapcsolatainak vizsgálata. – II. Magyar Mikológiai Konferencia, Szeged, május 29–31. (Előadás)
- Kovács-Láng E. 1997. Developing the framework for a biodiversity monitoring system in Hungary. Proc. „Research, Conservation, Management” Conference, Aggtelek, Hungary. pp. 147–150.
- Ódor, P., Papp, B., Szurdoki, E. 2002. Áttekintés a mohafajok védelmének szakmai alapjairól Európában és hazánkban. – Az I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia Program és Absztrakt kötete. 2002. nov. 14–17., Sopron, p. 62.
- Pál-Fám, F., Fodor, L. 1999. A case study referring to the integration of Macrofungi into the Hungarian National Biodiversity Monitoring System in a Certain Plant Association in mts. Mecsek – 2nd International PhD Students Conference, Miskolc, pp. 203–209.

- Pál-Fám, F., Siller, I., Fodor L. 2002. Macrofungi as indicators of forest regeneration and forest developmental processes. – 3rd European Conference on Restoration Ecology, 2002. augusztus 25–31. Budapest, pp. 109–110.
- Papp, B. 2004. Important Bryophyte Areas in Hungary – Abstracts and programme of 5th European Conference on the Conservation of Bryophytes, Valencia, Spain 21–23. Sept. 2004, ECCB, Jardí Botànic, Universitat de València, p. 5.
- Papp, B., Ódor, P., Szurdoki, E. 2001. Experiences of the monitoring of endangered bryophytes in Hungary. – Abstracts and programme of 4th European Conference on the Conservation of Bryophytes, Pruhonice, Czech Republic 1. July – 2. July 2001, ECCB, Pruhonice, p. 6.
- Papp, B., Ódor, P., Szurdoki, E. 2002. A Berni Konvencióban szereplő mohafajok veszélyeztetettségi helyzete Magyarországon és a monitoring nehézségei. – Aktuális flóra- és vegetációkutatás a Kárpát-medencében V. Összefoglalók. 2002. március 8–10. Pécs, p. 22–23.
- Papp, B., Ódor, P., Szurdoki, E. 2002. Threatened status of bryophyte species of Bern Convention in Hungary and problems in their monitoring. – Abstracts, World Conference of Bryology, January, 23–30, 2002, Lucknow, India, International Association of Bryologists, National Botanical Research Institute, Lucknow-226001 India, p. 40.
- Papp, B., Ódor, P., Szurdoki, E. 2003. Különböző élőhelyek mohaszintjének hosszú távú dinamikai vizsgálata az NBmR keretében. Előzetes eredmények. – 6. Magyar Ökológus Kongresszus, Gödöllő, 2003. augusztus 27–29, Előadások és poszterek összefoglalói, p. 212.
- Papp B., Ódor P., Szurdoki E. 2005. Gyeptársulások mohavegetációjának dinamikai vizsgálata, III. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Eger, poszter.
- Puky, M. 2000. Distribution of Decapoda Species along the Hungarian Danube Section and Some Tributaries with Special Emphasis on their Conservation Status. pp. 285–290. In: The Danube and its Tributaries: Antropogenic Impacts and Revitalisation. Limnological Reports. Proceedings of the 33rd Conference of the Internat. Assoc. Danube Res., 3–9 sept. 2000, Osijek/HR.
- Sárosspataki M., Menyhárt Cs., Kovács M. 2003. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer megporzó komponenséhez szükséges módszerek tesztelése. (poszter) – 6. Magyar Ökológus Kongresszus Gödöllő, 2003. augusztus 27–29.
- Siller I., Dima B. 2005. A szalafői őserdő erdőrezervátum nagygombáinak természetvédelmi értékelése, III. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Eger, poszter.
- Siller, I., Pál-Fám, F., Fodor, L. 2002. Erdők állapotának nyomon követése nagygombák segítségével. – I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, 2002. november 14–17. Sopron p. 196.

- Szép T., Nagy K. 2000. Random mintavételen alapuló országos biodiverzitásmonitorozó rendszer és eredményei, Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) 1998–2000. (poszter). – V. Magyar Ökológus Kongresszus, Debrecen, 2000.
- Török K., Fodor L. 1998. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer programjának ismertetése. – Az élő természet védelme, a természetvédelem oktatása konferencia, 1998. július 9–10. Magyar Biológiai Társaság, Budapest, p. 7.
- Török K., Fodor, L. 2000. Hungarian Biodiversity Monitoring System. – Workshop on Organisation of Monitoring in Protected Areas. Krokons National Park, Czech Republic, CD-ROM
- Török K., Fodor, L. 2003. Vegetation monitoring by standardised methods for the Hungarian Biodiversity Monitoring System. – Symposium on State of Art in Vegetation Monitoring Approaches, 2003. március 24–26. Birmensdorf, Switzerland, p. 36.
- Török K., Fodor L., Kovács-Láng E. 1999. The Hungarian Biodiversity Monitoring System. – 2nd International Wildlife Management Congress, 1999. június 28 – július 2. Gödöllő
- Váczi O., Altbäcker V. 1999. Grassy airports as possible refuges of European ground squirrel populations in Hungary. 2nd International Wildlife Management Congress, Gödöllő, poszter.
- Váczi O., Altbäcker V. 2002. Distribution and Habitat Use of European Ground Squirrels in Hungary. Ecology and conservation of European souslik (*Spermophilus citellus*) (előadás). Madjarovo, Bulgária.
- Váczi, O., Altbäcker, V. 2005. Space use of European ground squirrels. Poster, XXIX. International Ethological Conference, Budapest, 2005. aug. 20–27.
- Váczi O., Boros T., Németh I., Koós B., Altbäcker V. 2002. Úrgetelepítések sikerességét befolyásoló tényezők (előadás). I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Sopron, 2002. nov. 14–17.
- Váczi, O., Varga, I., Bősze, Sz. és Selmeczi-Kovács, Á. 2005. Results of the Hungarian Biodiversity Monitoring System II. Monitoring of plant associations and ground squirrels European Platform for Biodiversity Research Strategy Meeting, Budapest, poszter.
- Varga, I., Bakó, B., Fodor, L., Bősze, Sz., Váczi, O., Magyar, G. és Csörgits, G. 2005. Közösségi jelentőségű fajok monitorozásának előkészítése. III. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Eger, előadás.
- Varga I., Fodor L., Török K., Ambrus A., Botta-Dukát Z., Juhász P., Kovács T., Leskó K., Szentkirályi F. 2003. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer eredményeiről (1997–2003): növénytársulások, makrozoobentosz, éjszakai nagylepkék (fénycsapda) adatainak elemzése. (poszter) – 6. Magyar Ökológus Kongresszus Gödöllő, 2003. augusztus 27–29.

NÉPSZERŰSÍTŐ CIKKEK

- Láng E. 1996. A biológiai sokféleség monitorozása. Természet világa 127. II. különszám. pp. 44–46.
- Galántai J. 2003. Soksínű természet. – Katasztrófavédelem 2003/4.
- Török K. 1999. Tízkötetes kiskönyvtár. Feltérképezik az élővilág változását. – Természetbúvár 54. évf., I. szám, 34–35.

A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer eredményei I.

ÉLŐHELYEK, MOHÁK ÉS GOMBÁK

Kiadja:

Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium,
Természetvédelmi Hivatal (KvVM-TVH)

Borítóterv, technikai szerkesztő:

Balogh József

Nyomdai előkészítés, nyomás:

WinterFair Kft., Szeged, Kossuth sgt. 72/e
www.winterfair.hu

© Török Katalin – Fodor Lívía

ISBN 963 86950 0 5

Budapest, 2006.