

56980

56980

Természet- védelmi közlemények

Magyar
Biológiai Társaság
Budapest



1997-01-29

3-4

1996

TERMÉSZETVÉDELMI KÖZLEMÉNYEK

3–4. ÉVFOLYAM

A Magyar Biológiai Társaság
Környezet- és Természetvédelmi
Szakosztályának közleményei



Budapest, 1996

Szerkesztő bizottság Bankovics Attila
Csutorné Bereczky Magdolna
Kecskés Ferenc
Lőkös László (szerkesztő)
Peregovits László (szerkesztő)

Szerkesztőség címe

Magyar Természettudományi Múzeum
1088 Budapest, Baross u. 13.
Tel.: 3130032, 3130033
Fax: 1171669
E-mail: H7962PER@ELLA.HU

ISSN 1216-4585

© Magyar Biológiai Társaság
1027 Budapest, Fő u. 68.

Tartalomjegyzék

<i>Horánszky András: Növénytársulástani, erdőgazdálkodási és természetvédelmi kérdések a Kis- és Nagy-Szénáson</i>	5
<i>Járó Zoltán: Ökológiai vizsgálatok a Kis- és Nagy-Szénáson</i>	21
<i>Nagy Barnabás: Orthopteroid rovarok rekolonizációs viszonyai megnagyobbított feketefenyő tisztásokon</i>	55
<i>Török János & Tóth László: A Nagy-Szénás természetvédelmi terület madárfaunájának minőségi és mennyiségi vizsgálata</i>	65
<i>Dénes Andrea: Értékes vegetációfoltok a Keleti-Mecsek déli lábánál</i>	71
<i>Kevey Balázs & Alexay Zoltán: A Szigetköz mocsári sásos-égerlápjai (Carici acutiformis-Alnetum)</i>	81
<i>Simay Endre István: Változások a növényeken élő gombák spektrumában</i>	97
<i>Báldi András: Élőhelyek fragmentálódásának hatása állatközösségekre</i>	103
<i>Forró László, Andrikovics Sándor, Herczeg Ferenc & Milinki Éva: A tiszavasvári Göbolyös természeti értékei – érvek a védetté nyilvántartás mellett</i>	113
<i>Merkl Ottó: Adatok a Naplás-tó és környéke élővilágához III. Bogarak (Coleoptera)</i>	123
<i>Könyvismertetés (Stollmayerné Bonc Emília)</i>	80

Contents

<i>Horánszky, A.</i> : Studies on the “Nagy- és Kis-Szénás” protected area relating to phytosociology, forest management and nature conservancy questions	5
<i>Járó, Z.</i> : Ecological studies in the “Kis- és Nagy-Szénás” nature preserve	21
<i>Nagy, B.</i> : Recolonization of increasing clearings by grasshoppers (Orthoptera) in a Scotch Fir forest (N Hungary)	55
<i>Török, J. & Tóth, L.</i> : Composition of bird fauna in Nagy-Szénás Protected Area	65
<i>Dénes, A.</i> : Valuable vegetation patches at the southern slopes of the Keleti-Mecsek Mts, SW Hungary	71
<i>Kevey, B. & Alexay, Z.</i> : Die Sumpf-Seggen-Erlenbruchwälder des Landschaftsgebietes “Szigetköz” (Carici acutiformis-Alnetum)	81
<i>Simay, E. I.</i> : Changes in spectrum of fungi observable on plants	97
<i>Báldi, A.</i> : Effects of habitat fragmentation on animal communities: a review	103
<i>Forró, L., Andrikovics, S., Herczeg, F. & Milinki, É.</i> : A summary of the natural values of the Göbolyös near Tiszavasvári	113
<i>Merkl, O.</i> : Data to the wildlife of Naplás-tó (pond) and its surroundings III. Beetles (Coleoptera)	123
Book review (<i>Stollmayerné Bonc Emília</i>)	80

Növénytársulástani, erdőgazdálkodási és természetvédelmi kérdések a Kis- és Nagy-Szénáson*

Horánszky András

*Eötvös Loránd Tudományegyetem, Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék
1083 Budapest, Ludovika tér 2*

Összefoglaló: a feketefenyő-telepítések hatásának elemzése újabb ismereteket tárt fel a dolomitsziklagyeppek és a hozzájuk kapcsolódó erdőtársulások termőhelyére és élővilágára vonatkozóan. Ezek segítik a természetvédelmi kezelés megalapozását. A fenyő a gyepvegetációt mennyiségi és minőségi szempontból egyaránt szelektálja. Környezetvédelmileg viszont egyértelműen pozitív termőhelyhasznosítás, ha nem természetvédelmi területről van szó. Az erdőterv részletes elemzése rávilágít a természetvédelem szempontjából kívánatos finomításokra.

Kulcsszavak: természetvédelem, feketefenyő-telepítés, termőhely-rekonstrukció, mikológia, erdőterv, veszélyeztető tényezők

Bevezetés

A Kis- és Nagy-Szénás fokozottan védett területe kínálkozott alkalmasnak a feketefenyő-telepítések hatásvizsgálatára, természetvédelmi szempontból. Az erdész és a botanikus-ökológus szakmai körök a maguk szemszögéből másként ítélik meg a kopárfásítás itteni eredményeit. Célunk a vitás kérdéseket konkrét adatokkal megvilágítani, annak reményében is, hogy ezzel a két szakma közötti e tekintetben mutatkozó „áthidalhatatlan” ellentét feloldódik.

Anyag és módszer

A terület vegetációjának, a dolomitra jellemző társulásoknak ismerete (Zólyomi 1942, 1958) e helyen mellőzhetővé teszi leírásukat. A fenyő hatásának elemzésére 20–40-éves állományokban vizsgáltuk az aljnövényzet borítását. Általában a nudum típusú állományok uralkodnak, a gyepszint borítása jelentéktelen. Az eredeti sziklagyeppek fajai rendszerint erősen torzult árnyékalakokként lelhetők itt fel. Minthogy több helyen ritka, értékes védett elemek is voltak közöttük, felmerült, hogy szükséges volna természetes elszaporodásukat serkenteni. Ez

* A „Telepített fenyőállományok hatása természetvédelmi területek termőhelyére” c. pályázati téma keretében (1985–1988) készült tanulmány.

termőhely-rekonstrukcióval érhető el, főként a fenyő záródásának megbontása útján. Az erdőfelügyelet erre vonatkozó – nem csekély utánjárással kieszközölt – engedélyével 0,5–0,25 ha területű kis parcellákról a fenyőfák eltávolítása 1980-ban elkezdődött. A természetvédelmi és az erdőfelügyeleti hatóság ezirányú segítségét e helyen is köszönet illeti.

A munka részei: a) a kísérleti parcellák létesítése, a folyamatok egyes jellemző állapotainak rögzítése a fenyő eltávolítása után, b) a virágos növények és gombák regisztrálása, c) az erdőterv elemzése természetvédelmi szempontból.

Eredmények

a) A parcellák megfigyelése a gyérítés után folyamatos. Minden területen megfigyelhető az újabb fajok betelepülése, és a gyep záródásának fokozódása. Eltérés csak a folyamat sebességében mutatkozott. Különösen az északi lejtők *Brometum* termőhelyén, ahol a védett fajok 1,5–2 év alatt már virágzó példányokkal is megjelentek, mint a pilisszentiváni len, a henye boroszlán, a leánykő-körcsin és a tavaszi hérics. A délies kitettséű lejtők korábban feltételezhetően nyílt sziklagyepjei lassabban népesülnek be újra.

Kétségtől bizonyosodott, hogy ez a beavatkozás nem élénkíti károsan az eróziót. Az eredeti gyepársulások regenerációja szépen megindult a fenyő gyérítése, esetenként eltávolítása után.

A kísérleti parcellákat az erdőállomány kevéssé záródott foltjaiból kiindulva, azokat fokozatosan tágítva célszerű bővíteni. A feketefenyő természetes újulata helyenként feltűnően erőteljes, 8–20 db/m² csíranövény is előfordul. Ennek visszaszorítására ügyelni kell a későbbiekben, bár jelentős részük a nyári szárazságban elpusztul. A legfontosabb eredmény, hogy a javasolt termőhely-rekonstrukció feltételezett irrealitása gyakorlatilag megcáfolódott.

Külön munka tárgya a fitocönológiai folyamatok értékelése. Ebben, az időközben beállott erdőtüzek hatásának elemzése újszerű tapasztalatokkal szolgál majd.

b) Elkészült a virágos növények valamint a mikroszkopikus gombák fajlistája. Utóbbiak korábbi irodalmi forrásokból származó 11 adata most 149-re bővült. Az észlelt fajok száma 104, a területen ezekből eddig ismeretlen volt 93 db. A fenyő mintákon kitenyészett Chaetomiales és Myxomycetes fajok száma lényegesen kevesebb, mint az őshonos fenyőállományokban. A fenyőtű lebomlása a faj őshonossági területén is lassú, de itt méginkább (Tóth 1989). A virágosok flóralistája, kézirat formájában, az OTVH-ban található.*

* A talaj mikrobiológiai vizsgálatokról külön tanulmány készül (Márialigeti K.).

c) A fokozottan védett természetvédelmi terület nagyrészt erdő. Ezért fontos tudni, hogy az erdőtervek mennyire informatívak a természetvédelemhez kapcsolódó tennivalókra vonatkozóan.

A vizsgálat forrásanyaga a 8 fejezetből álló erdőterv (üzemterv) II. része, vagyis az erdőrészlet-lapok, amelyeken az állapotleírás, a fakitermelés, felújítás adatai és a szöveges megjegyzések találhatóak. A másik fontos forrás az Útmutató (MÉM Erdőrendezési szolgálat 1986), valamint a hozzá tartozó kódjegyzék, és a mellékletek.

A vizsgálat a védett terület legértékesebb részére irányult. A példaként hivatkozott erdőrészletek kiragadott esetek, a teljességre való törekvés igénye nélkül. A továbbiakban az erdőterv egyes rovataihoz fűzött megjegyzések és következtetések adnak választ a bevezetőben feltett kérdésekre.

Elemzés, megállapítások

Természetszerű erdőtípus

Ez a rovat következetesen kitöltetlen maradt.

Tengerszint feletti magasság

Adata a talajvizsgálati szelvény helyére vonatkozik az előírás szerint (Útmutató 43. old.). A megadott 300-as kódérték (Kódjegyzék 8. old.) a 250–300 m-es magassági intervallumot jelzi. A Nagykovácsi 7D erdőrészlet ezzel szemben a 410 m-es szinttől az 550 m magas csúcsig délies kiettségű, innen tovább már északias, és a 390 m-es szintig terjed. A 7A erdőrészlet 420–505 m-es szintek között terül el.

Lejtés és égtáji kiettség

Az előbbi példánál maradva, ezek az adatok is semmitmondók, bár az előírásoknak megfelelnek. A kódjegyzék 8. oldalán ui. olvasható: VÁLT (= változó) azt jelenti, hogy annyira változatosak a terepviszonyok, hogy nem adható meg jellemző fekvés. Természetvédelmi területen ilyen esetben indokolt volna az erdőrészlet felbontása úgy, hogy az adatok valóságghú megadása lehetséges legyen.

A termőréteg vastagsága

Az előbbi területre vonatkozóan, hasonlóképpen állapíthatók meg. Az ISE (igen sekély) legfeljebb 20 cm vastag termőréteget jelent. Ezen kívül a területen a SE (sekély, 20–40 cm), sőt a KM (közepesen mély, 40–60 cm) talaj is előfordul. A megnevezések mellett más értékhatárokat jelentenek a bükkös-, gyertyános-tölgyes, és más a tölgyes- és erdőssztyep klímában (Kódjegyzék 14. old.). Az adatok természetvédelmi szempontból így nem kielégítően tájékoztatnak. Használha-

tatlanságuk miatt felmerül a kérdés, hogy ebben a formában szükséges-e megadni azokat?

Klímajelleg

Az előzőkhöz szorosan kapcsolódik ez a rovat. Megnevezése az Útmutató értelmében a klímajelző fajokkal történik, ugyanúgy mint a termőhelytipológiában (vö. Útmutató 35., Kódjegyzék 10. old.).

A részletes tájékoztatás utal rá, hogy nincsenek éles határok. Ezen kívül csapadék-, középhőmérséklet-, páratartalom-adatokkal segít az eligazodásban. Nem derül ki, hogy vannak-e ide vonatkozó, helyszínen mért adatok.

Sajnos az Útmutató nem tárgyalja a klímaövn belül kialakuló, de merőben eltérő jellegű, természetvédelmileg értékes edafikus társulásokat. E tekintetben elsősorban a meglévő bokorerdők, mint a természetes vegetáció maradványai, valamint erdők leromlásából kialakult bokorerdőszerű másodlagos állományok jönnek szóba.

A kérdéses erdőrészletet gyertyános-tölgyes klímába sorolja az erdőterv. Az északi lejtőkön valóban ez uralkodik. A D-i oldal bokorerdői viszont az erdősztyep klímára utalnak. A kettő között a tölgyes klímaöv is megtalálható. A klímaadatok elnagyoltsága, vagy talán az eseti túlsúlyozás, vagy akár az egyéni megítélésbeli eltérés okozhatja, pl. hogy Nagykovácsi területének csupán 2%-a soroltatott a KTT (kocsánytalan tölgy) klímába, és ESZTY (erdőssztyep) nem is szerepel. De nincs bükkös klíma sem, holott az északi lejtőkön bükkös található. Aligha hihető, hogy ezek az elegyes karszterdők (*Carex alba*-s bükkösök), a valódi bükkösöknél szárazabb voltak, netán a helyszínen mért páratartalmi adatok alapján soroltattak GYT klímába, amely a Nagykovácsihoz tartozó területek 98%-án jellemző az erdőterv szerint. Pilisszentiván körzetében viszont csak 29% a részesedése (1. táblázat).

Genetikai talajtípus

A terület genetikai talajtípusainak eloszlását a 2. táblázat mutatja. Az erdőterv szerint pl. Nagykovácsi területén nem fordul elő ABE (agyagbemosódásos

1. táblázat. A klímátípusok eloszlása
(B = bükkös, GYT = gyertyános-tölgyes, KTT = kocsánytalan tölgyes).

Klímátípus	Nagykovácsi		Pilisszentiván		Összesen	
	ha	%	ha	%	ha	%
GYT	409,4	98	84	29	493,4	70
KTT	8,1	2	186,9	65	195	28
B	–	–	16,5	6	16,4	2
Összesen	417,5	100	287,3	100	704,8	100

2. táblázat. A talajtípusok eloszlása (ABE = agyagbemosódásos barna erdőtalaj, BFÖ = barnaföld (Raman-féle barna erdőtalaj), RE = rendzina, SZV = sziklás vázталaj).

Talajtípus	Nagykovácsi		Pilisszentiván		Összesen	
	ha	%	ha	%	ha	%
ABE	–	–	8,1	5	8,1	1
BFÖ	–	–	129,9	45	129,9	18
RE	237,3	57	149,3	52	386,6	55
SZV	180,2	43	–	–	180,2	26
Összesen	417,5	100	287,3	100	704,8	100

barna erdőtalaj), jöllehet pl. a 7A erdőrésztletben ez található. Mindkét község határában a rendzina uralkodik. Feltűnő viszont, hogy a SZV (sziklás vázталaj) az erdőterv szerint csak Nagykovácsi határában fordul elő (43%!), Pilisszentivánon nem is szerepel, pedig ott is jelentős pl. a 7C, 7G, 11 A, 11 B erdőrésztletekben. Ez esetleg az egyéni megítélésbeli eltérést jelzi. Érdekes volna tudni, hogy a két község erdőtervének készítője azonos-e.

Az állomány átlagos kora

Ennek megállapításához az Útmutató részletesen tájékoztat (112. old.). A jelen vizsgálathoz önkényesen, korosztálycsoportokra bontottuk az adatokat (3. táblázat).

E szerint Nagykovácsi területén a fiatalosok teljesen hiányoznak. Pilisszentiván határában is ezeknek a részesedése a legkisebb. Ez feltehetően a terület védelem alá helyezésével hozható kapcsolatba. (Véghasználatok kimaradása, újabb telepítések szükségtelensége).

Érdekes a korosztályok egyenletesebb eloszlása Pilisszentivánon, Nagykovácsihoz viszonyítva, ahol a 60–80 év közötti állományok uralkodnak (63%). Ez-

3. táblázat. A korosztályok eloszlása
(1 = 1–20 év, 2 = 21–40 év, 3 = 41–60 év, 4 = 61–80 év, 5 = 81– év).

Korosztály	Nagykovácsi		Pilisszentiván		Összesen	
	ha	%	ha	%	ha	%
1	–	–	33,3	12	108,4	5
2	28,8	7	51,4	18	80,2	11,5
3	90,3	22	67,6	23	157,9	22
4	264,7	63	60,3	21	225	46
5	33,7	8	74,7	26	108,4	15,5
Összesen	417,5	100	287,3	100	704,8	100

zel szemben a másik területen csak 18–26% körüli értékek figyelhetők meg. Ennek oka a természetközeli állományok nagyobb részesedésében, az idősebb állományoknak a kedvezőtlen termőhelyi adottságai miatti védelmi rendeltetésű besorolásában kereshető. Másrészt a telepített fenyvesek és egyéb idegen származású fafajok, mint az akác a pilisszentiváni területekre súlyozódnak.

Az üzemterv életkoradatai viszonylag jól tájékoztatnak, de ehhez feltétlenül ismerni kell megállapításuk előírásait (Útmutató 112. old.). A fontosabb szempontok:

- Az átlagkor általában az erdőterv érvénybelépésének időpontjára vonatkozik.
- Egykorúnak tüntetik fel az eltérő korú állományrészeket, ha a 60 évnél magasabb vágásérettségi kor esetén az eltérés nem több mint 10–30 év, vagy ha az ennél alacsonyabb vágásérettségi korú állományban 5–15 évnél nem nagyobb a koreltérés. Fokozottan érvényesül ez az elv, ha az eltérő korú állományok területileg nem különülnek el.
- Az előbbieknél nagyobb korkülönbség esetén is átlagkort kell megadni, de szöveges megjegyzésben a korhatárokat fel kell tüntetni.
- Az átlagkor nem számtani átlag, hanem az egyes korfokok koronái által elfoglalt területtel súlyozott átlag. Nagymérvű vegyeskorúság esetén kétkorúnak kell az állományt leírni, amennyiben 60 év felett 50–60 évnél, ez alatti vágásérettségi kor esetén pedig 25 évnél nagyobb különbség áll fenn.
- Az ültetett állomány kora a csemeték átlagkorából adódik, és nem a kiültetés évéből.

Vágásérettségi kor

Ezeket az adatokat is önkényes csoportosításban szemlélteti a 4. táblázat. Megállapítható, hogy az erdőterv érvényességi ideje alatt a vágásérettségi kort csak a Pilisszentiván határában fekvő állományok 11%-a éri el. Ez a teljes területre vonatkoztatva csak 5%. A legkésőbb (a 2051 év után) vágásérett állományok részesedése csaknem duplája a pilisszentiváninak (11% ill. 6%). Nagyková-

4. táblázat. A vágásérettségi korok eloszlása (1 = –2000-ig vágásérett, 2 = 2001–2005-ig vágásérett, 3 = 2006–2020-ig vágásérett, 4 = 2021–2050-ig vágásérett, 5 = 2050 után vágásérett).

Korcsoport	Nagykovácsi		Pilisszentiván		Összesen	
	ha	%	ha	%	ha	%
1	–	–	32,3	11	32,3	5
2	22,4	5	39,6	14	62	9
3	90,8	22	129,9	43	220,7	30
4	259,6	62	75,1	26	334,7	47
5	44,7	11	17,4	6	62,1	9
Összesen	417,5	100	294,3	100	711,8	100

csi területén az állományok 62%-a 2021 és 2050 közötti években válik vágáséretté. A legmagasabb érték (43%) a pilisszentiváni területen a korábbi (2006–2020) időszakra esik. Megállapítható, hogy a teljes területre nézve, az állományok zöme, 77%-a 2006–2050 között lesz vágásérett.

A vágásérettségi kort fafajonként határozza meg az erdőterv, rögzítve azt a kort, amelyben a valamennyi ismert szempont figyelembevételével optimális az állományalkotó fő fafaj kitermelése. Vágásérett az az állomány, amely elérte termelési célját, (l. ott), illetve már nem képes betölteni a különleges rendeltetését. A vágásérettség bizonyos időszakot jelent, amelyen belül kell meghatározni a vágásérettségi kort. Az időszak alsó határa alatt gazdasági és egyéb szakmai megfontolásból a faállomány kitermelése nem megengedett. Felső határa a fiziológiai vágásérettség. Ebben a korban megszűnik az értéknövekedés, sőt a tendencia romlóba megy át. Az optimális vágásérettségi korban legnagyobb a fakitermelési folyamat 1 évre eső jövedelmezősége. A vágáskor az, amelyben a tényleges letermelés megtörténik. A vágásérettségi kor meghatározásában a fajok, az elsődleges rendeltetés, a termelési cél, a vágásérettségi viszonyok, az egészségi állapot a fő irányadók. Mennyiségi fatermelési célú állományokban – területünkön a többség ilyen – a vágásérettségi kor megállapításában az összfatermés maximumára, és a fajlagos költség minimumára kell törekedni.

A vágásérettségi kor meghatározási irányelvei a természetvédelmi rendeltetésű erdők esetében a védettséget elrendelő jogszabályban előírtak betartására köteleznek. Esetünkben ez az, amit az Útmutató megad (vö. Tanácsok Közlönye 27. 55 szám, 1978. XII. 19. 1175 old. 9d pont).

Talajvédelmi erdőkben a lehető legmagasabban kell a vágásérettségi kort meghatározni (amikor az erdő még betölti rendeltetését és lehetőség van a védelmi rendeltetésnek megfelelő természetes felújításra). Az „egyéb” védelmi erdők körében a rendeltetés határozza meg a vágásérettségi kort, arra figyelemmel, hogy a védelmi funkciót mennél hosszabb ideig tudja az állomány betölteni. „Egyéb” rendeltetés a tudományos célú kutatási vagy oktatási terület (TKO), valamint a szennyvíz, és hígtrágya-elhelyezés (SZH), és más, be nem sorolható területek.

Figyelemre méltó, hogy a természetvédelmi területekre vonatkozóan a vágásérettségi kor megállapítása a természetvédelmi hatóság kezében van, és nincs kikötve a lehető legmagasabb vágáskor, mint ahogy a tudományos kutatással és oktatással egyazon kategóriába sorolt szennyvíz-, ill. hígtrágya elhelyezésére szolgáló állományok esetében (Útmutató 125. old.).

Tervezett erdőművelési eljárások

Ezekről az 5. táblázat tájékoztat, amelyben az érintett terület és a beavatkozás jellege összesítve található. E beavatkozások a vizsgált terület 44%-át érintik, összesen 307,5 ha területen. Azaz a területnek csaknem felén gépek fognak dol-

5. táblázat. Az erdőművelési beavatkozások eloszlása (EÜ = egészségügyi vágás, FV (BV) = felújítóvágás (bontóvágás), GY = gyérités, TI = tisztítás, TV = tarvágás).

Beavatkozás jellege	ha
GY	144,6
FV (BV)	139,2
TI	14,9
TV	5,3
EÜ	3,5
Összesen	307,5

gozni (pl. közelítés, szállítás motorfűrész, traktor). Ez esetenként veszélyezteti, zavarja a védett aljnövényzet háborítatlanságát, olykor a további fennmaradását, sőt a megmaradó faállomány egészségi állapotát is. Ezzel értékcsökkenést idéz elő természetvédelmi és gazdasági szempontból egyaránt. A beavatkozások zöme (92%) a gyéritések különféle formáit (47%), a felújító vágást (45%), és további 8% a tisztítást, tarvágást és egészségügyi vágást jelenti. A beavatkozásokkal érintett területen – 93 ha-on – tájidegen fafajokból az akác 20 ha-ral (3%), a feketefenyő 73 ha-ral (10%) részesedik.

Az erdészeti állománytípusok

Eloszlásukat a 6. táblázat mutatja. Látszólag a feketefenyő a legnagyobb %-értékkel az uralkodó típus. Valójában viszont, ha ezt (20%), az akáccal (6%) együtt vesszük számításba, úgy a kapott %-érték azonos a tölgyesekével és a gyertyános-tölgyesekével (26%). A maradék 22% oszlik meg az EKL és a MOT-Vk csoportok között. Az utóbbiak a természetközeli állapotú karsztbokorerdőket

6. táblázat. Az állománytípusok eloszlása (A = akác, CS-KTT = cser-kocsánytalan tölgy, EKL = egyéb kemény lombos fafajok, FF = feketefenyő, GYT = gyertyán, KTT = kocsánytalan tölgy, KTT-B = kocsánytalan tölgy-bükk, MOT-VK = molyhos tölgy-virágos kőris).

Típus	Nagykovács		Pilisszentiván		összesen	
	ha	%	ha	%	ha	%
A	–	–	43,2	15	43,2	6
CS-KTT	54,7	13	79,8	28	134,5	19
EKL	62	15	35,9	12	97,9	14
FF	96,3	23	47,4	16	143,7	20
GY	61,6	15	–	–	61,6	9
KTT	–	–	46,7	16	46,7	7
KTT-B	85,6	20	32,7	12	118,3	17
MOT-VK	57,3	14	1,6	1	58,9	8

jelentik, az EKL pedig részben a degradáció eredménye, másrészt a természetközeli állapotú sziklaerdőket képviseli. Ezek szerint az állománytípusok eloszlását megfelelőnek, kiegyensúlyozottnak lehet tekinteni.

Az akác a pilisszentiváni peremterületeken fordul csak elő, alárendelt mennyiségben, ill. területen. Az idegen fafajú állományok átalakítása természetvédelmi szempontból indokolt volna, de erre nem mutatkozik törekvés. Mégis szükséges volna előírni, mert a termeléssel kapcsolatos beavatkozások, tarvágásos felújítások egyébként elkerülhetetlenek. Márpedig ezek a látszólag jelentéktelen természetvédelmi értékű területek, erdőrészetek fokozottan jelentősek, hiszen védőterületei a legértékesebb erdőrészeteknek.

Érdekes megjegyezni, hogy akad pl. olyan erdőrészlet, amelynek állományleírásában 6% feketefenyő szerepel. A valóságban ez a terület egy részén, elegyetlen állományként található. Ezen kívül az erdőrészletnek vannak féltett, értékes gyepterületekkel, tisztásokkal borított természetközeli foltjai (pl. Nagykovácsi 7D).

Arra is akad példa, hogy az állományleírásban nem szerepel feketefenyő, holott jelen van a területen. E fenyők gyérítése, eltávolítása természetvédelmi érdekből halaszthatatlan. Minthogy az erdőtervi ciklus elején vagyunk – elkerülhetetlen az engedély megszerzése az erdőtervtől eltérő, nem tervezett munkákra. Gondot jelent, hogy ami a papíron nem létezik, arra nem lehet sem engedélyt kérni, sem adni (pl. Nagykovácsi 7E).

Az állományok eredete

Ez a rovat arról tájékoztat, hogy a leromlottság mértéke igen erős, ui. a csemetével telepített fenyvesek kivételével az erdők túlnyomó része tuskósarjas fák-ból áll. Ez a régi sarjadztatásos fahasználat, pl. az 1945 évi „kényszervágások”, és a legeltetés negatív hatását mutatja a faminőségre. Külön nehézség, hogy ezek a sarjerdők a természetes felújítás természetvédelmi igényének kielégítése szempontjából kritikusak.

Az elsődleges rendeltetés

Az itt soron következő fogalmak magyarázatra szorulnak, legalábbis a természetvédelemmel foglalkozó, nem erdősz szakemberek számára. Területünkön az összes erdő elsődleges rendeltetése a természetvédelem. A természetvédelmi erdőkben – az Útmutató szerint – a fokozottan védett természeti értéket, annak jellegét, állapotát és jelentőségét a szöveges megjegyzésben erdőrészletenként külön le kell írni. Ez sehol sem található meg, de nem is várható el az erdőtervezőtől. Ha legalább a védettséget előíró jogszabályra való hivatkozás szerepelne, az lehetőséget adna a benne részletesen kifejtett ide vonatkozó részletekben való tájékozódásra. Ez segítség lehetne az értékek terepen történő megkereséséhez, helyének beazonosításához.

Az elsődleges rendeltetés azt jelenti, hogy a további termelési körülményeket ehhez kell szabni. Ezek a termelési cél, a gazdálkodási korlátozás, a célállományok kijelölése (vö. Útmutató 92–102 old.).

A termelési cél

A fatermelési folyamat végtermékeinek méret- és minőségbeli követelményeit, a különféle termelési eljárások befolyásolják. Ezért a termőhely és az állomány figyelembevételével kell a végtermékre vonatkozó tervezési lehetőségeket megállapítani. Ezt szolgálja ennek a fogalomnak a bevezetése. Ennek jegyében meghatározza a termelési ciklus végén elérendő állapotot, ennek megfelelően alakítja a termelési ill. erdőművelési tevékenységet, megadja a termelési folyamat biológiailag és közgazdaságilag alátámasztott elemeit, ezekhez illeszti a fatermelést. A fatermelés mint cél, a különleges rendeltetésű erdőkben (állományokban) is mindig jelen van. Kivétel csak a gazdálkodás tárgyát nem képező erdő. Ezért a nem fatermesztési elsődleges rendeltetésű erdőkre is meg kell adni a termelési célt. A termelési folyamat a rendeltetés követelményei alapján tervezhető. Megállapítható, hogy a fő funkció szerinti optimális erdőművelés és vágáskor mellett milyen végtermék termelése valósítható meg.

A termelési cél lehet aktuális vagy potenciális aszerint, hogy a folyamatban levő ciklusra, vagy a következőre vonatkozik. Mindkét lehetőségben belül megkülönböztetik a minőségi, az alternatív, és a mennyiségi fatermelést. (További részletek: Útmutató 98. old.).

Nyugtalanító, hogy az elsődleges természetvédelmi rendeltetés mellett komoly gazdasági mutatók ill. követelmények szerepelnek. A védett erdők egy részére ez el is fogadható, s az ennek megfelelő követelmények érvényesülésével gazdaságosan hasznosíthatók is. Területünkön azonban éppen az olyan természetvédelmi erdők a jelentősek, amelyekben gazdasági tevékenységnek és tervezésnek nincs helye. Nem csak a védelem génbanki rendeltetése, hanem a gazdaságtalanság miatt is (továbbiak a célállományok címszó alatt). Tudva, hogy terü-

7. táblázat. Az erdőrésztetek eloszlása termelési cél szerint (1 = mennyiségi, potenciálisan minőségi, 2 = alternatív, potenciálisan alternatív, 3 = mennyiségi, potenciálisan alternatív, 4 = mennyiségi, potenciálisan mennyiségi).

Cél	Nagykovácsi		Pilisszentiván		Összesen	
	ha	%	ha	%	ha	%
1	149,7	36	25,5	9	175,2	25
2	–	–	33,7	12	33,7	5
3	78,9	19	47	16	125,9	18
4	188,9	45	181,1	63	370	52
Összesen	417,5	100	287,3	100	704,8	100

letünkön a gazdasági célokat a természetvédelem korlátozza, felmerül a kérdés, hogy a szóban forgó erdők mely hányada a gazdaságtalan? Ezeket, tárgyilagos mérlegelés után, ki kellene vonni a gazdálkodásból, ill. a tervezésből.

A gazdasági korlátozás

A vizsgált területen egységes a megkötés: „fafajmegválasztás és felújítási mód korlátozott”.

Hiányolhatók az egyéb, természetvédelmileg fontos megkötések pl. a tisztások, sőt az ún. kopárok védelme érdekében is megfelelő védősávok meghagyása vagy kialakítása és egyéb konkrét előírások (pl. Pilisszentiván 7 esetében).

Célállományok

A célállomány a termőhelyi adottságoknak, a fafajpolitikai és gazdasági irányelveknek megfelelő faállomány. Tervezéséhez az Útmutató táblázatosan ad előírásokat. A regionális fafajpolitikai irányelvek érvényesítése szükségessé teszi, teheti az erdőrészlet szinten tervezett célállományok módosítását. Ezt a lehetőséget a természetvédelmi erdők esetében ki kellene zárni.

Területünkön akad is példa a természetvédelmileg helytelen célállomány tervezésére, pl. a Pilisszentiván 7A, B, C, G, 10D, 12B erdőrészletek, amelyekben a jelenlegi elegyes állományok helyett egyfajú célállományt ír elő az erdőterv.

Helyes viszont a rontott, elegyetlen gyertyánosok helyett, gyertyános-kocsánytalan tölgyes tervezése. Figyelemmel a természetes társulás soknemzetű lombkorona összetételére, és a helyi talajviszonyokra (törmelékesség), akár még az EKL tervezése is helyes lehet.

Kirívóan helytelen viszont a Pilisszentiván 11D erdőrészletben a meglévő molyhos tölgy-virágos kőris helyett a kocsánytalan tölgy előírása. Ezen állományátalakítás nemcsak természetvédelmi szempontból rossz, hanem előre tudhatóan kudarcra ítélt, gazdaságtalan beavatkozás, ráfizetés volna. Az alapkőzetig erodált, nyílt sziklagyepfoltokkal tarkított bokorerdőről van szó, amelyben számos védett faj tenyészik. Lehetséges, hogy csak elírás történt?

Nem egyértelműen jó a Nagykovácsi 10B erdőrészletben az EKL átalakítása KTT-re. Az eredeti mellett alkalmasabb lehet a cser-, és a molyhos tölgy is.

Nem világos, hogy miért kell a fenyvesben hasonló célállományt előírni. Ezeket fokozatosan lombegyes állományokká célszerű átalakítani, minél előbbi beavatkozásokkal, a lombos fafajok természetes betelepülésének elősegítésével.

Itt kell utalni a fakészlet- ill. növedékatatokkal kapcsolatos, a természetvédelmi területek jelentős részén másutt is fennálló problémára. Az ide vonatkozó adatok számítási ill. becslési módszertani kérdéseire itt nem kívánatos kitérni, csak utalni. Sokkal fontosabb tudomásul venni, hogy ezeket a sokszor nulla éves növedékkal szereplő molyhos tölgy virágos kőris, feketefenyő köbmé-

tereket nem reális az országos fakészletgazdálkodási számításba és statisztikába bevonni. A helyszíni tapasztalat szerint ez a fakészlet nem hasznosul, még a méretes de gyenge minőségű feketefenyő rönk sem kerül felhasználásra.

Az eddigiek értelmében halaszthatatlannak érződik néhány javaslat, amely a természetvédelmi erdőkben az ország egyéb tájain is biztosítottabbá teheti értékeink kezelését, fenntartását, valamint a génbanki rendeltetést, egyúttal a gazdasági számítások hibaforrását is csökkentené.

Javaslatok az erdőrendezés természetvédelmi területekre vonatkozó tennivalóira

1) A védett területeken a kezelési beavatkozások tervezése, valamint az értékek pontos, hely szerinti nyilvántartása egyaránt megkívánja, hogy az erdőrészek a terepalakulatokhoz, természetes állományhatárokhoz, vagy termőhelyhez igazodó kijelölése, az eddigieknél még szigorúbban megvalósuljon. Mégpedig úgy, hogy az erdőtervi adatok mint a tengerszint feletti magasság, kitettség, a talaj mélysége, a genetikai talajtípus, a klíma, és egyebek pontosan egyértelműen megadhatók legyenek. Ez biztosíthatja csak az értékek azonosítását, visszakereshetőségét a terepen.

2) Az erdőtervezési Útmutatóban a klímajellel megállapításához segítségként, esetleg magyarázott példával, szólni kell a zónán belüli, edafikus, vagy ext-razonális kifejlődésű társulások (termőhelyek) klímaviszonyainak megállapításáról.

3) Felül kellene vizsgálni a természetvédelmi területeken az erdőtervek gazdasági szempontok által megszabott mutatóit (például a vágásérettségi kort, a termelési célt, a gazdasági korlátozásokat, művelési beavatkozásokat). Különösen az elsődlegesen természetvédelmi rendeltetésű erdőkon belül is a génmegőrzést szolgáló területeken. Ezek nagyrészt gazdaságtalan erdők, amelyeket ki kellene vonni a gazdálkodásból, hogy az ott előírandó beavatkozásokat ne a gazdasági szempontok befolyásolják. Ezzel az országos erdőszültség statisztikailag nem csökkenne, csupán a gazdasági erdők területe, de ez is csak jelentéktelen mértékben. Ez egyúttal azt is jelentené, hogy a „kivett” területek köbméterben kimutatott fakészlete nem vonható be a gazdasági számításokba, hiszen eddig sem hasznosult, gazdaságtalansága miatt.

4) A kifejtettek érvényesítése nem jelenti azt, hogy a természetvédelmi területek gazdálkodásból kivont erdőire ne készüljön intézkedési, kezelési terv. Csupán az ebből eredő fahasználatot tekintjük esetlegesnek, járulékosnak, és nem a fatermesztési terv mutatói által szabályozottnak.

5) Az említett kezelői tevékenység megvalósítására sürgős feladat lehetne, a természetvédelem apparátusán belül, saját, e célra speciálizált képzettségű, és

megfelelő eszköz állománnyal rendelkező munkacsoportok szervezése. Ezek az ország bármely területére mozgósíthatók volnának szükség esetén.

6) A mondottak alapján feloldódhatnak az erdőtervekben a célállomány előírással kapcsolatos, olykor a természetvédelem érdekeit sértő ellentmondások. Az Útmutatót az ide vonatkozó részletekre nézve ki kellene egészíteni.

7) A vázolt terv megvalósulása módot adhatna a természetvédelem saját kezelésbe vett/vehető területének növelésére, s ezzel a hatékonyabb természetvédelem serkentésére.

A területet veszélyeztető körülmények

1) A Tájvédelmi Körzet alapító jogszabályában a terület látogathatóságával kapcsolatban előírtak, mindmáig nem valósultak meg.

- A gyalogos forgalom nem szorítkozik a jelzett turista útvonalakra, hanem az egész területen ötletszerűen szétoszlik. Idényszerűen óriási tömeg lepi el a területet, s az állampolgároknak fogalmuk sincs arról, hogy a természeti értékek megőrzésének melyek a rájuk vonatkozó magatartásbeli követelményei, betartandó előírásai, például a virágszedés, táborozás, tűzgyújtás vonatkozásában.
- Nem sikerült az illegálisan behatoló autós-motoros és lovas „turizmust” megszüntetni. Ebben az őrszemélyzet és a társadalmi szervezetek a rendőrséggel karöltve sem voltak eredményesek.
- Az ellenőrizetlen közlekedés lehetősége folytán a terület, fák, virágok, a termőtalaj, szabad prédává vált. Folyik a vadorzás is.

2) Sürgősen megoldandó kérdés az állami védett- és a magánterületek határának rendezése. Sajnálatosan az üdülőtelkes település kialakításakor nem létesült elválasztó (átmeneti, puffer) védősáv az erdő és a telkek között. A határjelek hiányában nem vagy alig ellenőrizhető a hivatalos telekalakítás és az attól eltérő elbirtoklás. A telkekről a védett területre nyíló hátsó kijáratok jogosságának ellenőrzésére és szankcionálására mindeddig nem került sor, jóllehet több helyen feltűnő az illegális területfoglalás és hasznosítás, a termőtalaj elhordása, szemét és törmelék lerakása, szalonnasütőhely meg komposzttelep létesítése.

3) A helyi önkormányzattal közösen megoldandó a szemétyűjtés és el/kihelyezés. Tarthatatlan a védett területre vezető, és szomszédos utak meg erdőszélek szemétkerakó jellege, összképe. Az ilyenfajta szennyezés a védett terület belsőjében is tapasztalható.

4) A területen áthúzódó vadkerítés régebbi áthelyezése a védett terület legértékesebb részeit kerítésen kívülre rekesztette. Ez, a tömeges vadkár elhárulásával kedvező hatást jelentett. Másrészt viszont a pilisszentiváni oldalon a kerítés nyomtalanul eltűnt, s a védett területre való behatolás szabad utat nyert. Ezt a ha-

tárjelek hiánya még fokozta is. Utóbbi években a vadlétszám – főleg a vaddisznóé – káros mértékűre nőtt.

5) Rendezetlen a Pilisszentiván felől megközelíthető kiépített szalonnasütőhely forgalma. A földúton nagy autóbuszokkal is feljárnak, s a tömeg mozgása jelentősen veszélyezteti a fokozottan védett, génbank értékű, s a világon egyedülálló és pótolhatatlan természeti értékeket. A sziklatornyot pl. az összes lehetséges adminisztratív módszert kihasználva sem lehetett mindeddig megóvni a sziklamászóktól. A közvetlen fizikai károsító hatások mellett így a tűz- és balesetveszély is fokozottan jelentkezik.

6) A nem gyalogos illegális behatolók (autós, motoros, lovas) állampolgári fegyelmetlensége lehetetlenné teszi a terület sorompós biztosítását a behatolóktól. Tevékenységük a védett értékek károsításán felül komoly anyagi károkat is okoz.

7) Különleges veszélyhelyzetben van a Budai-hegység egyetlen még tiszta vizű, nem szennyvízcsatorna jellegű patakja, és annak környéke. Védelemre érdemes érdekes karsztjelenség. A meder szélesítése és kotrása, magánszemélyek kezdeményezésére szabad utat kapott. Pisztrángostó létesül, mondták. Emiatt megsemmisült a vízhez kötött élővilág, a természetes aszimmetrikus völgykeresztmetszet, az azt benépesítő pusztai gyepekkel együtt. Pedig ezek a hegyről-füvesedés elméletét igazoló példaként szolgálták az oktatást. Az előre tudhatóan kudarcra ítélt beavatkozás a természetvédelem bábáskodásával folyt, és eredménytelen maradt. A védett értékek elpusztítása azonban sikeres volt. Sérült a természetközeli állapot, és csökkent az élőhelytípusok száma, fajok tűntek el. Sürgős volna termőhely-rekonstrukcióval a terület természetvédelmi célú rendezése, valamint a szalonnasütőhely megszüntetése.

8) Megállapítható, hogy a vizsgált fokozottan védett területen az évek során sokszorosára nőtt a veszélyeztetettség mértéke. A nyilvánossággal nem- vagy alig ismertetett ide vonatkozó szabályok, ill. ezek hiánya a védett értékek fennmaradását a véletlen játékára bizza.

A megoldás első feltétele a terület őrzésének, látogathatóságának rendezése. Jó volna a területet a Pilisi Bioszféra Rezervátumhoz csatolni, vagy az OTVH hatáskörébe vonni. Emellett a hatékony ismeretterjesztő és felvilágosító nevelő munka terepi bázishelye lehetne itt. Ez is hozzájárulhatna az ellenőrzés, bírságolás hatékonyságához, ami e rendkívül értékes terület természeti értékeinek fennmaradásának egyik fontos biztosítéka, a főváros közelségéből adódó fokozott terhelés miatt.

Irodalom

MÉM Erdőrendezési Szolgálat (1986): *Útmutató az erdőállomány-gazdálkodási tervek (erdőtervek) készítéséhez.*

- Tóth, S. (1989): A checklist of microscopic fungi of the Nagy-Szénás nature reserve. – *Abstracta Botanica* **13**: 87–98.
- Zólyomi, B. (1942): A közép-dunai flóraválasztó és a dolomitjelenség. – *Bot. Közlem.* **39**: 209–231.
- Zólyomi, B. (1958): *Budapest és környékének természetes növénytakarója*. – In: Pécsi, M. (szerk.): Budapest természeti képe. – Budapest, pp. 511–642.

Studies on the “Nagy- és Kis-Szénás” protected area relating to phytosociology, forest management and nature conservancy questions*

Horánszky, A.

Department of Plant Taxonomy and Ecology, Eötvös Loránd University
H–1083 Budapest, Ludovika tér 2, Hungary

The research was carried out within the frame of the Project “Effect of *Pinus nigra* plantations on various habitats in a nature reserve”. By studying the effects of *Pinus nigra* plantations new knowledge was gathered about the habitat and biota of the dolomite grasslands and the successional related forest communities. These findings promote the construction of a reasonable nature conservation treatment. The *Pinus nigra* plantations expressed unfavorable effects on the grassland vegetation both from qualitative and quantitative points of view. Nevertheless, outside nature preserves pine plantations can be an accepted way of land-use what may improve the environment in certain cases. The examination of the forest management plan highlighted the points where the nature conservation respects should be considered more, in the future.

* Research was carried out within the frame of the Project (1985–1988): “Effect of *Pinus nigra* plantations on various habitats in a nature reserve”.

Ökológiai vizsgálatok a Kis- és Nagy-Szénáson*

Járó Zoltán

Erdészeti Tudományos Intézet, 1023 Budapest, Frankel Leó út 42-44

Összefoglaló: A fenyőtelepítések hatáselemzése keretében a terület 11 növénytársulásának termőhelye került vizsgálatra. A földtani, domborzati, klimatológiai viszonyok mellett, a talajszelvények vizsgálatán alapul a tápanyag- és vízforgalom, továbbá az avar kémiai összetételének és a főként rendzina talajok humuszminőségi elemzése. Az eredmények a terület eddig ismeretlen termőhelyi paramétereit tárták fel, amelyek alapján lehetővé vált a különböző termőhelyek ökológiai értékelése a természetvédelem és az erdőgazdálkodás szempontjából. A természetvédelemre érdemes termőhelyek talajviszonyaira a fenyőállományok még nem gyakoroltak visszafordíthatatlan hatást. A termőhelyek eredeti fajösszetételének helyreállítása így még lehetséges, és fontos természetvédelmi feladat.

Kulcsszavak: fenyőtelepítés, termőhelyelemzés, hatásvizsgálat

Bevezetés

A védett növényfaj, vagy -társulás fenntartásának, hathatós védelmének feltétele a környezeti igényének, biotikus potenciáljának megismerése, stabilitásának meghatározása. Ezek ismeretében lehet mérlegelni a várható, illetve bekövetkező kedvezőtlen élő és élettelen környezeti hatások érvényesülését a védett növénytársulásra, és meghatározni a védelem érdekében szükséges teendőket.

Egy adott növénytársulás a környezeti tényezőkkel szoros kölcsönhatásban van, ami térben és időben állandóan változik, de amíg a növénytársulás biotikus potenciálja a változásokat képes kiegyenlíteni, addig a társulás fennmarad. A természetvédelmi területeken a védett fajok populációinak, a védett növénytársulásoknak fennmaradásához, fenntartásához ma már többnyire nem elegendő a természetes biotikus potenciál. Ezért szükséges az emberi beavatkozás, ami kiküszöböli a kedvezőtlen környezeti hatásokat, vagy legalább olyan mértékben csökkenti, hogy azok a védett populáció vagy társulás fennmaradását már nem veszélyeztetik.

Domborzat és földtani viszonyok

A Nagy- és Kis-Szénást több dolomitkúp alkotja, amelyek meredek oldalakkal, gerincekkel erősen szabdaltak. A gerincek közötti mély völgyek kifutnak

* A „Telepített fenyőállományok hatása természetvédelmi területek termőhelyére” c. pályázati téma keretében (1985-1988) készült tanulmány.

a medencékre. A rendkívül tagolt felszínt kisebb-nagyobb teraszok, nyergek teszik még változatosabbá. A Nagy-Szénás 550,5 m, a Kis-Szénás 431,3 m magas, a Pilisszentivánra futó Csabai-árok vége (a kapcsos korpafüves vizsgálati hely) már csak 250 m magasan van a tenger szintje felett. A domborzat a terület mezoklimájának meghatározója, és ezen keresztül a növénytársulásoknak is egyik termőhelyi tényezője.

A terület védetté nyilvánításának egyik alapja a földtani adottsága. Uralkodó kőzete a *diploporás dolomit*. A szürkésfehér, rideg, fizikailag málló kőzet nemcsak domborzatilag (dolomitjelenség), hanem mint a talaj alapkőzete is nagyon jellemző a nagy-szénási területre. A fizikailag aprózódó kőzet könnyen erodálódik, a lejtőkön szinte lepereg. Kémiai mállásakor a CaMgCO_3 elbomlik és csak elenyésző az oldhatatlan maradék, ami a talaj szervesanyagával komplexet képez. A nagy-szénási diploporás dolomit %-os kémiai összetételét Brugger 1940-ben vizsgálta, és ez ma is klasszikus bázisadat:

$\text{D}_{20/4}$	2,838	TiO_2	0,001
H_2O^-	0,07	CuO	0,000133
CaO	31,26	Na_2O	0,044
SrO	<0,01	K_2O	0,006
MgO	21,59	CO_2	47,24
Fe_2O_3	0,021	SiO_2	0,01
MnO	0,0008	SO_3	0,015
Al_2O_3	0,018	Oldhatatlan maradék	0,04

A dolomit, mint minden kőzet, a kialakulásból adódóan változatos összetételű. A Ca és Mg aránya eltérő és a Ca-Mg-karbonát mennyisége is változó. Brugger közelítőleg azonosított mintavételi helyének közelében két termőhely felvételi hely dolomitjának Ca-Mg-karbonát tartalmát egybevetettük Brugger eredményével:

	$\text{CaMgCO}_3\%$
Dolomit (Brugger)	99,1
Dolomit nyers, fehér 15. mintahely	97,0
Dolomit nyers, fehér 12. mintahely	98,8
Dolomit sárgásfehér 12. mintahely	94,1

Az 5%-os szóródás jól mutatja, hogy a talaj kialakulásában az alapkőzet eltérő összetételét is figyelembe kell venni. Különösen érvényes ez a dolomiton kialakuló talajok esetében, ahol a finomföld (2 mm-nél kisebb átmérő) 50–60%-át is kiteheti az apró dolomittörmelék.

A védett területen jelentős kiterjedésű a dolomitra települt pleisztocén lösz. A teraszokon, nyergeken, völgyekben, a sík és enyhe lejtésű területeken megma-

radt, és a belőle kialakult talajokon a dolomiton kialakult talajokétól eltérő növénytársulásokat találunk. A lösz kémiai összetétele a dolomitonál még változatosabb. Vendl és mtsai (1934) szerint Budapest környékének löszközetei ingadozó összetételűek:

SiO ₂	37,80–60,80	Na ₂	0,81–1,55
TiO ₂	0,51–0,80	K ₂ O	1,03–1,81
AlO ₃	7,43–12,52	H ₂ O ⁺	1,72–4,81
Fe ₂ O ₃	2,53–4,29	H ₂ O ⁻	0,58–2,24
FeO	0,14–0,55	P ₂ O ₅	0,08–0,28
MnO	0,06–0,20	CO ₂	6,39–18,89
MgO	2,8–5,84	SO ₃	0,01–0,31
CaO	7,41–21,22	Cl	0,02–0,09

A lösz átrendezett formában, gyakran dolomittörmelékekkel keverve az árkok alján, völgyekben, másodlagos alapkőzetként kisebb-nagyobb foltokban is megtaláljuk. Az újpleisztocénban a porhullás az egész területen uralkodott, de a meredek lejtőkről, gerincekről, a szálban álló sziklákról az erózió a port lehordta, és így a löszképződés sem indulhatott meg. A pleisztocént követően a porhullás a holocénban is folytatódott, de sokkal kisebb mértékben. Bizonyos porhullással ma is számolni kell. Ez kisebb-nagyobb mértékben hatott és ma is hat a talajok kialakulására, a dolomiton levő rendzinákra is.

Kis területen a dolomit közé ékelődik az alsó oligocén *hárshegyi homokkő*, az előzőktől merőben eltérő növénytársulásával. A változó méretű homokszemcséket, kavicsokat kovaanyag ragasztja össze. Málladáka kolloidokban és bázisokban szegény. A belőle kialakuló talajok savanyúak, ennek megfelelően más a rajtuk kifejlődő növénytársulás is.

A Nagy- és Kis-Szénás északi lábánál ópleisztocén korú homok borítja a pillisszentiváni völgyet. A kolloidokban és bázisokban szegény homokon savanyú erdőtalajok alakultak ki. A jelenkori vízhortta homokok is kolloidokban szegények, de CaCO₃ tartalmúak, ezért a rajtuk kialakult talajok semlegesek, vagy csak gyengén savanyúak.

Jelentéktelen területűek a jelenkori patakhortta üledékek és az árkok, völgyek lejtőhordalékai. Földtani, fizikai, kémiai összetételük változatos és kevert. Többszörösen átrendeződtek, gyakran a talajkialakulás kezdetei is alig ismerhetők fel.

A domborzati és földtani felépítésben, úgyszintén a termőhelyek és növénytársulások állapotában jelentős antropogén hatások ismerhetők fel. A meredek lejtésű dolomitoldalak erózióra hajlamosak. Ezt fokozta és kiterjesztette az erdőirtás és a legeltetés. A Nagy-Szénás erdőtlen dolomitkúpjai gerincei, lejtői nagy-

részt fátlanok mert a terület közbirtokossági legelő volt, ahol a gyep érdekében visszaszorították, irtották a fás növényzetet. Az 1940-es évek végén a közbirtokosságok megszűntek. Az 1950-es évek elején megindult az országos méretű erdősisítés. Ennek keretében kiemelt tervfeladattá tette az állami vezetés a kopárfásítást. A termelés növelése érdekében nem volt szabad parlagon hagyni a földet, és ilyen parlagnak számítottak a „kopárok” is.

Emberi hatásra alakultak ki a lösszel borított területek vízmosásai, mély árakai. A növénytakaró megbontása, a fát szállító szekerek keréknyomása a lösz állékonyságát adó mészhártyákat, mészcsoveket megbontotta és összetörte, így a víz árkos eróziója érvényesült.

A terület erdőinek degradált állapota a közbirtokossági fahasználat eredménye. Elsődleges volt a tűzifa termelés és a sarjadztatás. A természetes erdőtársulások a legeltetés, a fahasználat és a sarjadztatás következtében rontott erdőkké, származék- és kultúrerdő-társulásokká alakultak, amelyek sem a természetvédelem, sem az okszerű erdőgazdálkodás igényeit nem elégítik ki.

A természetvédelmi terület klímája

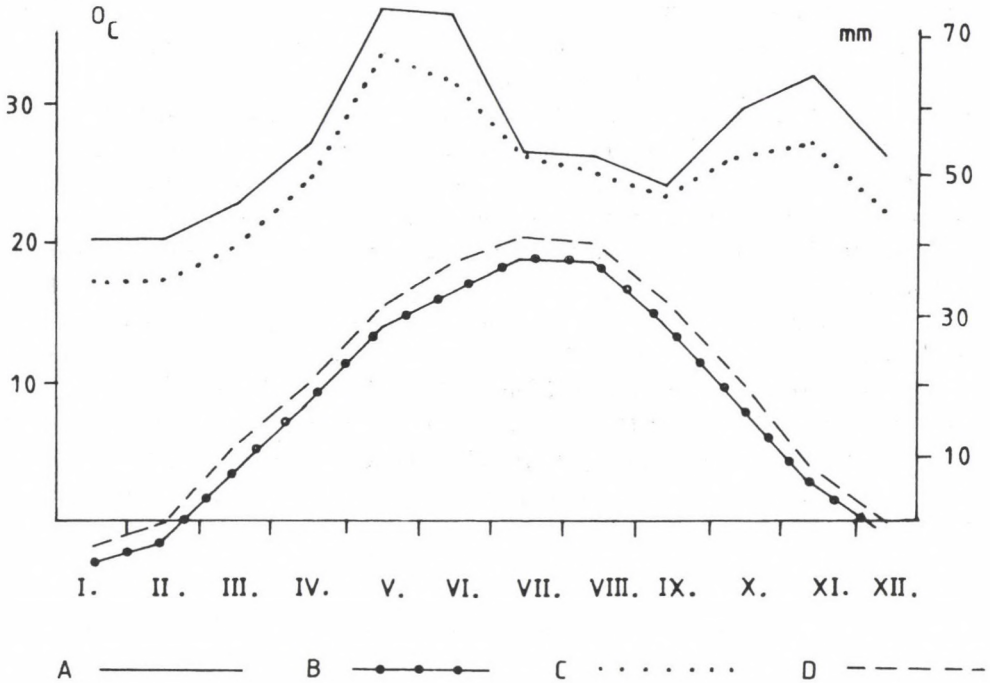
A táj domborzata és földtani felépítése döntően meghatározza a mezoklimatikus adottságokat, de csak a makroklímán belül. A területen nincsen meteorológiai megfigyelő állomás ezért a legközelebbi és a vizsgált területre jellemző állomások adataival értékeljük a klímaviszonyokat.

A Budapesti Csillagvizsgáló 473 m magasan fekszik, így klímája hasonló a Kis- és Nagy-Szénáséhoz. A piliscsabai csapadékmérő pedig 202 m magasan van a védett területhez csatlakozó medencékhez hasonló fekvésben. A Walter-diagram az 1901–50 évi átlagokat mutatja (1. ábra) (Magyarország Éghajlati Atlasza 1967).

Pécsi (1959) szerint a védett terület a budai táj „egyik legcsapadékosabb része”. Az évi 666 mm (Budapesti Csillagvizsgáló) a 8,5 °C átlaghőmérséklet és az ezekhez kapcsolódó viszonylag magas relatív páratartalom a gyertyános-tölgyes igényét elégíti ki. Ki kell emelni a csapadékgörbe határozott kettős csúcsát, ami a mediterrán jellegre utal. Ugyanez a hatás a piliscsabai csapadék eloszlásában is jelentkezik.

A zonális gyertyános-kocsánytalan tölgyes szervesanyag-képzési összefüggésében is megvizsgáltuk a csapadékeloszlást. Az évi átlagban 27–28% intercepciót figyelmen kívül hagyva, évi átlagban novembertől áprilisig 301 mm csapadék tárolódhat a termőhely talajában. Ehhez járul a fő szervesanyag-képzés időszakában (májustól júliusig) 203 mm. Az augusztustól októberig lehulló 162 mm csapadékból a hazai lombfák már csak a fenntartásukra fordítanak ma még isme-

1. ábra. A természetvédelmi területre jellemző Walter diagrammok. A budapesti Csillagvizsgáló évi átlag csapadék- (A) (évi átlag 8,5 °C) és hőmérsékletgörbéje (B) (évi átlag 666 mm), Piliscsaba csapadékgörbéje (C) (évi átlag 598 mm), valamint Budaörs hőmérsékletgörbéje (D) (évi átlag 9,9 °C).



retlen mennyiséget. Ebben az időszakban a szervesanyag-képzés a zonális gyer-tyános-tölgyesben már jelentéktelen.

A hegylábi medencék (Nagykovácsi), széles völgyek (solymári, pilisszenti-váni völgy), síkságok már csak 200–250 m magasan fekszenek a tenger szintje felett. Az évi átlagos csapadék csak 598 mm (Piliscsaba, 202 m tszfm), és az évi átlagos hőmérséklet 9,9 °C (Budaörs, 200 m tszfm) Magyarország Éghajlati Atlasza (1967) 1901–1950 évi átlagadatai szerint. A kevesebb csapadékkal és nagyobb hőmérséklettel együtt járó alacsonyabb relatív páratartalom ezeken a sík területeken már csak a cseres-tölgyes klímaigényét elégíti ki. A szervesanyag-képzés összefüggésében vizsgálva a lehulló csapadékot, az intercepciót (évi átlagban 26–27%, Járó 1980) figyelmen kívül hagyva, 261 mm tárolódhat a termőhely talajában. Ehhez járul a fő szervesanyag-képzési időszakban (májustól júliusig) 186 mm. A fenntartási időszak (augusztustól októberig) 151 mm csapadéka a szervesanyag gyarapításában már alig játszik szerepet.

A hazai lombfákétól eltér a területen telepített feketefenyvesek szervesanyag-képzése és vízfelhasználása. Kevesebb a talajra jutó csapadék, mert a feketefenyő intercepciója évi átlagban 36–39%, és meg kell jegyezni, hogy az októbertől áprilissig terjedő időszakban eléri a 39–42%-ot. Ezzel szemben a fekete-

fenyves viszonylag kevesebb vizet használ fel szervesanyag-képzésre, és az őszi-kora téli időszak csapadékát is hasznosítani képes.

A természetvédelmi terület változatos domborzata miatt a makroklimán belül nagyon változatos a mezoklíma. Meghatározója az égtáj szerinti fekvés (kiettség), és a kapcsolódó lejtés, mert a besugárzás mennyisége döntően ezektől függ. Általában az északi lejtők feleannyi besugárzást kapnak, mint a déliek, ezért hűvösebbek és párásabbak, kedvezőbbek az erdő számára. A kiettség és lejtőszög együttes befolyását a besugárzásra jól jellemzi, hogy a területen a június 22-i nyári napforduló idején a déli 24°-os lejtőt merőlegesen éri a napsugárak, az északi 24°-os lejtőn pedig a napsugár beesési szöge csak 42°. Ezt úgy érzékeltethetjük, hogy a déli oldal Dél-Egyiptom, az északi a Lappföld besugárzásának megfelelő.

A termőhelyek mezoklimájában különösen a nyílt sziklagyepeknél kell figyelembe venni a sugár visszaverődést (albedo). A dolomitszikla és -törmelék a sugárak 40–70%-át visszaveri, a fűfelszín 18–22%-át, a fenyves 15–20%-át, a lomberdő csak 10–15%-át (Péczy 1981). Ennek megfelelően melegszenek fel, illetve hűlnek le a felső talajrétegek. Ezzel ellentétesen érvényesül a hővezetőképesség, a kőzeté 4,61, a rendzina humuszé 1,68, a növényzettel borítotté 0,02–0,06.

A termőhelyek jellemzése növénytársulások szerint

A növénytársulások botanikai, cönológiai viszonyaival itt most nem foglalkozunk, de minden vizsgált társulás termőhelyi adottságait, állapotát értékeljük, figyelembe véve a változó környezeti hatásokat. A növénytársulásokra döntő hatással volt a legeltetés és a tüzfatermelési célú közbirtokossági erdőgazdálkodás. A laboratóriumi vizsgálatokkal a jellemző folyamatokat, a természetben mindig jelen levő változatosságot igyekszünk meghatározni és az összefüggésekre rámutatni.

A vizsgált növénytársulások és talajmintaszámok:

- Nyílt dolomitsziklagyp (*Seseli leucospermo-Festucetum pallentis*) 3, 12, 15, 16, 24, 30
- Zárt dolomitsziklagyp (*Festuco pallenti-Brometum erecti-pannonici*) 11, 25, 48–49, 56–57
- Sziklafüves lejtősztyepp (*Chrysopogono-Caricetum humilis*) 1, 29
- Cserszömörccs karsztbokorerdő (*Cotino-Quercetum pubescentis*) 4, 31
- Elegyes karszterdő (*Fago-Ornetum*) 5–6, 13–14, 19–20, 21–23, 26–27, 50–52
- Mészkedvelő tölgyes (*Orno-Quercetum pubescenti-cerris*) 32–33

- Szurdokerdő (*Phyllitidi-Aceretum*) 44–47
- Gyertyános-kocsánytalan tölgyes (*Quercu petraeae-Carpinetum*) 34–36, 42–43, 53–55
- Mészkerülő gyertyános-kocsánytalan tölgyes (*Luzulo-Quercu petraeae-Carpinetum*) 40–41
- Telepített feketefenyves 7–10, 28, 37–39, 58–60
- Telepített erdeifenyves 17–18

Nyílt dolomitsziklagyep. A meredek déli dolomitlejők növénytársulása. Az állandó erózió miatt a sziklás vázталajon összefüggő, számottevő termőképességű talaj nem tud kialakulni. A dolomittörmelék között kisebb-nagyobb gypfoltok képesek csak megélni. A növényzet egy része a változó, nagymértékű talajkiszáradást latens állapotban vészeli át. Másik része a törmelék közötti repedések talajnedvességét hasznosítja, így az endemikus reliktum, fokozottan védett pilisz-szentiváni len, szirti ternye, stb.

A meredek 20–40°-os déli lejtőn rendkívül nagy a besugárzás. A sekély termőréteg napok alatt a holtvízig kiszárad. A vékony és nyers dolomittörmelékekkel kevert talajréteg nagyon csekély mennyiségű vizet képes tárolni, és a csapadékos időszakok közötti vízhiányt csak szárazságtűrő növényzet képes átvészelni. 1986. május 15-én és június 15-én vizsgáltuk a nyílt dolomitsziklagyep talajának víztartalmát. A május 15-i vizsgálatot mintegy 3 hetes, mindössze 3+1 mm-es csapadékú időszak előzte meg. A talaj 1,3–1,8 hy%-nyi nedvességet tartalmazott, ami messze a holtvíz alatt maradt. A június 15-i vizsgálatot egy ötnapos csapadékos (27 mm) időszak utáni egyhetes száraz periódus előzte meg. A nagy meleg miatt az 5 nap alatt ismét holtvízig kiszáradt a sekély talaj (1,5–1,8 hy%). A dolomittörmelékkel borított talajfelszín a besugárzás nagy részét visszaveri, majd a nagy hővezetés miatt az éjszakai lehűlés a felszín alatti törmelékek felületén páralecsapódást okoz. Ezt a törmelék közé lehatoló gyökerek hasznosítani tudják. A nyílt dolomitsziklagyep mezoklí mája a domborzati (besugárzás)- és talaj (sekély termőréteg)-adottságok miatt meleg, páraszegény, a zonális gyertyános-tölgyes klímánál sokkal szárazabb.

A nyílt dolomitsziklagyep vázталaja elsősorban a nagymértékű kiszáradások miatt lassan bomló, bázisokkal telített rendzina jellegű humusz. A vizsgált termőréteg 15–20 cm vastag és még finomföldben is 20–60% az apró dolomittörmelék, amelynek CaMgCO_3 tartalma 85–95%.

Az igen sekély törmelékes termőréteg tápanyagtartalma elegendő a kis szervesanyag-képzéshez. A talajképződésben a porhullás nagyon kis mértékben, de folyamatosan szerepet játszik. Ezt mutatja a felvehető P_2O_5 - és K_2O tartalma, ami a dolomit málladékból ilyen mennyiségben nem származhat. A talajok részletes laboratóriumi vizsgálatát az 1. táblázatban közöljük.

1. táblázat. Nyílt dolomitsziklagyep talajának laboratóriumi vizsgálata.

minta- szám	talaj mély- ség cm	törme- lék %	pH		y ₁	y ₂	CaCO ₃ %	hy %	humusz %	össz N %	felvehető mg/100 g	
			H ₂ O	KCl							P ₂ O ₅	K ₂ O
12	0–20	60	8,0	7,6	–	–	85,5	0,80	4,40	0,26	4,2	4,8
24	0–20	52	7,8	7,4	–	–	84,8	0,62	2,43	0,17	3,4	7,2
3	0–20	53	7,9	7,3	2,1	–	43,6	2,26	7,69	0,42	10,8	11,0
30	0–10	48	7,8	7,3	–	–	22,1	3,69	10,40	0,43	6,4	15,6
16	0–10	11	7,7	7,4	–	–	95,1	1,07	4,16	0,20	5,0	3,6
15	0–20	21	7,9	7,5	–	–	86,6	0,79	2,78	0,18	4,4	4,4

A jellegzetes nyílt dolomitsziklagyep talaját a 3, 12, 15 és 30 számú minta képviseli. A 16 és 24 minta növénytársulása feltehetően a legeltetés okozta erózió után másodlagosan alakult ki.

Zárt dolomitsziklagyep. A meredek északias kitettséű dolomit lejtők zárt növénytársulása. A gyeptakaró megakadályozza az eróziót. A dolomittörmeléken 15–25 cm-es összefüggő humusztakaró alakult ki. Ez kedvező kitettségben a nagyobb szervesanyag-képzéshez szükséges víz tárolására is alkalmas. A termőréteg kiszáradásával itt is számolni kell.

A meredek 25–45°-os északi-északkeleti, északnyugati lejtők kisebb besugárzása kedvezőbb páratartalmat jelent. A kevésbé szélsőséges felmelegedés, a zárt gyeptakaró a talaj kiszáradását is csökkenti. Az 1986. május 15-i talajnedvesség mérések holtvíz feletti víztartalmat mutattak (3,6–3,8 hy%), tehát a növényzet számára még volt elegendő víz a talajban. Az 1986. június 15-i talajnedvesség mérések már nem mutatták ezt a kedvező állapotot. A talajnedvesség a holtvíz alá csökkent, és ezt a gyeptakaró sárgulása is mutatta. Ezen a zárt gyeptakaróval borított összefüggő, de vékony humuszos termőrétegű talajon, sugárzásvisszaverődés és hővezetés hatása alig érvényesül. A zárt dolomitsziklagyep mezoklimája a talaj adottsága miatt (sekély termőréteg) a zonális gyertyános-tölgyes klímánál szárazabb, de a nyílt dolomitsziklagyep mezoklimájánál kedvezőbb.

A zárt dolomitsziklagyep sziklás váztalaja sekély, 20–25 cm termőrétegű, kiszáradásra hajlamos. A szervesanyag viszonylag lassan bomló, bázisokkal telített, 8–15%-nyi rendzina humusz. A termőréteg finomföldjének 50–60%-a lehet apró dolomittörmelék. A CaMgCO₃ tartalma 40–60%.

A sekély, törmelékes termőréteg tápanyagtartalma a vízgazdálkodással arányos szervesanyag-képzéséhez elegendő. A talajképződéshez a porhullás már jelentősebb mértékben hozzájárul, nincs állandó erózió. Ezt igazolja a felvehető P₂O₅ és K₂O mennyisége, ami nem származhat a dolomit mállási maradékból. A talajok részletes laboratóriumi vizsgálatát a 2. táblázatban közöljük.

2. táblázat. Zárt dolomitsziklagyep talajának laboratóriumi vizsgálata.

minta- szám	talaj- mély- ség cm	törme- lék (%)	pH		y ₁	y ₂	CaCO ₃ %	hy %	hu- musz %	össz N %	felvehető mg/100 g	
			H ₂ O	KCl							P ₂ O ₅	K ₂ O
48	0–10	52	6,8	6,8	2,9	–	–	3,08	8,53	0,50	4,88	14,00
49	10–25	60	7,0	6,9	–	–	37,3	2,48	8,94	0,43	5,20	10,80
56	0–15	53	7,3	7,0	–	–	34,7	3,30	14,14	0,77	6,40	12,40
57	15–25	64	7,1	7,1	–	–	41,9	8,17	11,64	0,62	5,52	16,80
11	0–20	63	7,5	7,1	–	–	58,4	4,09	15,40	0,73	7,4	6,60
25	0–15	60	7,4	7,1	–	–	54,6	3,97	13,90	0,58	6,6	18,60

A zárt dolomitsziklagyep termőhelyét nem lehet egyértelműen meghatározni. Az északi meredek lejtők felső harmada lehet e társulás legvalószínűbb természetes előfordulása. Ilyen a 11, 25, 56, 57 mintával jellemzett terület. A zárt dolomitsziklagyepet a legelőterület növelése érdekében a karsztbokorerdő rovására kiterjesztették. Ilyen egykori karsztbokorerdő a 48, 49 sz. mintaterület, amelyre a feketefenyő-telepítés eltávolítása után a virágos kőris és a molyhos tölgy cserjéi húzódtak be.

Sziklafüves lejtősztyepp. Az enyhe lejtésű déli-délnyugati lejtők, lapos gerincek zárt növénytársulása. A domborzati viszonyok és az összefüggő gyeptakaró miatt erózió nincs. A málló dolomiton 20–30 cm-es, törmeléssel kevert humusréteg alakult ki. A termőréteg sekélysege miatt a talaj változó mértékű kiszáradásával számolni kell.

Az enyhe lejtők, a lapos gerincek besugárzása jelentős, a felmelegedés erős. A légnedvesség alacsony, különösen a széljárta gerinceken. Az 1986. május 15-i talajnedvesség mérések szerint a sekély termőréteg a lapos gerincen holtvízig kiszáradt (2,3 hy%), de nem olyan mértékben, mint a nyílt sziklagyep talaja. A július 15-i kiszáradás már teljesebb volt, a gyeppel is megsárgult és száraz volt. A zárt növénytakaró a besugárzást és visszaverődést egyaránt csökkentti. A gyertyános-tölgyes makroklimán belül a társulás mezoklimája száraz, elsősorban a termőréteg váltakozó kiszáradása miatt. Sziklás vázta talaja már átmenet a rendzinába, különösen ott, ahol erózió nem vékonyította a humusréteget. A szervesanyag a bázissal telített rendzina humusz. A bázisellátottság ellenére a zavartalan humusréteg karbonátmentes, kevés, lassan málló, apró dolomittörmeléket tartalmaz és hidrolitos aciditása jelentéktelen.

A nagy, 10% feletti humusztartalmú talaj a gyeptakaró viszonylag kis szervesanyag-képzéséhez bőséges tápanyagot tartalmaz. A talajképződésben a hullópor ugyanúgy jelentős, mint a zárt sziklagyepben. A talajok részletes laboratóriumi vizsgálatát a 3. táblázatban közöljük.

3. táblázat. Dolomit lejtősztyepp-rét talajának laboratóriumi vizsgálata.

minta- szám	talaj mélység cm	törme- lék %	pH		y1	y2	CaCO ₃ %	hy %	hu- musz %	össz N %	felvehető mg/100 g	
			H ₂ O	KCl							P ₂ O ₅	K ₂ O
1	0–25	63	7,1	6,6	5,2	–	–	6,22	13,93	0,62	14,0	34,0
29	0–10	51	7,4	6,9	3,1	–	7,6	6,15	15,60	0,68	6,4	25,6

A sziklafüves lejtősztyepp termőhelyét a zárt dolomitsziklagyepékéhez hasonlóan nem lehet egyértelműen meghatározni. Feltehetően a szélsúrolta lapos gerincek, enyhe déli lejtők karsztbokorerdeinek tisztásain eredeti ez a társulás. A természetvédelmi területen hasonló termőhelyen – a Dunántúli-középhegység dolomitjain is – ahol az antropogén hatások kevésbé érvényesültek, a kisebb-nagyobb tisztásokkal váltakozó karsztbokorerdő a jellemző növénytársulás. Az 1 mintával jellemzett terület érintkezik a 4 mintával jellemzett karsztbokorerdővel és ugyanazon a gerincen mintegy 50–100 m-re vizsgáltuk a 9 és 10-es mintákkal jellemzett telepített feketefenyvest.

Karsztbokorerdő. A déli és nyugati oldalak, sőt az északi oldalak felső részén, gerinceken, a sekély rendzinák melegkedvelő erdőtársulása. Sohasem teljesen zárt erdő. Kisebb-nagyobb tisztásokkal, sziklakibúvásokkal tarkított. A fák koronája is laza záródású. A Nagy-Szénáson a legeltetés megszűnése óta terjeszkedik, visszafoglalja az eredeti termőhelyét, kivéve azokat a területeket, amelyeken az erózió a termőtalajt erősen lepusztította. A karsztbokorerdő névadó karakterfaja a cserszömörce a védett területen hiányzik, viszont a virágos kőris nagy vitalitással terjed.

A különböző meredekségű lejtők besugárzása nagy, de a fák koronája ennek jelentős részét visszafogja. A laza koronák alatt a felmelegedés kisebb, a légnedvesség nagyobb, mint a sziklagyepékben. Az 1986. május 15-i talajnedvesség mérésekkor a talaj felvehető víztartalma elegendő volt, de a júliusi időszakban a humuszos réteg holtvízig (1,5 hy%) kiszáradt, és a bokorerdő fájának gyökerei a mélyebben levő kőzettörmelék közötti vizet hasznosították létfenntartásukhoz. Jellemző, hogy a cserjék és a lágyszárúak levelei összepöndörödvé szenvedtek a vízhiánytól ebben az időszakban. A laza lombsátorú karsztbokorerdő mikroklímája a sziklagyepéknél kiegyenlítettebb, de a zonális gyertyános-tölgyes klímánál melegebb, szárazabb.

A karsztbokorerdő talaja sekély, törmelékes rendzina. A zavartalan humuszos szint már karbonátmentes, a szervesanyag bázisokkal telített rendzina humusz. Kialakulásában már a fásszárúak avarja is jelentős szerepet játszik.

A humuszos felső termőréteg bár sekély, a növénytársulás tápanyagigényét bőven kielégíti. A szokatlanul nagy P₂O₅ és K₂O itt is utal a porhullásra. A talajok részletes laboratóriumi vizsgálatát a 4. táblázatban közöljük.

4. táblázat. Karsztbokorerdő talajának laboratóriumi vizsgálata.

minta- szám	talaj mély- ség cm	tör- melék %	pH		y1	y2	CaCO ₃ %	hy %	hu- muzs %	össz N %	felvehető mg/100 g	
			H ₂ O	KCl							P ₂ O ₅	K ₂ O
4	0–15		7,4	6,9	4,0	–	–	5,63	16,02	0,69	15,4	25,2
31	0–10	33	7,7	7,3	–	–	26,3	5,42	16,0	0,69	7,0	16,4

A karsztbokorerdő a meleg, száraz dolomiteltők, gerincek sekély rendzináinak növénytársulása. A legeltetés miatt az eredeti termőhelyéről visszaszorult. A faállományt visszarágott, kéregsebzett, degradált sarjcsokrok alkotják. A 4 mintát egy viszonylag zavartalan bokorerdőben, a 31-eset pedig degradált faállományúban gyűjtöttük.

Elegyes karszterdő. A domborzatból adódó kedvező mezoklímának kis elterjedésű de figyelemre méltó erdőtársulása. A gerincek közötti északi-északkeleti kitétségtől mély vágók, kis és mély völgyek meredek északi oldalainak bő légnedvességét kihasználva a bükk az uralkodó fafaj. A termőréteg sekélyisége miatt nem nő magasra, koronája nem vagy alig emelkedik a gerincekig. Jellemző elegyfa a virágos kőris, gyakoriak a kocsánytalan tölgy és a berkenyék.

A zonális gyertyános-tölgyes klímán belül a domborzati adottságok miatt kevés a besugárzás, kisebb a felmelegedés, nagyobb a légnedvesség. Ehhez járul a faállomány árnyékoló hatása. Az 1986. május 15-i talajnedvesség mérés idején a talajban bőven volt víz, és a július 15-i száraz periódus után is volt felvehető nedvesség (2,4 hy%) a humuszos rétegben. Ezen kívül a fák gyökerei a mélyebb rétegek repedéseiben és a törmelék közötti nedvességet is hasznosítják. Az elegyes karszterdő mezoklimája a domborzati adottságok miatt hűvösebb, párásabb, mint a zonális gyertyános-tölgyesé. Néhány m-re a nyílt dolomitsziklageptől vagy a karsztbokorerdőtől a legigényesebb bükk alkotja az erdőt, igazolva, hogy ez már bükkös mezoklíma.

Az elegyes karszterdő talaja sekély rendzina. Kémiai összetétele alig tér el a karsztbokorerdő talajától. A rendzina humusz bázisokkal telített, mull jellegű. Kialakulásában a fás növények avarja is szerepet játszik, de az alapkőzet hatása a döntő. A törmelék már a felső talajrétegben is 30–50%. A finomföld karbonáttartalma 20% körül van a mélyebb szintekben eléri a 35–40%-t is.

Az elegyes karszterdő rendzina talaja az erdő szervesanyag-képzéséhez elegendő felvehető tápanyagot tartalmaz. Viszonylag többet, mint a sziklagepek talaja, mert itt a termőréteg vastagabb. Az 50–52 mintákkal jellemzett elegyes karszterdő talaja már átmenet a fekete és a barna rendzina között, amit a humusz-tartalom és a mélyebb termőréteg is mutat. A talajok részletes laboratóriumi vizsgálatát az 5. táblázat tartalmazza.

5. táblázat. Elegyes karszterdő talajának laboratóriumi vizsgálata.

minta- szám	talaj mély- ség cm	tör- me- lék %	pH		y1	y2	CaCO ₃ %	hy %	hu- muz %	össz N %	felvehető mg/100 g	
			H ₂ O	KCl							P ₂ O ₅	K ₂ O
13	0–5	40	7,5	7,0	–	–	26,2	6,69	20,4	0,83	8,0	13,8
14	10–20	42	7,8	7,1	–	–	–	6,02	15,8	0,69	6,1	7,2
26	0–5	52	7,4	7,0	–	–	18,9	7,40	20,6	0,76	7,0	13,0
27	10–20	57	7,4	7,1	–	–	43,2	5,52	14,4	0,69	7,0	14,4
50	0–10	30	7,3	6,9	–	–	30,9	2,85	8,53	0,52	7,52	9,6
51	10–35	30	7,5	7,2	–	–	40,2	2,36	6,44	0,43	6,96	8,0
52	35–55	51	7,7	7,3	–	–	38,9	1,64	3,43	0,30	4,88	6,8

Az elegyes karszterdő a domborzati adottságokból adódó kedvező bükkös mezoklimájának köszönheti kialakulását. Biotikus potenciálja a legeltetés degradáló hatását is jelentősen ellensúlyozta. Természetes felújulását a szélsőséges időjárási hatások és az anyaállomány gyökérkonkurenciája gyakorlatilag megakadályozza, sarjról viszont jól fenntartható. A gyökérkonkurencia a termőréteget behálózó gyökerek tömegétől függ. A vizsgálati sorozatban a karsztbokorerdőben a felső 10 cm-es talajréteg súlyának 10–13%-át tette ki a gyökér, az elegyes karszterdőben 6–7%-át, a nyílt dolomitsziklagyepben 4–5%-át.

Az elegyes karszterdőben éppúgy, mint a karsztbokorerdőben a fatermesztés nem gazdaságos, ezzel szemben a védelmi szerep kiemelt jelentőségű. Fenntartása, kezelése talaj-, táj-, és természetvédelmi szempontból országosan fontos feladat.

Mészkedvelő tölgyes. Zólyomi (1957) mészkedvelő karszttölgyesként írta le, és ez az elnevezés a vizsgálati területre nagyon jellemző. A széles platókon, lejtőlábakon, teraszokon található, ahol a dolomittörmelék keveredik a porhullásból származó eróziós hordalékkal, vagyis nem erózió hanem felhalmozódás az uralkodó. Az agyagkolloidokban gazdagabb talajon a molyhos tölgy mellett a cser is azonos elegyarányú, és a kocsánytalan tölgy a virágos kőrissel jellemző fafaja az erdőtársulásnak.

A zárt lombkoronájú mészkedvelő tölgyes a sekély vályogos termőrétegű, délies enyhe lejtésű területek erdőtársulása. A besugárzás jelentős, de a fák koronái mérséklik, és ezért nem túl meleg. A légnedvesség a zonális gyertyános-tölgyesénél kisebb. Az 1986. május 15-i és a július 15-i talajnedvesség mérések szerint a talajok víztartalma lényegesen nagyobb volt a holtvíznél (július 15-én 3,2–3,5 hy%). A mezoklíma már közelít a zonálishoz, de szárazabb annál, a cseres-, illetve kocsánytalan tölgyes klímába tartozik.

6. táblázat. Mészkedvelő tölgyes talajának laboratóriumi vizsgálata.

minta- szám	talaj mély- ség cm	törme- lék %	pH		y1	y2	CaCO ₃ %	hy %	hu- musz %	össz N %	felvehető mg/100 g	
			H ₂ O	KCl							P ₂ O ₅	K ₂ O
5	0–10		7,0	6,5	5,5	–	–	4,77	9,77	0,41	12,4	38,4
6	10–25		7,1	6,7	5,2	–	–	3,97	8,73	0,37	14,0	47,2
32	0–10	22	7,3	6,9	2,5	–	23,3	6,30	12,88	0,61	12,0	22,8
33	10–25	16	7,3	7,0	–	–	19,1	5,70	11,02	0,58	10,5	14,8

A talaj dolomittörmelékes barna rendzina (32, 33 minták) vagy főleg porhullásból kialakuló csernozjom barna erdőtalaj (5–6 minták). Mindkettő humusza bázisokkal telített, mull humusz. A csernozjom barna erdőtalaj feltalaja már karbonátmentes, némi kilugozódást is mutat. A 40–50 cm-es vályogos termőréteg a nagy vízvezetésű dolomittörmeléken alakult ki. A tápanyagtartalom bőven elegendő a közepes szervesanyag-képzésű, zárt, egy-koronaszintű erdő számára. A talajok részletes vizsgálatát a 6. táblázatban közöljük.

A mészkedvelő tölgyes zárt erdő, az enyhe lejtésű, de déli kitettséggű területeken, a zonális gyertyános-tölgyesnél nagyobb besugárzást kap, ezért annál melegebb, szárazabb. A talaj termőrétege közepes mélységű vályog. Ezen a termőhelyen már ökonómikus az erdőgazdálkodás.

Cseres-kocsánytalan tölgyes. Az alacsonyabb tengerszint feletti magasságban uralkodó erdőtársulás. A kocsánytalan tölgyes illetve cseres klímában talaja a csernozjom barna erdőtalaj, barnaföld és rozsdabarna erdőtalaj. A gyertyános-tölgyes klímájú vizsgálati területünkön tipikus cseres-tölgyes erdőtársulást nem vizsgáltunk. A 34–36 mintaszámú vizsgálat degradált gyertyános-tölgyesben történt, ahol a termőhely is annak megfelelő, de ma a rajta levő erdőtársulás egyvirágú gyöngyperjés aljnövényzetű cseres-tölgyes. A részletes értékelését a gyertyános-kocsánytalan tölgyesnél adjuk.

Gyertyános-kocsánytalan tölgyes. A vizsgálati terület 350–400 m-nél nagyobb tengerszint feletti magasságú sík, vagy enyhe lejtésű (5–10° alatti) részein, nyergein, hátain zonális erdőtársulás a gyertyános-tölgyes. A pleisztocén porhullás ezeken a sík fekvéseken megmaradt, lösszé alakult. Ez a jelenlegi talajok alapközete. Az erdőtársulás különleges védelmet nem igényel. Erdőgazdaságilag a legnagyobb és legértékesebb fahozamú erdő. Általában természetserű fenntartása, felújítása gazdálkodási szempontból is kívánatos, és a természetvédelmi területen feltétlenül kötelező. Az uralkodó fafaja a kocsánytalan tölgy, második koronaszintben a gyertyán. Természetes, szálszerű elegeyfaj a kislevelű hárs, madárcseresznye, cser és a hegyi juhar. A helytelen gazdálkodás miatt elegendően gyertyánosná alakulhat, és gyakran a felsorolt elegeyfajok jutnak túlsúlyra.

7. táblázat. Gyertyános-kocsánytalan tölgyes talajának laboratóriumi vizsgálata.

minta- szám	talaj mély- ség cm	pH		y ₁	y ₂	CaCO ₃ %	hy %	hu- musz %	össz N %	felvehető mg/100 g	
		H ₂ O	KCl							P ₂ O ₅	K ₂ O
42	0–5	5,0	4,0	34,9	10,7	–	1,78	3,50	0,13	7,4	22,0
43	15–25	5,2	4,1	27,0	17,1	–	1,36	1,98	0,08	5,2	7,4
53	0–5	5,1	3,7	38,3	4,4	–	1,88	4,58	0,21	8,9	24,0
54	5–25	5,0	3,7	26,0	4,1	–	1,54	2,32	0,15	4,6	10,9
55	25–45	5,0	3,7	17,3	6,6	–	2,48	–	0,05	2,6	9,2
34	0–5	5,2	4,2	39,7	0,5	–	3,25	7,28	0,21	9,8	18,0
35	5–20	4,5	3,4	37,1	20,8	–	1,67	2,18	0,10	3,4	9,2
36	20–50	5,4	4,2	24,0	6,2	–	2,00	1,49	0,10	1,8	8,6

Az ilyen tengerszint feletti magasságban a hőmérséklet csökken, a csapadék nő, és a légnedvesség még nyáron is jelentős. Ehhez járul a zárt kétszintes faállomány árnyékhatása, ami a mezoklíma kiegyenlítetttségét növeli. Ez megmutatkozik a termőhely vízgazdálkodásában is. Az 1986. évi talajnedvesség vizsgálatok szerint május 15-én a talajban a nedvesség megközelítette a természetes vízkapacitást. Július 15-én, amikor a sziklagyepek, és a karsztbokorerdő talajában holtvízig süllyedt a nedvesség, itt az A₁, A₃ és a B szintekben még bőven volt felvehető víz (4,7–3,9 hy%). A gyertyános-kocsánytalan tölgyes klímája hűvös, párás, az erdő számára kedvező.

A természetvédelmi területen vizsgált állományok talaja löszön kialakult agyagbemosódásos barna erdőtalaj. A termőréteg mély, jó vízgazdálkodású vályog. A talajfejlődés során a karbonátok kimosódtak, kialakult a jellegzetes szintezettség. Az uralkodó folyamat az agyag vándorlás a termőréteg aljáig, a C szintig. A tápanyagtartalom az előző talajokhoz viszonyítva kisebb, de a termőréteg vastagsága az egyes szintek kisebb mennyiségét kiegyenlíti. Igazolja ezt az erdő nagy szervesanyag-termelési terméke. A 34–36 mintával jellemzett agyagbemosódásos barna erdőtalajú termőhelyen a cseres-tölgyes erdőállomány áll, amelyben a gyertyán csak cserjeként található és szinte helyettesíti a virágos kőris. A típusjelző lágyszárúak az egyvirágú gyöngyperje és a ligeti perje. A talajok részletes laboratóriumi vizsgálatát a 7. táblázat tartalmazza.

A gyertyános-kocsánytalan tölgyes a terület nagyobb tengerszint feletti magasságában, a hűvös, párás síkok, vagy enyhe, kissé északi lejtők nagy szervesanyag-termelésű erdőállománya. A nagy biotikus potenciálja ellenére itt is és az egész országban is az uralkodó kocsánytalan tölgyek egészségi állapota rossz. A fák jelentős része beteg, pusztul.

Mészkerülő gyertyános-kocsánytalan tölgyes. A Kis- és Nagy-Szénás dolo-
mitjába kismértékben beékelődik a hárshegyi homokkő. Az északi meredek olda-
lakon ezen a bázisokban szegény alapkőzetten kialakult talajokon vizsgáltuk a
mészkerülő gyertyános-kocsánytalan tölgyest, amelyben az északi kitettséggel
kapcsolt párás klíma hatására már a bükk is megjelenik. A területen elterjedése
kicsi, mégis jól jellemzi a termőhely változásával együtt járó növénytársulás vál-
tozást. A sekély, törmelékes talajú meredek lejtőt főleg mohák, zuzmók borítják.
A fehér perjeszittyós gypszint záródása laza, ezért az avart a meredek lejtőn az
erózió folyamatosan lehordja. Az avarerózió okozta bázisvisszapótlás csökkenése
a talaj savanyodását elősegíti. A sekély termőréteg miatt a kocsánytalan tölgy
alacsony, laza záródású, és a gyertyán, bükk csak nagyobb cserjék formájában
van jelen. Ez az erdőtársulás kifejezetten talajvédelmi rendeltetésű.

A meredek északi oldal hűvös, párás, a kis bersugárzás miatt. A légnedves-
séget fokozza a szűk völgy hatása. Ebben a párás völgyben az 1986. május 15-i
és július 15-i talajnedvesség vizsgálatok szerint még a sekély termőréteg ellenére
sem szárad ki a talaj, és csak júliusban közelítette meg a felső réteg a holtvíz érté-
ket (2,3 hy%). A sekély talajú termőhely azonban kevés hasznosítható vizet ké-
pes tárolni és az erdő növekedése szervesanyag-képzése gyenge. A társulás me-
zoklímája a zonális gyertyános-tölgyesnél párásabb, már közel áll a bükkös klí-
mához.

Talaja átmenet a vázta- és a savanyú barna erdőtalaj között. Az erdőtala-
jok jellemző szinterettsége hiányzik. A kovasavval cementált homokkőtörmelék
között kevés a kolloidokat tartalmazó ásványi málladék, ami a savanyú humusz-
szal együtt alkotja a termőtalajt. A mull-móder jellegű humusz kevés. A felvehe-
tő tápanyag a természetvédelmi területeken vizsgált talajok között itt a legalacso-
nyabb, de a gyenge vízgazdálkodás miatt a kis szervesanyag-termelésű erdő
számára elegendő. A talaj részletes laboratóriumi vizsgálatát a 8. táblázatban kö-
zöljük.

A mészkerülő gyertyános-tölgyes a természetvédelmi terület párás klímájú
hárshegyi homokkővön kialakult talajának érdekes erdőtársulása. Erdőgazdálko-
dási szerepe nincs, de talajvédelmi funkciója kiemelkedő. A kocsánytalan tölgy
egészségi állapota romlik, helyette a bükk és a gyertyán jut uralomra.

8. táblázat. Mészkerülő gyertyános-kocsánytalan tölgyes talajának laboratóriumi vizsgálata.

minta- szám	talaj mély- ség cm	törme- lék %	pH		y1	y2	CaCO ₃ %	hy %	hu- muzs %	össz N %	felvehető mg/100 g	
			H ₂ O	KCl							P ₂ O ₅	K ₂ O
40	0-5	58	4,7	3,8	37,7	16,6	-	1,28	3,22	0,11	4,2	6,8
41	15-25	73	5,1	4,2	28,1	14,8	-	1,08	1,45	0,05	2,8	3,2

Szurdokerdő. A természetvédelmi terület mély, keskeny, meredek oldalú völgyeinek erdőtársulása. A völgy alja kevés besugárzást kap, hűvös, párásabb, mint a zomális gyertyános-tölgyes termőhelye. A kedvező légnedvességű termőhely hidrológiai adottságai is eltérnek az eddig vizsgáltaktól, mert időszakosan a talaj szivárgó vizei is hozzájárulnak a növényzet vízellátásához. A kedvező mezoklimatikus és hidrológiai adottságok a talajtól függően, nagy szervesanyag-termelésű szurdokerdők kialakulását teszik lehetővé. A faállomány elegyes, fő faja a bükk, de gyakran jut túlsúlyra a gyertyán, a magas kőris, hegyi juhar, nagylevelű hárs, és előfordul a mezei- és a korai juhar, hegyi szil, sőt a mézgás éger is. A szűk, meredek oldalú völgyek mezoklimája megfelel a kiegyenlített bükkös klímának. Itt számottevő szárazság még időszakosan sem jelentkezik. 1986. július 15-én, amikor a sziklagyepek és a karsztbokorerdők talaja nagyrészt a holtvízig kiszáradt, a szurdokerdő alatti rendzina jellegű lejtőhordalék erdőtalajban bőven volt felvehető nedvesség (3,6–4,6 hy%). Még inkább a hordalék löszből kialakult agyagbemosódásos barna erdőtalaj szintjeiben (az A₁ szintben 4,4 hy%, az A₃ szintben 4,8 hy%, a B szintben 6,4 hy%).

A szurdokvölgyek talaja a hordaléktól függően rendkívül változatos. A védett területen a Csabai-árokban, mozaikszerűen rendzina jellegű (19–20 mintaszám), lejtőhordalék erdőtalaj (50% körüli dolomittörmelék a termőrétegben) keveredik az agyagbemosódásos barna erdőtalajjal (44–47 mintaszám), amelyben szintén jelentős (30–50%) a dolomittörmelék. Az árok mélyebb részein az erdőtalajok eróziójából származó hordalékon, lejtőhordalék erdőtalajjal is találkozunk (21–23 mintaszám), amelynek a termőtalajokra jellemző színezettség hiányzik, de mélyen humuszos és karbonátmentes. Valamennyi talaj jó vízgazdálkodású és a szervesanyag-képzéshez elegendő felvehető tápanyagot tartalmaz. A talajok részletes laboratóriumi vizsgálatát a 9. táblázatban közöljük.

9. táblázat. Szurdokerdő talajának laboratóriumi vizsgálata.

minta-szám	talaj mélység cm	törmelék %	pH		y ₁	y ₂	CaCO ₃ %	hy %	humusz %	össz N %	felvehető mg/100 g	
			H ₂ O	KCl							P ₂ O ₅	K ₂ O
19	0–20	48	7,4	6,9	3,5	–	22,7	5,67	11,23	0,43	13,0	16,4
20	20–35	47	7,3	6,9	5,6	–	14,7	5,17	10,50	0,50	13,1	14,4
21	0–5	–	5,2	3,7	28,3	6,3	–	1,73	3,71	0,14	9,2	8,2
22	5–25	–	5,3	4,2	22,4	1,5	–	1,65	3,05	0,14	8,5	7,8
23	25–100	–	7,1	6,7	2,4	–	–	1,21	0,73	–	7,4	6,8
44	0–10	33	5,4	4,4	32,5	3,1	–	1,61	4,06	0,19	6,04	13,2
45	10–30	43	4,8	3,8	25,1	7,7	–	1,40	1,67	0,14	3,06	13,2
46	30–55	41	5,1	3,8	17,2	4,1	–	1,93	0,84	0,11	3,30	11,6
47	55–85	48	5,1	3,6	17,1	5,2	–	2,39	0,62	0,12	2,50	8,8

A szurdokerdők nevüknek megfelelően a meredek oldalak, szűk völgyek aljának hűvös, párás mezoklimájában alkotnak erdőtársulást. Az időszakos szivárgó vizek is hozzájárulnak a termőhely nagy biotikus potenciáljához. Ugyanakkor ezen a hűvös, párás, időszakosan túl nedves termőhelyen a „nagymagvúak”, a bükk, és tölgyek makkja könnyen megavasodik, kevés az újulat. A sok és könnyű magot termő gyertyán, juharok, hársak jutnak uralomra. A természetvédelmi terület szurdokerdei nagy fahozamúak, de domborzati adottságuk, kis kiterjedésük miatt elsődlegesen védelmi rendeltetésűek. Általában, de különösen a védett területeken át vezető utakat fokozatosan meg kell szüntetni, a víz erodáló hatásának kiküszöbölése érdekében.

Feketefenyvesek. A legeltetés csökkenése, majd a megszüntetése után, az erodált sekély talajú, vagy az alapkőzetig lepusztult meleg, száraz területeket sikeresen csak feketefenyővel lehetett beerdősíteni. A karsztfásításra már 1866-tól legeredményesebben alkalmazták a feketefenyőt (Nyitrai 1913). A két világháború között már a Budai-hegységben is jelentős területen végeztek kopárfásítást feketefenyővel. Az 1950-es években pedig országosan kötelező tervfeladatuk lett a magyar erdészeknek a kopárok beerdősítése. A Kis- és Nagy-Szénás feketefenyvesítése is, a további eróziót csökkentő kopárfásítások keretében jöttek létre. Az eredményességet növelte a legeltetés megszűnése, és az akkori kis vadlétszám.

A természetvédelmi területen a feketefenyveseket a sziklagyepek és a karsztbokorerdők helyén kialakult kopárokra telepítették. Az összehasonlító vizs-

10. táblázat. Feketefenyves talajának laboratóriumi vizsgálata.

minta- szám	talaj mély- ség cm	törme- lék %	pH		y1	y2	CaCO ₃ %	hy %	hu- muz %	össz N %	felvehető mg/100 g	
			H ₂ O	KCl							P ₂ O ₅	K ₂ O
7	friss avar		5,8	5,2	37,9	–	–	8,07	14,97	0,54	20,0	51,6
8	bomló avar		6,8	6,4	10,6	–	–	5,00	8,32	0,42	15,4	56,0
9	0–5		7,4	6,9	4,1	–	–	4,48	7,48	0,45	12,4	36,0
10	5–15		7,5	6,9	3,5	–	–	4,46	7,28	0,36	12,4	29,6
37	avar		6,2	5,7	23,5	–	–	7,89	18,72	0,53	13,5	38,8
38	0–5		6,9	6,4	6,2	–	–	4,90	7,49	0,33	11,4	29,6
39	5–15		7,2	6,8	3,7	–	–	4,46	6,86	0,33	10,5	22,0
58	0–4		6,7	6,3	bomló fenyő avar				20,17	0,67		
59	4–20	61	7,4	7,0	–	–	23,7	4,71	18,50	1,10	4,88	19,2
60	20–35	71	7,5	7,1	–	–	36,8	2,08	10,09	0,64	4,88	8,8
28	0–5	26	7,5	7,2	–	–	58,8	1,10	9,36	0,33	6,4	12,0

gátakat nyílt dolomitsziklagyep (28 mintaszám), zárt dolomitsziklagyep (7–10 mintaszám), dolomit lejtősztyepp-rét (58–60 mintaszám) és karsztbokorerdő (37–39 mintaszám) helyére telepített feketefenyvesben végeztük. Valamennyi vizsgálati helyen a feketefenyves a termőhelynek megfelelő növekedésű és az eredeti növénytársulásnál több szervesanyagot produkál. Természetesen a mezoklímát a növénytárulás nem változtatta meg, de a vízforgalom a fenyves nagy intercepciójának és vastag tűavarjának hatására kiegyenlítettebb lett. Az 1986. július 15-i talajnedvesség mérések szerint a karsztbokorerdő helyére telepített feketefenyves talajában még volt felvehető vízkészlet (2,9–3,3 hy%), viszont a tűavar takaró ugyanúgy holtvízig kiszáradt (1,5 hy%), mint a karsztbokorerdő talajának humuszos rétege (31 mintaszám). A zárt feketefenyves nagy árnyékhatásával, gyökérkonkurenciájával és nyers, összfüggő avartakarójával visszaszorítja az eredeti növényzetet, de a talajt nem változtatja meg. Példa erre a 28 mintaszámú vizsgálati hely, ahol a feketefenyves levágása utáni második-harmadik évben a tűavar nagyrészt elbomlott és a nyílt dolomitsziklagyep növényei is megjelentek. A feketefenyves friss avarja gyengén savanyú, de a bomlás során semleges kémhatású lesz és beilleszkedik a rendzinák víz- és tápanyagforgalmába. A feketefenyvesek részletes laboratóriumi vizsgálatát a 10. táblázatban közöljük.

A feketefenyvesek biotikus potenciálja nagyobb a sziklagyepékénél, és feltehetően közel azonos a karsztbokorerdőéhez, viszont kisebb, mint a többi erdő-társulásé. Ezért azokba nem képes természetesen betelepülni és a mesterséges elegyítés esetén a lombfák fokozatosan kiszorítják.

A tájékozódó vizsgálatokba bevontuk a kapcsos korpafű lelőhelyét. A széles pilisszentiváni völgyre futó hegyoldal tövében, cseres-tölgyes szélén erdei- és feketefenyő-telepítésben, elgyomosodott állományban, vágásnövényzet között található a kapcsos korpafű telepe. Megjelenését és fennmaradását ökológiai vagy cönológiai okokkal nem lehet indokolni. A cseres illetve kocsánytalan tölgyes klímában homokon kialakult rozsdabarna erdőtalaj gyengén savanyú. A szintje ugyan megfelel igényének, de a termőhely összhatása nem fedi a *Betulo-Pinetalia* (Soó 1951) ökológiai feltételeit. Az erdőfenyő-telepítés (kapcsos korpafű) talajának laboratóriumi vizsgálatát a 11. táblázatban közöljük.

Feltehető, hogy a korpafű spórái a nyugati határszélről származó fenyő-szaporítóanyaggal kerültek ide, és kedvező ökológiai hatásra telepedett meg. Akár-

11. táblázat. Erdei fenyő telepítés (fiatal) talajának laboratóriumi vizsgálata.

minta- szám	talaj mélység cm	törme- lék %	pH		y ₁	y ₂	CaCO ₃ %	hy %	hu- musz %	össz N %	felvehető mg/100 g	
			H ₂ O	KCl							P ₂ O ₅	K ₂ O
17	0–25		5,8	4,2	13,1	–	–	0,58	1,35	0,10	2,64	5,60
18	25–50		5,9	4,6	7,6	–	–	0,42	0,62	0,09	2,48	4,00

hogy került ide, védelme szükséges. Vigyázni kell, hogy a fenyőállomány ápolása során a kis telep ne károsuljon.

Összehasonlító humuszvizsgálatok

A növénytársulások és a termőhelyek összefüggésében a talaj humusztartalma és minősége az egyik leglényegesebb tényező. A talajba jutó szervesanyag humifikálódik, és tükrözi a talajkialakulás rendszerét, az ökoszisztéma életfolyamatait. A természetvédelmi területen a növénytársulások talajának vizsgálatával együtt a humusz minősítését értékelését is elvégeztük. Kiemelten vizsgáltuk a feketefenyves hatását a talaj humuszára. A humuszanyagok minősége szoros összefüggésben van a talaj genetikájával, termékenységével, ezért sok módszert alkalmaznak értékelésére. Hazánkban az ún. tangens alfa érték meghatározása terjedt el, de Hargitay 1955-ben Hock nyomán egy kétoldószeres optikai módszerrel vezetett be a humuszminőség értékelésére. E módszerrel ma már a fontosabb hazai genetikai talajtípusok humuszanyagának stabilitási számát (Q) és stabilitási koefficiensét (K) Hargitay (1964) meghatározta. Vizsgálatai nem terjedtek ki az általunk vizsgált természetvédelmi területre jellemző gyeptársulások talajainak humuszanyagaira.

A vizsgált növénytársulások talajának genetikai típusát, jellemző kémhatását, a humuszanyagok stabilitási koefficiensét (K) stabilitási számát (Q), a C/N ,

12. táblázat. Humuszerékelés.

sor-szám	m. sz.	növény-társulás	genetikai talajtípus	mélység cm	pH H ₂ O	pH KCl	K	Q	C/N	Q/N	K/N
1	12	nyílt dolomit-sziklagyep	sziklás vázталaj	0–20	8,0	7,6	0,766	3,37	9,8	13,0	2,95
2	24	nyílt dolomit-sziklagyep	sziklás vázталaj	0–20	7,8	7,4	0,736	1,79	8,3	10,5	0,43
3	3	nyílt dolomit-sziklagyep	sziklás vázталaj	0–15	7,9	7,3	0,506	3,89	10,6	9,3	1,21
4	30	nyílt dolomit-sziklagyep	sziklás vázталaj	0–10	7,8	7,3	0,297	3,09	14,1	7,2	0,69
5	16	nyílt dolomit-sziklagyep	sziklás vázталaj	0–15	7,7	7,4	0,416	1,73	12,1	8,7	2,08
6	15	nyílt dolomit-sziklagyep	sziklás vázталaj	0–20	7,9	7,5	1,249	3,47	9,0	19,3	6,94
7	11	nyílt dolomit-sziklagyep	sziklás vázталaj	0–20	7,5	7,1	0,323	4,98	12,3	6,8	0,44

12. táblázat. (folytatás)

sor- szám	m. sz.	növény- társulás	genetikai talajtípus	mélység cm	pH H ₂ O	pH KCl	K	Q	C/N	Q/N	K/N
8	25	nyílt dolomit- sziklagyep	sziklás váztalaj	0–15	7,4	7,1	0,222	3,10	13,9	5,3	0,38
9	1	dolomit lej- tősztyepp-rét	rendzina	0–25	7,1	6,6	0,141	1,97	13,1	3,2	0,23
10	29	dolomit lej- tősztyepp-rét	rendzina	0–10	7,4	6,9	0,122	1,90	13,3	2,8	0,18
11	4	karsztbokor- erdő	rendzina	0–15	7,4	6,9	0,184	2,95	13,5	4,3	0,27
12	31	karsztbokor- erdő	rendzina	0–10	7,7	7,3	0,154	2,46	13,5	3,6	0,22
13	48	zárt dolomit- sziklagyep	rendzina	0–10	6,8	6,8	0,204	1,74	9,9	3,5	0,41
14	49	zárt dolomit- sziklagyep	rendzina	10–25	7,0	6,9	0,157	1,40	12,1	3,3	0,37
15	56	zárt dolomit- sziklagyep	rendzina	0–15	7,3	7,0	0,326	4,62	10,7	6,0	0,42
16	57	zárt dolomit- sziklagyep	rendzina	15–25	7,1	7,1	0,248	2,89	10,9	4,7	0,40
17	13	elegyes karszterdő	rendzina	0–5	7,8	7,1	0,158	2,73	13,3	4,0	0,23
18	14	elegyes karszterdő	rendzina	10–20	7,5	7,0	0,125	2,54	14,3	3,1	0,15
19	26	elegyes karszterdő	rendzina	0–5	7,4	7,0	0,223	4,58	15,8	6,0	0,29
20	27	elegyes karszterdő	rendzina	10–20	7,4	7,1	0,260	3,73	12,1	5,4	0,38
21	50	elegyes karszterdő	rendzina	0–10	7,3	6,9	0,237	2,02	9,0	3,9	0,46
22	51	elegyes karszterdő	rendzina	10–35	7,5	7,2	0,281	1,81	8,7	4,2	0,65
23	52	elegyes karszterdő	rendzina	35–55	7,7	7,3	0,828	2,84	6,6	9,5	2,76
24	5	mészkedvelő tölgyes	csernozjom barna erdőtalaj	0–10	7,1	6,7	0,205	1,79	13,7	4,8	0,55
25	6	mészkedvelő tölgyes	csernozjom barna erdőtalaj	10–25	7,0	6,5	0,189	1,85	13,9	4,5	0,46
26	32	mészkedvelő tölgyes	barna rendzina	0–10	7,3	6,9	0,254	3,27	12,3	5,4	0,42

12. táblázat. (folytatás)

sor- szám	m. sz.	növény- társulás	genetikai talajtípus	mélység cm	pH H ₂ O	pH KCl	K	Q	C/N	Q/N	K/N
27	33	mészkedvelő tölgyes	barna rendzina	10–25	7,3	7,0	0,367	4,04	11,1	7,0	0,63
28	34	cseres- tölgyes	agyagbemosó- dásos barna erdőtálat	0–5	5,2	4,2	0,033	0,24	20,1	1,1	0,16
29	35	cseres- tölgyes	agyagbemosó- dásos barna erdőtálat	5–20	4,5	3,4	0,148	0,32	12,7	3,2	1,48
30	36	cseres- tölgyes	agyagbemosó- dásos barna erdőtálat	20–50	5,4	4,2	0,215	0,32	8,7	3,2	2,15
31	19	szurdokerdő	lejtőhordalék erdőtálat (rendzina)	0–20	7,4	6,9	0,140	1,57	15,2	3,6	0,32
32	20	szurdokerdő	lejtőhordalék erdőtálat (rendzina)	20–35	7,3	6,9	0,180	1,90	14,4	3,8	0,36
33	21	szurdokerdő	lejtőhordalék erdőtálat	0–5	5,2	3,7	0,070	0,26	15,4	1,9	0,50
34	22	szurdokerdő	lejtőhordalék erdőtálat	5–25	5,3	4,2	0,079	0,24	12,6	1,7	0,56
35	44	szurdokerdő	agyagbemosó- dásos barna erdőtálat	0–10	5,4	4,4	0,064	0,26	12,4	1,4	0,33
36	45	szurdokerdő	agyagbemosó- dásos barna erdőtálat	10–30	4,8	3,8	nem mér- hető		6,9		
37	46	szurdokerdő	agyagbemosó- dásos barna erdőtálat	30–55	5,1	3,8	1,240	0,42	4,5	3,8	0,45
38	42	gyertyános- kocsánytalan tölgyes	agyagbemosó- dásos barna erdőtálat	0–5	5,0	4,0	0,126	0,44	15,6	3,4	0,96
39	43	gyertyános- kocsánytalan tölgyes	agyagbemosó- dásos barna erdőtálat	15–25	5,2	4,1	0,348	0,69	11,5	3,4	0,41
40	53	gyertyános- kocsánytalan tölgyes	agyagbemosó- dásos barna erdőtálat	0–5	5,1	3,7	0,060	0,28	12,7	1,3	2,86

12. táblázat. (folytatás)

sor-szám	m. sz.	növény-társulás	genetikai talajtípus	mélység cm	pH H ₂ O	pH KCl	K	Q	C/N	Q/N	K/N
41	54	gyertyános-kocsánytalan tölgyes	agyagbemosódásos barna erdőtalaj	5–25	5,0	3,7	0,168	0,39	9,0	2,6	1,12
42	7	kultúr fekete-fenyves (fiatal)	agyagbemosódásos barna erdőtalaj	friss avar	5,8	5,2	0,044	0,66	16,1	1,2	0,08
43	8	kultúr fekete-fenyves (fiatal)	agyagbemosódásos barna erdőtalaj	bomló avar	6,8	6,4	0,172	1,43	11,5	3,4	0,41
44	9	kultúr fekete-fenyves (fiatal)	rendzina	0–5	7,4	6,9	0,246	1,84	9,7	4,1	0,55
45	10	kultúr fekete-fenyves (fiatal)	rendzina	5–15	7,5	6,9	0,236	1,72	11,8	4,8	0,66
46	37	kultúr fekete-fenyves (fiatal)	rendzina	avar	6,2	5,7	0,021	0,39	20,5	0,7	0,04
47	38	kultúr fekete-fenyves (fiatal)	rendzina	0–5	6,9	6,4	0,184	1,38	13,2	3,3	0,56
48	39	kultúr fekete-fenyves (fiatal)	rendzina	5–15	7,2	6,8	0,267	1,83	12,1	5,5	0,85
49	58	kultúr fekete-fenyves (fiatal)	rendzina	bomló avar 0–4	6,7	6,3	0,023	0,46	17,5	0,7	0,03
50	59	kultúr fekete-fenyves (fiatal)	rendzina	4–20	7,4	7,0	0,120	2,23	9,8	2,0	0,11
51	60	kultúr fekete-fenyves (fiatal)	rendzina	20–35	7,5	7,1	0,198	2,00	9,2	3,1	0,31
52	28	feketefenyő vágás	rendzina	0–5	7,5	7,2	0,225	2,10	16,5	6,4	0,68
53	17	EF FF telepítés szélén	rozsdabarna erdőtalaj	0–25	5,8	5,9	0,200	0,27	7,8	2,7	2,00
54	18	EF FF telepítés szélén	rozsdabarna erdőtalaj	25–50	4,2	4,6	0,206	0,13	7,4	1,4	2,29

Q/N , K/N értékét határoztuk meg (12. táblázat). A módszer lényege, hogy az egyik oldószerben, a NaF-ban a jól humifikált szervesanyagok oldódnak, a másikban a NaOH-ban a nyers, illetve gyengén humifikált szervesanyagok oldódása nagyobb. A két oldat extinkciójának aránya ($Q = E_{\text{NaF}}/E_{\text{NaOH}}$), illetve az arány osztva a humusz mennyiséggel (K), adja a humuszanyagok minőségét. A humusz minőségére jellemző lehet a szén/nitrogén (C/N) arány, de a Q/N és a K/N arány is.

A természetvédelmi területen végzett több mint 50 humuszminőség vizsgálat nem elegendő általános összefüggések, törvényszerűségek megállapítására. A humuszanyagok nem változatosabbak, mint a növénytársulások talajai. Az összehasonlító vizsgálatok alapján azonban bizonyos összefüggések felismerhetők.

- A nyílt dolomitsziklagyeppek talajának humuszanyaga jó minőségű a Q értéke a 3-at meghaladja, a C/N arány azonban kedvezőtlen. A stabilitási koefficiens (K) értékek nem jellemzőek, mert a humuszhoz keveredett finom dolomittörmelék aránya nagy eltéréseket okoz. A háromnál kisebb stabilitási számú humuszok arra utalnak, hogy a nyílt dolomitsziklagyep talaj másodlagos, eróziós hatások érvényesültek.
- A zárt dolomitsziklagyeppek, a sziklafüves lejtősztyepp és karsztbokorerdők humuszanyagait szétválasztani ezen vizsgálatok alapján még nem lehet. Általában a stabilitási szám 1,5–3,0 között változik. A C/N arány elég nagy, ami a fekete rendzina talajokra jellemző lassú humuszlebomlásra utal.
- Az elegyes karszterdő humuszminősége a karsztbokorerdő humuszával mutat rokonságot, de annál kedvezőbb stabilitású ($Q = 1,5–3,0$), és egyértelműen jelentkezik a humuszlebomlás visszafogottsága. A C/N arány elérheti a 13–15 értéket is.
- A mészkedvelő tölgyes barna rendzinájának és csernozjom barna erdőtalajának humuszminősége hasonló az elegyes karszterdő rendzinájához, mutatva, hogy a dolomittörmelék keveredése és a környezeti hatások hasonló kialakulást eredményeznek.
- A gyertyános-tölgyes talaja már tipikus 3-szintes erdőtalaj. A humusz stabilitási száma felülről lefelé növekszik, és 0,26–0,69 közt változik. A stabilitási koefficiens kicsi, kivéve a B szint humuszát. A C/N arány változása is mutatja, a humuszosodás, a humuszminőség eltérését. A legfelső A₁ szintben jelentős a lassan bomló szervesanyag (avar), ezért a C/N arány 12 felett van. Az alatta levő szintekben ugyan savanyú humuszanyagok uralkodnak, de a C/N arány már kedvező, általában 10 alatti.

A telepített feketefenyvesek humuszminősége hasonló az eredeti növénytársulás talajainak humuszához. Természetesen a legeltetés, a kopárfásítás hatása az azonosítást bizonytalanná teszi. A fenyőavar – mint a humusz kiindulási anyaga – eltér a sziklagyeppek vagy lomberdők avarjától. A feketefenyő avar stabilitási száma kicsi $Q = 0,021–0,044$ (kivétel a 8. mintaszámú bomló avar, amely a már

humifikálódott avar alsó szintjének tulajdonságait mutatja). A C/N arány is összefügg a fenyőavar lassú bomlásával és a felhalmozódásra való hajlamával. A 16–20 C/N arány nyers szervesanyagra utal, éppúgy, mint a Q/N illetve a Q/NK arány. Rá kell mutatni a termőhely nagy regeneráló képességére. A 28. mintaszámú vizsgálatot egy sziklagyep helyére telepített fenyves vágásterületén végeztük. A vágást követő 3-ik évben a fenyőavar nagyrészt elbomlott, és a humuszminőség az eredeti növénytársuláséhoz hasonló lett, sőt a sziklagyeppek védett növényei is megjelentek, vagy latens állapotukból életre kaptak.

Összehasonlító avarvizsgálatok

A növénytársulások talajának humuszminősége döntő mértékben függ a kiindulási szervesanyag, az avar kémiai összetételétől, amely a növénytársulás anyagforgalmának is fontos tényezője. A természetvédelmi területen 9 növénytársulásból azonos időpontban (1986.XI.19) friss, bomlatlan avarmintát gyűjtöttünk (a mintavételt megelőző 3 héten nem volt 1 mm-t meghaladó csapadék). A 75 °C-on szárított minták N-, P-, K-, Ca- és Mg-tartalmát illetve hamu%-át határoztuk meg. Csak összehasonlító minőségi elemzést végeztünk, mennyiségi vizsgálat nem történt. A friss avar kémiai összetételét a 13. táblázatban közöljük.

A humuszkialakulás sebessége elsősorban a kiinduló szervesanyag N-tartalmától függ. A vizsgált növényfajok közül legnagyobb N-tartalmú a gyertyán, ennek avarja bomlik le leggyorsabban. A következő a virágos kőris, amelynek avarja keveredve a molyhos tölgyével, elősegíti annak bomlását. Az atlanti klímában a bükk kis N-tartalma miatt nyersavar képző. Ezzel szemben hazánkban, így a természetvédelmi területen is, az 1% körüli N-tartalma miatt a bükk avarból mull humusz alakul ki. A feketefenyő avar 0,61%-os N-tartalma is igazolja, hogy avarbomlása lassú. A vizsgálatok szerint a talaj össznitrogén-tartalma és az avar N-tartalma között nincs összefüggés.

A növények szervesanyag-képzésének egyik limitáló tényezője a tápanyagellátottság. A P-tartalomban a vizsgált avarok nem mutattak olyan változatosságot, mint a N esetében. Feltehető, hogy a növénytársulások arányos szervesanyag-képzéséhez a talaj felvehető P-tartalma elegendő.

Az avarok K-tartalma 0,10–0,48% között változik és a felvehető K-tartalommal mutat összefüggést. A mészkedvelő tölgyes molyhos tölgy és virágos kőris avarjának K-tartalma, több mint háromszorosa a karsztbokorerdőnek. Érdekes, hogy a mészkerülő gyertyános-kocsánytalan tölgyes bükk és kocsánytalan tölgy avarja majdnem kétszer annyi K-ot tartalmaz, mint az agyagbemosódásos barna erdőtalajon álló gyertyános-kocsánytalan tölgyesé. Viszont a talaj felvehető K-tartalma fordított képet mutat. Ki kell emelni a feketefenyő friss avarjának viszonylag nagy K-%-át, ami összhangban van a talajt borító különböző bomlási

13. táblázat. Friss avar kémiai összetétele.

minta száma	növénytársulás	növény neve	N (%)	P (%)	K (%)	Ca (%)	Mg (%)	hamu (%)
3	nyílt dolomitsziklagyp	lappangó sás	1,12	0,07	0,10	0,44	0,12	3,20
48	zárt dolomitsziklagyp	lappangó sás	1,02	0,03	0,19	0,54	0,14	3,60
29	dolomit lejtősztyepp-rét	árvalányhaj	0,92	0,03	0,10	1,09	0,32	4,00
4	karsztbokorerdő	molyhos tölgy	0,67	0,07	0,05	1,70	0,42	5,30
4	karsztbokorerdő	virágos kőris	1,01	0,06	0,10	1,83	0,32	5,00
31	karsztbokorerdő	molyhos tölgy	0,46	0,04	0,05	1,73	0,50	5,10
31	karsztbokorerdő	virágos kőris	1,12	0,05	0,10	2,07	0,42	5,60
26	elegyes karszterdő	bükk	1,11	0,05	0,07	2,07	0,54	6,50
26	elegyes karszterdő	virágos kőris	1,26	0,06	0,10	1,58	0,34	5,70
32	mészkedvelő tölgyes	molyhos tölgy	0,56	0,04	0,19	1,19	0,34	5,20
32	mészkedvelő tölgyes	virágos kőris	1,69	0,06	0,37	2,91	0,41	9,70
5	mészkedvelő tölgyes	cser	0,42	0,04	0,19	1,48	0,14	4,40
5	mészkedvelő tölgyes	molyhos tölgy	0,64	0,05	0,17	1,21	0,32	4,70
5	mészkedvelő tölgyes	virágos kőris	1,25	0,07	0,34	1,04	0,43	6,20
42	gyertyános-kocsánytalan tölgyes	kocsánytalan tölgy	0,46	0,04	0,19	1,26	0,21	6,00
42	gyertyános-kocsánytalan tölgyes	gyertyán	2,55	0,06	0,19	1,09	0,18	8,00
19	szurdokerdő – lejtőhordalék erdőtalaj (rendzina)	bükk	0,85	0,07	0,28	1,70	0,36	6,80
19	szurdokerdő – lejtőhordalék erdőtalaj (rendzina)	gyertyán	1,74	0,09	0,28	2,02	0,36	7,80
44	szurdokerdő – agyagbemosódásos barna erdőtalaj	bükk	1,30	0,10	0,43	3,71	0,82	5,70
44	szurdokerdő – agyagbemosódásos barna erdőtalaj	kocsánytalan tölgy	1,17	0,04	0,28	3,56	0,54	
40	mészkerülő gyertyános-kocsánytalan tölgyes	bükk	0,91	0,06	0,48	1,14	0,21	6,20
40	mészkerülő gyertyános-kocsánytalan tölgyes	kocsánytalan tölgy	0,58	0,04	0,48	0,99	0,20	4,70
37	feketefenyves (kultúr)	feketefenyő	0,61	0,06	0,37	2,91	0,47	9,40

fokú avarok más módszerrel meghatározott (Hargitay 1955, 1964) nagy felvehető K-tartalmával.

A növénytársulások bázisforgalmának fő hordozója az avar. Az évente lehulló avar Ca- és Mg-tartalma a bomlás során felszabadul és közvetlenül, mint tápanyag a növényzet rendelkezésére áll, közvetve a talaj bázisforgalmát is egyensúlyban tartja. A bázisok közül a Ca-nak van a legnagyobb szerepe, ebből van legtöbb az avarban. A vizsgált avarok Ca-tartalma 0,44–3,71% között változik. A dolomitsziklagyep lappangó sás avarja a legkisebb (0,44–0,54%) Ca-tartalmú. Az árvalányhaj 1,09%-a is kevesebb, mint a fáké. Kiemelkedő a feketefenyő avar 2,91%-a. A különböző erdőtársulásokban a bükk és a kocsánytalan tölgy avarjának Ca és Mg visszapótlása jellemzően alakul:

		Ca (%)	Mg (%)
Mészkerülő gyertyános-kocsánytalan tölgyes	bükk	1,14	0,21
	KTT	0,99	0,20
Szurdokerdő			
– lejtőhordalék erdőtalaj-rendzina	bükk	1,70	0,36
– agyagbemosódásos barna erdőtalaj	bükk	3,71	0,82
	KTT	3,56	0,54

Hozzá kell tenni, hogy az évente lehulló avarmennyiség a legnagyobb az agyagbemosódásos barna erdőtalajon álló szurdokerdőben, legkisebb a mészkerülő gyertyános-kocsánytalan tölgyesben. Utóbbinál további bázisvesztést jelent a meredek lejtőről az erőteljes avarerózió.

Az avarok hamuszázaléka nagy szóródást mutat, de a növényfajra viszonylag jellemző. A legkisebb hamuszázalékúak a lappangó sás és az árvalányhaj. Meglepő a gyertyán avar 8% körüli hamutartalma. A feketefenyő avar nagy kavasav-, Ca- és Mg-tartalmával függ össze a 9,4%-os kiugró hamutartalma.

A természetvédelmi területen végzett avarvizsgálatok tájékoztató jellegűek, de felhívják a figyelmet bizonyos összefüggésekre.

A feketefenyő

A feketefenyővel történő kopárfásításnak eredményei vitathatatlanok, de ugyanakkor sok az ellenzője. A Nagy-Szénás és Kis-Szénás természetvédelmi terület feketefenyvesei jórészt sziklagyeppek és karsztbokorerdők helyén létesültek. A sikeres fenyőtelepítések a kopárosodást megszüntették, de a védett növénytársulások területét csökkentették, és a meglévő fennmaradását is veszélyeztetik a természetes betelepüléssel.

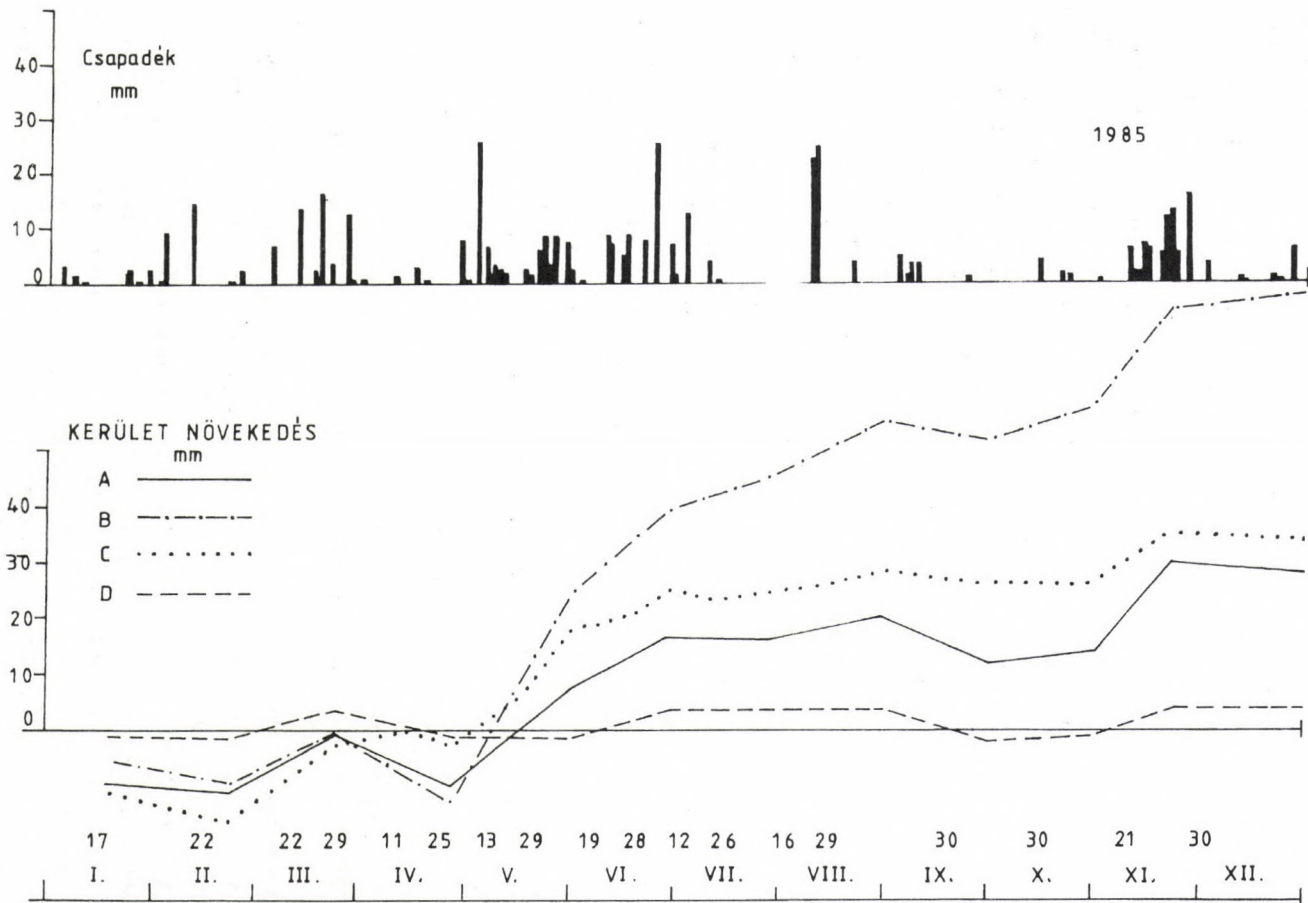
A feketefenyő több mint 100 éve honosított, balkán-mediterrán fafaj. Areája nem összefüggő, és ma már ismert, hogy az őshonos előfordulási helyek szerint több típusa alakult ki. Ezek populáció terjedelmét még nem határozták meg. A 4 area Walter (1954) szerint: 1. A mediterrán medence spanyolországi és franciaországi pereme, ahol a subsp. *salzmanni* Franca alkot erdőket. 2. A Korzikán, Sziciliában és az Appennini-félsziget déli részén kialakult subsp. *laricio* Maire él. 3. A Bécsi-Erdőben, meg a Déli-Kárpátokban található a subsp. *nigra*. 4. Végül a kis-ázsiai, ciprusi, krími, dél-balkáni subsp. *pallasiana* Holmboe. Hazánkban valamennyi megtalálható, sőt további, keresztezésből származó típusok is elválaszthatók. Legnagyobb elterjedésű a subsp. *nigra*, ez uralkodik a természetvédelmi területen is.

Az areák szerint az alfajok tulajdonságai eltérnek. A *salzmanni* hazánkban fagyérzékeny, gyenge növekedésű, szép formája miatt inkább parkfásításra alkalmas. A *laricio* eredeti termőhelyén a karbonátmentes talajokon tenyészik és a legnagyobb fahozamú feketefenyő. Hazánkban telepítették savanyú, semleges és lúgos talajokra is. Utóbbin általában a dolomit- és mészkőkopárokon, növekedése nem kiemelkedő. A savanyú és semleges talajokon kiváló törzsalakú, nagy fahozamú. A subsp. *nigra* őshonos termőhelye a karbonátos kőzetek sekély talaja. A bécsi-erdei őshonos előfordulását az atlanti hatástól védettség, és a magyar sztyepről érkező meleg száraz légáramlás indokolja (Tschermak 1949). Nagyon szárazságtűrő, késői fagyokra nem érzékeny, de a nagy téli hideget megsínyli (Ellenberg 1963). Hazánkban a meszes kopárok fásításában legjobban bevált alfaj, bár mérsékelt növekedésű, és durva, vastagodó, gyantásodó ágörve miatt fája iparilag kevésbé használható. A *pallasiana* a kontinentális klímát jól tűri, de növekedése az alfajok között hazánkban a leglassúbb.

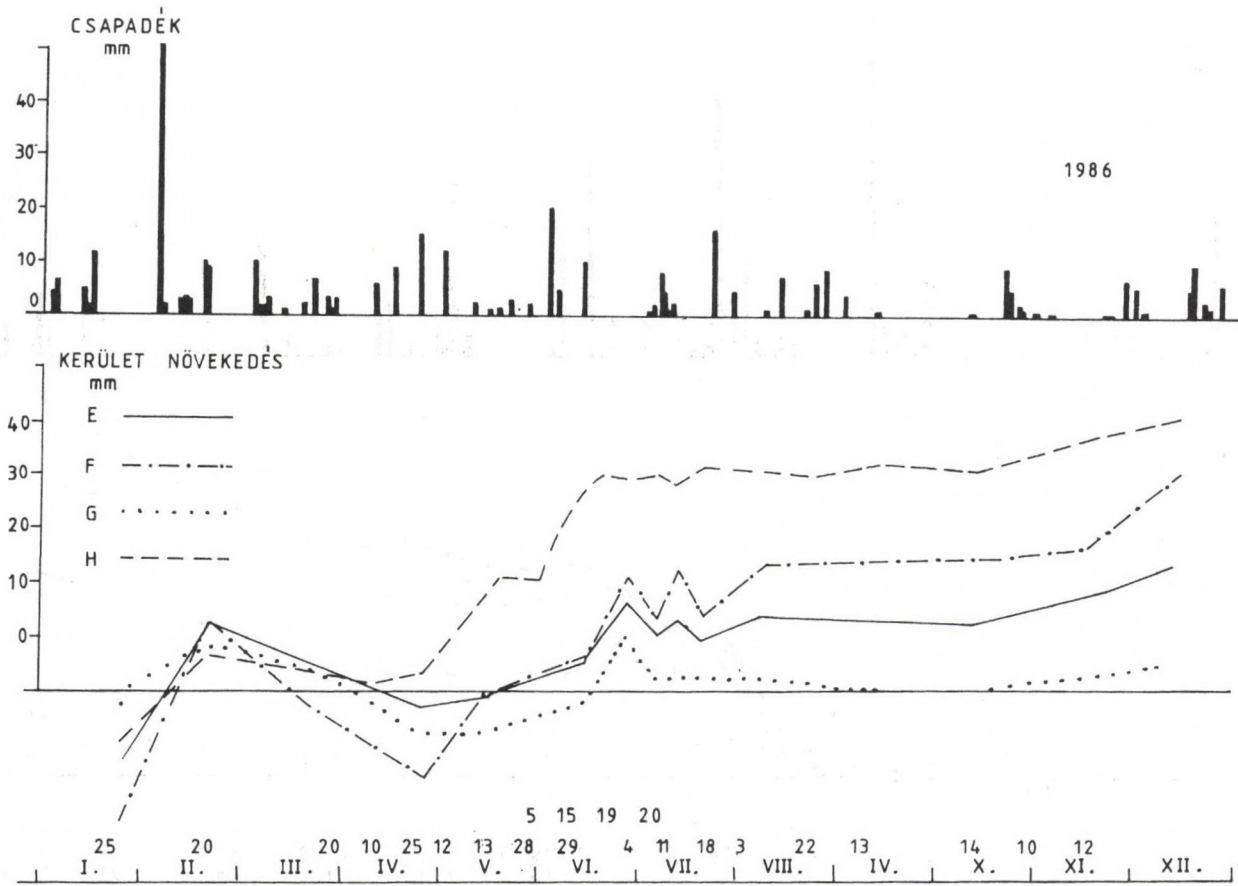
A *nigra* alfaj az összehasonlító kísérletek szerint az ún. meszes kopárokon a Ca-karbonát tartalmú homokon valamennyi változatnál jobb. Biotikus potenciálja nagy, ami kis vízigényével évi növekedési ritmusával is összefügg. Az eredeti termőhelyén a molyhos tölgyesek elegyfajaja (Walter 1954). A Cotino-Quercetum alkotó eleme (Tschermak 1949), de az üdebb termőhelyeken is társulásképes (Ellenberg 1963). Hazai lomberdeinkben a kezdeti gyors növekedés után visszamarad, a lombfák túlnövik, beárnyékolják, és végül kiszárad (Majer 1978). A kopárok vázталajain a feketefenyő erőteljes horizontális gyökérkialakítása mellett a repedésekbe mélyen behatoló karógyökereivel biztosítja a száraz időszakok hátrány nélküli átvészelését (Babos 1978).

Vizsgáltuk a feketefenyő növekedési ritmusát, hogy ismeretet kapjunk a szélsőséges száraz termőhelyen mutatózó biotikus potenciáljáról.

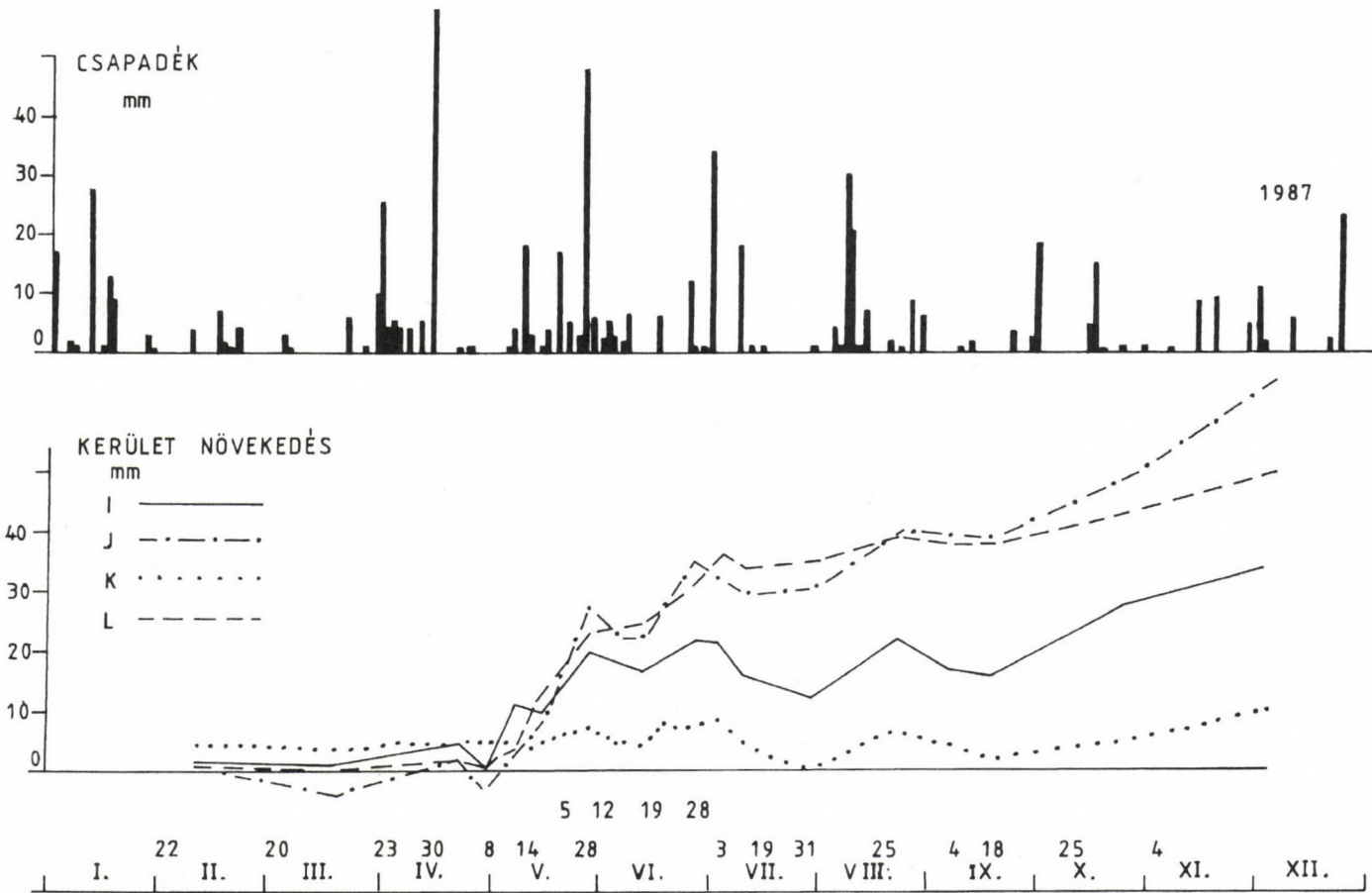
A gödöllői arborétumban két *nigra* jellegű (25 és egy 57 éves) faállományban 1985–86–87 években mértük a kerületnövekedés menetét, az időjárás változásaival összefüggésben (2.1–3 ábra). Az 58 éves állományban a faállományserkezeti hatást is mértük. A fák szervesanyag-képzésének, növekedésének menete



2.1. ábra. A feketefenyő kerületnövekedése 1985-ben. A = 57 éves faállomány átlaga, B = 57 éves kimagasló fa, C = 57 éves közbeszorult fa, D = 25 éves faállomány átlaga.



2.2. ábra. A feketefenyő kerületnövekedése 1986-ban. E = 58 éves faállomány átlaga, F = 58 éves kimagasló fa, G = 58 éves közbeszorult fa, H = 26 éves faállomány átlaga.



2.3. ábra. A feketefenyő kerületnövekedése 1987-ben. I = 59 éves faállomány átlaga, J = 59 éves kimagasló fa, K = 59 éves közbeszorult fa, L = 27 éves faállomány átlaga.

genetikai tulajdonság, a mennyiségi vonatkozás viszont a termőhely, víz- és tápanyaggazdálkodásának függvénye (Járó és Tátraaljaié 1984).

A vizsgálatokból levonható következtetések:

- A feketefenyő növekedési szakaszai eltérnek a lombfákétól. Alkalmazkodása a mediterrán klímához genetikai tulajdonság, ami növekedésmenetéből is kitűnik. A kezdeti növekedési szakasz alig mérhető, vagy teljesen hiányzik. A fő növekedési szakasz az időjárástól függően 8–10 hét. A július-szeptember közötti fenntartási szakaszt október végén, a csapadékos idő beálltával újabb növekedési szakasz követi. Ebben az időben a terület növekedése újra megindul, de sokkal kisebb intenzitású, mint a tavaszi fő növekedési időszakban.
- A feketefenyő egész évben érzékenyen reagál a váltakozó száraz és nedves időszakokra. A kéreg gyorsan felveszi a vizet, megduzzad, de a szárazság hatására gyorsan összezsugorodik. Élettanilag nem tisztázott, hogy a duzzadás idején a kéregbe beszívódott víz hasznosul-e.
- A feketefenyő szervesanyag-képzését nagymértékben befolyásolja az egyes fák állományon belüli helyzete (2.3–1 ábra). A kimagasló fák növekedése, fotoszintetikus tevékenysége többszöröse a közbeszorult fákénak, tehát ez utóbbiak szerepe a szervesanyag-produkcióban jelentéktelen.
- Három év mérései nem elegendők az időjárás és a terület növekedése közötti összefüggések meghatározásához, de a grafikonok szerint a nagyobb és egyenletesebb eloszlású csapadékokkal (1985, 1987) nagyobb, a kisebbel (1986) kisebb növekedés jár együtt.

A feketefenyő és a védett növénytársulások

A természetvédelmi terület védett növénytársulásai a nyílt- és a zárt dolo-mitsziklagyepek, a sziklafüves lejtősztyepp, és részben a karsztbokorerdők. Az adott gyertyános-tölgyes makroklímán belül csak a meleg, száraz mediterrán jellegű mezoklímában, sekély vázталajokon, rendzinákon képesek fennmaradni. Ezek a részben természetes, részben legeltetés után kialakult termőhelyek a kopárok fogalomkörébe tartoznak. A kopárokon nagy a közvetlen és közvetett erózió veszélye, ezért beerdősítésük az erdészetnek több mint 100 éves feladata. A felsorolt növénytársulások termőhelyén a feketefenyő telepítése ma is a legeredményesebb.

A természetvédelmi területen ütközik a kopárfásítás és a védett növénytársulások védelme, fenntartása. Természetesen a védett növénytársulások érdekében a kopárfásításnak nem szabad teret adni, különösen úgy nem, hogy az erózió-

val alig, vagy egyáltalán nem veszélyeztetett területeken mesterséges zárt fenyveseket létesítsenek.

A feketefenyőt hazánkban elsősorban a szélsőséges, száraz, meleg, kopár termőhelyek beerdősítésére honosították. Őshonos termőhelyén ilyen termőhelyeken tenyészik, és a hozzánk legközelebbi Bécsi-Erdőben, és a herkulesfürdői Damugleden, a karsztbokorerdő természetes elegyfajaja.

A feketefenyő ökológiai tulajdonságai: a szélsőséges meleg, száraz termőhelyekhez való alkalmazkodás, szervesanyag-képzésének a mediterrán klímához való idomulása, karógyökerűsége, félárnyéktűrőse, vastag tűavartakáró képzése, nyers ásványi anyagba való beújlása, mind a nagy biotikus potenciálját növelik, de csak a felsorolt növénytársulások termőhelyén jelent számára előnyt. A lomberdők termőhelyén telepítése, fenntartása, természetése csak emberi beavatkozással, a lombfák visszaszorításával oldható meg.

A Kis- és Nagy-Szénás természetvédelmi területen a védett növénytársulásokban nincs helye a feketefenyővel való kopárfásításnak. A meglévő feketefenyvesek közül csak azok eltávolítása szükséges, amelyek a védett növények társulásainak helyére kerültek. A vizsgálatok szerint a feketefenyő egy vágáskori időszak alatt nem okoz a termőhelyben, a talajban olyan változást, ami az eredeti növénytársulás visszatérését akadályozná. A karsztbokorerdők, még inkább a mészkedvelő tölgyesek helyére telepített feketefenyvesek kiváltása nem indokolt. A feketefenyő ezeken a termőhelyeken fokozatosan kiritkul, a bokorerdő és a mészkedvelő tölgyes fajai fokozatosan visszatérnek, és egy vágáskor alatt a feketefenyő szálankénti elegyével kialakul a természeteszerű Cotino-Quercetum illetve Orno-Quercetum pubescentis erdőtársulás.

A sziklagyeppek, a karsztbokorerdő, de a mészkedvelő tölgyes termőhelyeinek termőképessége kicsi, rajtuk gazdaságos fatermesztést folytatni még feketefenyővel sem lehet. Ezeken a termőhelyeken a védelmi feladat az elsődleges, amit a feketefenyővel csak ott kell teljesíteni, ahol nincs az erózió ellen megfelelően védő, természetes vagy mesterséges növénytársulás.

Irodalom

- Babos, I. (1978): *A gyökérszet a fenyőerdősítésekben.* – In: Keresztesi, B. & Solymos, R. (eds): *A fenyők termesztése és a fenyőfagazdálkodás.* Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Brugger, F. (1940): *A budakörnyéki dolomitok kőzetkémiai vizsgálata.* – *Akad. Math.-Term. Tud. Értesítő* **59/1.**
- Ellenberg, H. (1963): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen.* – Ulmer Verlag. Stuttgart.
- Hargitay, L. (1955): *Összehasonlító szervesanyag-vizsgálatok különböző talajtípusokon optikai módszerekkel.* – *Agrár. Tud. Egy. Agr. kar Kiadványa* **II/10:** 3–27.
- Hargitay, L. (1964): *A különböző talajtípusok humusz minőségének egységes jellemzése talajgenetikai szempontból.* – *Kísérletiügyi Közlem.* **LVII/A:** 115–125.
- Járó, Z. & Tátraaljai, E.-né (1984–85): *A fák éves növekedése.* – *Erd. Kut.,* 76–77.

- Magyarország Éghajlati Atlasza (1967): – II. k., Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Majer, A. (1976): *A feketefenyő helye és jelentősége erdei ökoszisztémáinkban.* – In: Keresztesi, B. & Solymos, R. (eds): *A fenyők természetése és a fenyőfagazdálkodás.* Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Nyitrai, O. (1913): *A karszterdősítés.* – In: Fekete, Z. & Blattny, T. (eds): *Az erdészeti jelentőségű fák és cserjék elterjedése a Magyar Állam területén. I. Selmecbánya. A Magyar Királyi Földművelésügyi Minisztérium Kiadványai.*
- Pécsi, M. (1959): *Budapest természeti földrajza.* – Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Péczely, Gy. (1981): *Éghajlattan.* – Tankönyvkiadó, Budapest.
- Soó, R. (1951): *A magyar növényvilág kézikönyve.* – Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Tschermak, L. (1949): *Waldbau auf Pflanzengeographisch Ökologischer Grundlage.* – Springer Verlag, Wien.
- Vendl, A., Földvári, A. & Takáts, T. (1934): *Budapest és környékének löszei.* – *Akad. Math.-Term. Tud. Közl.*
- Walter, H. (1954): *Grundlagen der Pflanzenverbreitung.* – Ulmer Verlag, Stuttgart.

Ecological studies in the “Kis- és Nagy-Szénás” nature preserve*

Járó, Z.

Research Institute for Forestry (ERTI)
H-1277 Budapest, Frankel Leó u. 44, Hungary

The effect of *Pinus nigra* plantations were studied on the habitats of 11 native plant communities. The habitat descriptions were based on geological, geomorphological, climatological and pedological records. Data of the humus analyses (especially in Rendzine soils), and investigations on water balance, nutrient-cycling and the chemical composition of the leaf-litter were also considered. Based on the new results to the area an improved habitat description and evaluation can be done considering forest management priorities as well as nature conservation requirements. Pine plantations did not express, yet, irreversible effect on the habitats having high nature conservation value. Therefore the habitat restoration – which promotes the original species composition of these localities – is not only possible but an urgent, important task of nature conservation.

* Research was carried out within the frame of the Project (1985–1988): “Effect of *Pinus nigra* plantations on various habitats in a nature reserve”.

Orthopteroid rovarok rekolonizációs viszonyai magnagyobbított feketefenyő tisztásokon*

Nagy Barnabás

*Magyar Tudományos Akadémia Növényvédelmi Kutatóintézete
1525 Budapest, Pf. 102*

Összefoglaló: A feketefenyvesek termőhelyrekonstrukció keretében kialakított tisztásain és kontroll területeken Orthoptera (s. l.) ökofaunisztikai vizsgálat kezdődött. A zárt fenyőállományokból hiányzó egyenesszárnyú rovarok a tisztásokon megjelentek, kevés állandó, de ezekhez viszonyítva sok alkalmi fajból álló, labilis összetételű együttesek alakjában. A környező természetközeli gyepekben 35, a fenyvesek tisztásain 25 fajt sikerült kimutatni. Az észlelt differenciális fajok száma nem végleges, mert a tisztásokon fokozatosan gyarapodó fajszám további emelkedése várható. Bár az egyes tisztások átlagos fajszáma kicsi, összességében mégis jelentős, mivel a természetközeli gyepek Orthoptera faunájának 71,4%-áig emelkedik. Lényeges az itt élő együttesek kialakulásának oknyomozó vizsgálata is. A régi és új gyepterületek közötti topográfiai kapcsolatok mellett jelentős a fajok mozgás- etológiájának, vagilitásának, az alkalmanként jelentkező makropter mutánsok szerepének megismerése.

Kulcsszavak: fitofág rovarok, visszatelepülési folyamat, differenciális fajok, előfordulási gyakoriság, egyedsűrűség, faji dominancia

Bevezetés

A feketefenyő telepítések természetvédelmileg kedvezőtlen hatásának csökkentésére indított termőhelyrekonstrukció a növények mellett a zoocönózisokat is kedvezően befolyásolja. A Kis-Szénás – Pilisszentiváni hegyekre vonatkozó korábbi ismeretek hézagossága miatt nem lehet pontosan tudni, mi veszett ki a fenyvesítés miatt. Noha a szűkebben vett vizsgálati területre vonatkozóan egyenesszárnyúakra irodalmi adatok nincsenek, a Pilis-hegység adatait már publikáltuk (Nagy 1987). Várható, hogy a fenyvetlenített területek élővilága az eredeti felé közelít. A folyamatot a nagy termetű, de kis fajszámú egyenesszárnyú rovarokon (Orthoptera s. l.) vizsgáltuk.

Módszer

Az 1980-ban kezdődött fenyőgyérítés kialakította tisztásokon, időszakos rovarhálózással és egyeléssel befogott egyedek meghatározása és regisztrálása a

* A „Telepített fenyőállományok hatása, természetvédelmi területek termőhelyére” c. pályázati téma keretében (1985–1988) végzett munka.

helyszínen történt, az állatokat ezt követően elengedtük, s csak ritkán, kétes esetekben kellett a példányokat végleg eltávolítani. E módszer a kicsi tisztásokon megindult betelepedési folyamatot lényegesen nem befolyásolta.

Az Orthoptera együttesek összetételének vizsgálatához, összehasonlításként, a fenyves-tisztások közvetlen és távolabbi környékén is történt felvételezés (Nagy-Szénás, Kutya-hegy, Kerek-hegy (1. ábra). A tisztások vizsgálata a Nagy-Szénás - Kis-Szénás közötti területen folyt.

A vizsgálatok zömét 1986–87-ben végeztük, csak a Kerek-hegyet illetően vettük igénybe 1985. évi adatokat is. A tisztások nagyfokú változatossága miatt célszerűbb volt valamennyit külön egységnek tekinteni. Így tisztásokról 27 felvételi egységet nyertünk (1. táblázat).

Kontrollként szolgáltak volna a közvetlen szomszédos fenyőállományok, de ezekben nem volt Orthoptera. További összehasonlítási alapul szolgáltak a természetközeli élőhelyek együttese (2. táblázat). Az itt készült vizsgálati egységeket jelentősen összevontuk az áttekinthetőség érdekében.

Mindkét élőhely-típusban, az eredeti és az újonnan gyepesedett tisztásokon különböző időpontokban és élőhely-egységenként elkülönített adatokból lehetővé vált a fajok előfordulási gyakoriságának (lokális konstancia) megállapítása, az alábbi kategóriák szerint: konstans (a felvételek 80–100%-ában előforduló), szubkonstans (50–80%), egyetlen eloszlású (20–50%), ritka, akcesszórius (20% alattiak).



1. ábra. A vizsgálati terület helyzete és vázlata.

Eredmények

Faunisztika

A Nagykovácsi-hegyek északi és keleti részén 1985–87-ben 39 Orthoptera faj jelenlétét lehetett kimutatni (3. táblázat). Ez a hazai Orthoptera (s. l.) fauna 24,4%-a. Korábbi, feldolgozatlan anyagokból ismert, hogy a terület gazdagabb ennél (pl. *Saga pedo* Pall., *Stenobothrodes eurasius* Zub. sáska), és a marokkói sáska (*Doclostaurus maroccanus* Thunbg.) valószínűleg egyetlen, (korábbi) dunántúli előfordulása is e területre esik (Nagy 1964).

A faunisztikailag alaposabban feltárt budai Hármashatár-hegyről a hazai Orthoptera fauna 36,9%-át mutattuk ki.

A Nagy-Szénás csoportban kimutatott 39 faj rendszertanilag következőképpen oszlik meg: Orthoptera (s. l.), 1 faj Dermaptera (fülbemászó), 2 faj Blattoptera (csótányok), 1 faj Mantodea (fogólábúak), Orthoptera (s. str.) 35 faj: 11 faj Tettigonioidea (szöcskék), 2 faj Grylloidea (tücskök), 22 faj Caelifera (sáskák).

Az Orthoptera népszerűség zöme fitofág, főleg Graminea-evő A szöcskefajok növényi és állati eredetű táplálékot egyaránt fogyasztanak.

Érdekes faunisztikai szempontból a *Rhacocleis germanica* H. S. szöcske előfordulása itt, az area északi peremén. A *Glyptobothrus vagans* Eversman sás-

1. táblázat. Orthoptera (s. l.) fajszámok a fenyvesek tisztásain (Nagy-Szénás, Kis-Szénás).

Gyűjtési idő	Mintaszám	Fajszám		
		Minimum	Maximum	Átlag
1986. augusztus	2	3	5	4,0
1986. szeptember	9	0	6	2,2
1987. július	10	2	11	6,3
1987. szeptember	7	1	12	4,6

2. táblázat. Gyűjtések időbeli eloszlása és az Orthopterák (s. l.) fajszáma

Gyűjtési idő	Nagy-Szénás – Kutya-hegy				Kerek-hegy			
	Minta- szám	Fajszám			Minta- szám	Fajszám		
		min.	max.	átl.		min.	max.	átl.
1985. szept.-okt.					4	6	20	11,5
1986. aug.-szept.	3	10	11	10,5	3	8	18	11,7
1987. július					1			15
1987. szeptember	9	(2)7	14	7,5				
Összesítés	12	(2)7	14	8,3	8	6	20	12,0

3. táblázat. Természetközeli gyepek és a fenyőtisztások Orthoptera (s. l.) fajai, gyakorisági osz-

	Nagy-Szénás					Kerek-hegy				Fenyő-tisztások				
	1986		1987			1985	1986	1987	K%	1986		1987		
	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	K%	9.	10.	11.	12.	K%
Dermaptera														
<i>Forficula auricularia</i> L.	-	-	-	-	-	1	-	-	14	-	-	-	-	0
Blattoptera														
<i>Ectobius lapponicus</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	1	-	4
<i>Phyllodromica maculata</i> Schreb.	-	-	-	-	-	1	-	-	14	-	-	1	1	7
Mantodea														
<i>Mantis religiosa</i> L.	1	1	1	1	1	1	1	1	100	-	1	-	1	15
Orthoptera														
<i>Phaneroptera falcata</i> Poda	-	-	-	1	-	2	2	-	43	-	-	-	-	0
<i>Leptophyes albovittata</i> Koll.	1	2	2	2	-	1	1	2	73	-	-	2	2	26
<i>Meconema thalassinum</i> De Geer	-	-	-	-	-	1	-	1	14	-	-	-	-	0
<i>Tettigonia viridissima</i> L.	-	-	-	-	-	1	-	2	14	-	-	1	-	4
<i>Platycleis grisea</i> F.	2	1	1	1	2	1	-	-	86	-	1	2	1	26
<i>Bicolorana bicolor</i> Phil.	-	2	-	1	-	1	-	2	57	-	-	1	-	11
<i>Decticus verrucivorus</i> L.	-	-	-	1	-	-	-	-	14	-	-	-	-	0
<i>Pholidoptera griseoptera</i> De Geer	-	1	-	2	-	1	-	1	43	1	-	1	1	19
<i>Pholidoptera fallax</i> Fisch.	-	-	1	-	-	-	-	1	14	-	-	2	-	7
<i>Rhacocleis germanica</i> H. S.	-	1	-	-	-	-	1	-	28	1	1	2	2	52
<i>Ephippgera ephippiger</i> Fieb.	1	1	1	-	-	-	1	2	57	-	-	1	-	26
Grylloidea														
<i>Gryllus campestris</i> L.	-	-	-	-	-	1	1	-	28	-	1	-	-	4
<i>Oecanthus pellucens</i> Scop.	-	-	-	-	-	1	-	-	14	-	-	-	-	0
Caelifera														
<i>Tetrix nutans</i> Hgb.	-	1	-	-	-	1	-	-	28	1	-	-	-	4
<i>Tetrix bipunctata</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	1	1	26
<i>Calliptamus italicus</i> L.	-	1	1	1	1	-	1	-	86	-	-	1	1	7
<i>Oedipoda caerulea</i> L.	2	1	2	2	1	-	1	-	86	-	1	1	1	15
<i>Chrysochraon dispar</i> Germ.	-	-	-	-	-	-	1	1	14	-	-	-	-	0
<i>Chrysochraon brachyptera</i> Ocskay	-	3	-	2	2	2	2	3	71	2	-	2	-	15
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i> Charp.	2	-	1	1	-	-	-	-	43	-	-	-	-	0
<i>Omocestus ventralis</i> Zett.	-	-	-	-	-	1	1	-	28	-	-	-	-	0
<i>Stenobothrus crassipes</i> Charp.	3	2	2	2	2	3	3	-	88	-	-	-	1	4

3. táblázat (folytatás)

	Nagy-Szénás					Kerek-hegy				Fenyő-tisztások				
	1986		1987			1985	1986	1987	K%	1986		1987		
	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	K%	9.	10.	11.	12.	K%
<i>Stenobothrus lineatus</i> Panzer	1	2	2	2	1	2	2	2	100	–	–	–	–	0
<i>Stenobothrus nigromaculatus</i> H. S.	–	1	2	–	2	–	–	–	43	–	–	–	–	0
<i>Gomphocerus rufus</i> L.	–	1	2	2	1	3	3	3	86	–	–	–	–	0
<i>Myrmeleotettix maculatus</i> Thunb.	1	–	1	–	1	–	–	–	43	–	–	–	–	0
<i>Glyptobothrus apricarius</i> L.	–	–	–	2	–	2	1	–	43	–	–	–	–	0
<i>Glyptobothrus vagans</i> Eversman	–	2	–	–	–	–	–	–	14	2	3	3	3	89
<i>Glyptobothrus brunneus</i> Thunb.	–	–	–	2	–	1	1	1	43	–	–	–	1	4
<i>Glyptobothrus biguttulus</i> L.	3	3	3	3	2	1	2	–	88	3	2	3	2	56
<i>Glyptobothrus mollis</i> Charp.	3	–	2	1	–	1	1	–	71	–	–	–	–	0
<i>Chortippus albomarginatus</i> De Geer	–	–	1	2	–	–	–	–	28	–	–	–	–	0
<i>Chortippus parallelus</i> Charp.	–	–	–	2	–	2	1	1	43	–	–	–	1	4
<i>Euchortippus declivus</i> Brisout– Barnville	–	1	–	2	–	2	2	–	57	–	–	1?	2	11
<i>Euchortippus pulvinatus</i> F. W.	–	–	–	–	–	–	–	–	0	–	–	–	2	4
Fajszám:	1	18	15	22	11	24	21	15		6	7	17	17	

Gyakoriság osztályok: 1 = ritka, 2 = szórványos, 3 = gyakori faj

Mintavételek

Nagykovácsi:

- 1 = 1986. VIII. 23. Nagyszénás, xerotherm sztyeprétek, 450–500 m;
- 2 = 1986. VIII. 23. Brometum É-i lejtőn, 480–500 m;
- 3 = 1987. IX. 6. xerotherm sztyeprétek, 450–500 m;
- 4 = 1987. IX. 6. mezofil hegyi rétek, 450–500 m;
- 5 = 1987. IX. 6. dolomit-gerinc, változatos sztyeprét, 500 m;
- 6 = 1985. IX–X. karsztbokor-erdő nyílt rétjein, 350–400 m;
- 7 = 1986. VIII–IX–X. az előző élőhelyeken;
- 8 = 1987. VII. 11. az előző élőhelyeken;
- 9 = 1986. VIII. 23. 5–10 m átmérőjű tisztások *Fraxinus-Pinus* állományban. 400–460 m;

Pilisszentiván:

- 10 = 1986. IX. 30. Iváni-hegy 1, 6, 7, 8, 9, 11, 12, 19, 21. sz. fenyőritkításos tisztásai. 300–360 m;
- 11 = 1987. VII. 4. Iváni-hegy, 1, 4, 5, 6, 7, 8, 9, stb. tisztásai;
- 12 = 1987. IX. 30. Iváni-hegy, 1, 11, 13, 14, 20. sz. tisztásai.

ka áréája ugyan majdnem egész Európára kiterjed, de a legtöbb helyen, így Magyarországon is szórványos előfordulású. Ismert hazai lelőhelyei: Pilisszentiván, Budapest, Szilvásvárad, Miskolc, Noszvaj. A Kis-Szénás körzetében nem ritka, a napnak kevésbé kitett nyílt növényzetű helyeken. Mindkét faj lokálisan és országosan is értékes állatföldrajzi elem.

Az együttesek analízise

Fajgazdagság. Nem meglepő, hogy a tisztások fajgazdagsága (25 faj) elmarad a természetközeli élőhelyekétől (3. táblázat). A fenyvesbeli tisztások és a különböző természetközeli gyepek fajszám aránya 25:35. Hasonló eltérés mutatkozik az átlagos fajszámában (1–2. táblázat). A tisztások átlagos fajszáma még alacsonyabb lenne, ha kivennénk 2–3 olyan felvételi egységet, amelyek a nagyságuk, napos fekvésük, illetve a változatosabb növényzetük folytán közel azonos fajgazdagságot mutatnak a Nagy-Szénás természetközeli élőhelyeivel.

Differenciális fajok. A két vizsgált élőhelytípus: a természetközeli gyepek és az újonnan létesített tisztások együtteseiben 22 az azonos fajok száma. A lokálisan differenciálisak pedig az alábbiak: természetközeli gyepekben – *Ectobius lapponicus*, *Tetratetrix bipunctatus*, *Euchortippus pulvinatus*; a fenyvesek tisztásain pedig – *Phaneroptera falcata*, *Meconema thalassinum*, *Decticus verrucivorus*, *Oecanthus pellucens**, *Chrysochraon dispar*, *Omocestus (Dirshius) haemorrhoidalis**, *Omocestus ventralis*, *Stenobothrus lineatus*, *Stenobothrus nigromaculatus**, *Gomphocerus rufus*, *Myrmeleotetix maculatus**, *Glyptobothrus mollis**.

További vizsgálatok mérsékelhetik ugyan a különbséget, de a *-gal jelölt xerofil fajok aligha várhatók az északi főlejtő tisztásain. Viszont a Nagy-Szénás jelenlegi kutatottsága mellett mutatkozó differenciális fajok eltűnhetnek, mert e fajok ökológiai igényei alapján előfordulásuk nem kizárt a természetközeli gyepekben sem.

Konstancia. Ez a jellemző is értékes információkat ad a két élőhelytípus együtteseiről (4. táblázat). A konstans és szubkonstans fajok száma jelentősen eltér. A fenyvesek tisztásainak 3 ilyen fajával szemben, a természetközeli gyepekben számuk 14. Ez az utóbbi élőhely Orthoptera együtteseinek jelentős stabilitására utal.

Egyedsűrűség. Az együttesek területegységre vetített egyedsűrűségének megadása a fenyves tisztások kis területe miatt illuzórikus, nem haladja meg a $0,1-0,5 \text{ db/m}^2$ becsült értéket. A természetközeli területek értékei lényegesen magasabbak, általában $0,5-2$ közöttiek (a Kutya-hegyen 1987. szeptemberében) maximumán 5, ami 1–2 hónappal korábban még nagyobb is lehetett. Ezek a különbségek nem értékelhetők véglegesen, mert ugyanazon területen is nagy évek közötti sűrűségváltozás lehetséges.

4. táblázat. Az Orthoptera-fajok (s. l.) előfordulási gyakorisága két fő biotóp-típusban (1986–1987) Nagykovácsi – Pilisszentiván

	Nagy-Szénás csoport (hegyi-rétek, sztyeprétek 20 felv.)	Kis-Szénás (tisztások, 27 felv.)
Konstans	<i>Mantis religiosa</i> <i>Leptophyes albovittata</i> <i>Platycleis grisea</i> <i>Calliptamus italicus</i> <i>Oedipoda caerulescens</i> <i>Stenobothrus crassipes</i> <i>Stenobothrus lineatus</i> <i>Gomphocerus rufus</i> <i>Glyptobothrus biguttulus</i>	<i>Glyptobothrus vagans</i>
Szubkonstans	<i>Bicolorana bicolor</i> <i>Ephippigera ephippiger</i> <i>Euthystira brachyptera</i> <i>Glyptobothrus mollis</i> <i>Euchortippus declivus</i>	<i>Rhacocleis germanicus</i> <i>Glyptobothrus biguttulus</i>
Konstans + szubkonstans	14 faj	3 faj
Egyetlen, akcesszórius	22 faj	21 faj

5. táblázat. A Kis-Szénás (Pilisszentiván) fenyves-tisztásain talált újabb (+), ill. az előző gyűjtésekhez viszonyítva elő nem került (–) Orthoptera (s. l.) fajok száma az egymás utáni gyűjtésekkor: a kimutatott fajok számának várható növekedése

Dátum	1986		1987		Prognózis 1988-tól	
	VIII	IX	VII	IX	VI	VIII
Fajszámváltozás	+6	+4	+10	+4	+3	+5
Az előző gyűjtéshez képest		–3	–3	–8	–5	–5
Ismert fajok száma	6	10	20	25	27	30

Dominancia. A fajok egymáshoz viszonyított mennyiségéből számított dominanciaszázalék megadása nem időszerű. Helyette a 3. táblázat tájékoztató jellegű viszonyszámokat ad meg. Ezek az előfordulás ténye mellett utalnak a fajok gyakorisági-mennyiségi viszonyaira. Az 1: ritka, 2: szórványos, 3: gyakori, nagyobb mennyiségben előforduló fajt jelent.

Értékelés

A nudum jellegű zárt fenyőállományokban nem sikerült egyenes-szárnyúakat kimutatni. Peremi füves zónában 5-6 m mélységig – valószínűleg

ideiglenesen – behatolnak egyedek (*Glyptobothrus vagans*, *G. biguttulus*). Viszont a fenyvesekben létesített tisztásokon 3–5 év után már találhatók Orthoptera együttesek.

Az abundancia és dominancia értékelése még aligha időszerű. A természetközeli élőhelyek 35 fajával szemben az új tisztásokon csak 25 fordult elő. Alacsonyabb az átlagos fajgazdagság is. A differenciális fajok inkább az eredeti élőhelyek többletéből adódnak. Ezek többsége fokozottan hőigényes, ezért az északi lejtőkről hiányozhatnak.

A jelentősebb konstanciájú fajok eltérése ellenére az esetlegesen előfordulók száma közel azonos a két biotóptípusban. A véletlenszerűen előforduló fajok túlsúlyba jutnak a konstansokhoz viszonyítva. Ez attól függ, hogy az új tisztások milyen topográfiai kapcsolatban vannak a természetközeli rezervoárokkal, azaz mennyire elszigeteltek azoktól. A természetesebb viszonyok között sokkal harmonikusabb a konstans és accidentális fajok aránya.

Fontos tényező az újránépesedési folyamatban a fajok mozgási viselkedése, aktivitása, vagilitása. Ezek a tényezők fajonként más lehetőséget adnak az újonnan megnyíló élőhelyek benépesülésére (Nagy 1992). Ilyen vizsgálatok elvégzése a jövő feladata, irodalmi példa is kevés található erre (Köhler *et al.* 1989, Smith 1968, Winter *et al.*). Különös figyelmet érdemelne a makropterizmus, azaz egyes, normálisan rövid-, csökevényes szárnyú fajok, fejlett, hosszúsárnyú mutánsainak megjelenése. Szórványosan területünkön is észlelhetők volt ez, de a kevés adat miatt még nem értékelhető. Feltételezhetően a makropterizmus nagyobb vagilitást jelent, így sikeresebb áttelepülési lehetőséget ad a távolabbi élőhelyekre is.

A régebbi fenyves-tisztások magasabb fajszáma arra utal, hogy jelentősen gyorsítható volna a visszatelepülési folyamat az új tisztások közvetlen topográfiai kapcsolatával, ökológiai folyosók kialakításával (5. táblázat).

A fenyvesek tisztásain a lejtő – többnyire É-i – kiettsége miatti rövidebb megvilágítás, és a kisebb hőmennyiség az Orthoptera együtteseket negatívan befolyásoló tényező. Bár fajszám aránylag kicsi, bebizonyosodott, hogy mégis alkalmas a csoport a visszatelepülés folyamatának tanulmányozására. A fajgazdagságot, és az abundanciát a tisztások nagysága, az égtáji kiettség, az elszigeteltség mértéke, a tisztás kora és növényzete együttesen befolyásolja.

A két éven át tartó vizsgálat ideje alatt a fajszám emelkedése volt észlelhető. Ennek trendszerű mivoltát csak további vizsgálatokkal – amelyeket főleg június–augusztus hónapokra kellene összpontosítani – lehetne igazolni.

Irodalom

- Köhler, G., Vopel, V. & Ballmann, R. (1989): Untersuchungen zum Einfluss der Verbuschung auf die Vegetations- und Faunenstruktur von Muschelkalksteilhängen – ein Beitrag zur Sukzessionsforschung. – *Arch. Nat.schutz Landsch. forsch., Berlin* **29**: 129–142.

- Nagy, B. (1964): Adatok a marokkói sáska (*Dociostaurus maroccanus* Thunb.) magyarországi előfordulásához és élőhelyi viszonyaihoz. – *Annales Inst. Prot. Plant Hung.* **9**: 263–299.
- Nagy, B. (1987): Vicinity as a modifying factor in the Orthoptera fauna of smaller biogeographical units. – In: Baccetti, B. (ed.): *Evolutionary Biology of Orthopteroid insects*. E. Horwood, Chichester.
- Nagy, B. (1992): Role of activity pattern in colonization by Orthoptera. – In: Zombori, L. & Peregovits, L. (eds): *Proc. 4th ECE/XIII. SIEEC, Gödöllő, 1991*. pp. 351–363.
- Smith, L. B. (1968): Possible effects of changes in the environment on grasshopper populations. – *Manitoba Entomol.* **3**: 51–55.
- Winter, K., Schauer mann, J. und Schaefer, M. (1980): Sukzession von Arthropoden in verbrannten Kieferforsten. – *Forstw. Cbl.* **99**: 324–340.

Recolonization of increasing clearings by grasshoppers (Orthoptera) in a Scotch Fir forest (N Hungary)

Nagy, B.

Plant Protection Research Institute
H–1525 Budapest, P. O. Box 102, Hungary

A study of grasshopper (Orthoptera s. l.) populations of a Scotch Pine forest, planted on steep dolomite slopes nearby Budapest (N Hungary), indicated the effects of changes that have been brought about by enlarged clearings. The increase of clearing areas was decided to recolonize rare and endemic plants (e. g. *Linum dolomiticum*) but this process has resulted a parallel recolonization of grasshoppers, too. There was not a single grasshopper present in the closed, dense stand of the forest but species richness amounted up to 25 of the nearby clearings and up to 35 of the surrounding open grassland. Segregating species of the open grassland possibly would be diminishing due to both further investigation of the clearings and further colonizations by grasshopper species. The trend toward the increase of species diversity was perceptible even during the years of investigation. Orthoptera assemblages are composed of a few constant and many accessoric elements in accordance with the situation and connections of the clearings. Beside topography of the clearings, vagility, movement behaviour, the role of the accidental macropterism of the grasshoppers would be desirable items investigating the process and success of recolonization.

A Nagy-Szénás természetvédelmi terület madárfaunájának minőségi és mennyiségi vizsgálata*

Török János & Tóth László

*Eötvös Loránd Tudományegyetem, Állatrendszertani és Ökológiai Tanszék
1088 Budapest, Puskin u. 3*

Összefoglaló: A line transect módszerrel végzett egyedszám becslés szerint a tölgyesben 15, a feketeefenyvesben 8 faj volt észlelhető. Kiemelkedő jelentőségű a fokozottan védett kerecsensólyom előfordulása. Költési időszakban a tölgyes odútelepeiben 7, a fenyvesben 4 faj volt észlelhető. A tölgyesben az egyedszám és a szaporodás is sikeresebb. A terepbejárásokon 94 madárfaj volt észlelhető. A törzscsapdák adatai várhatóan fontos információt szolgáltatnak a terület fenyő okozta faunaváltozásaira.

Kulcsszavak: madárfauna, természetvédelem, fenyvesítés, táplálékkínálat, költéssiker

Bevezetés

Ez a botanikai szempontból rendkívül értékes természetvédelmi terület mindeddig ismeretlen volt ornithológiai szempontból. A vizsgálat célja a változatos vegetációval borított terület madárfaunájának megismerése, továbbá a fenyőtelepítéseknek a madárvilágra gyakorolt hatásának megállapítása volt.

Anyag és módszer

A Pilisszentiván melletti Ördögtorony szikla (= Egyeskő) közelében elterülő telepített feketeefenyvesben, és a szomszédos természet szerű tölgyesben folyt összehasonlító vizsgálat. A mintaterület 10–10 ha kiterjedésű részén a Nemzetközi Madárszámláló Bizottság (IBCC) által egységesített line transect módszerrel történt az egyedszám-becslés. Mindkét állományban 3×400 m hosszú útszakaszon 50 m széles sávban megszámloltuk a látott és a nem látható, de énekük alapján azonosítható hímeket is. A számlálások egységesen a reggeli órákban történtek május elejétől június végéig, 9 alkalommal. A módszer egyéb vonatkozásait Moskát (1985, 1985b) ismerteti.

* A „Telepített fenyőállományok hatása természetvédelmi területek termőhelyére” c. pályázat téma keretében (1985–1988) végzett munka, melyet a szerzők Dr. Vasvári Miklós emlékének ajánlják halálának 50. évfordulóján.

Az odúban költő énekesmadarak vizsgálatára mindkét állományban 50–50 db 'B' típusú, fából készült fészekodút helyeztünk el 5–5 ha területen. Ellenőrzésükre a költési időszakban, április elejétől július végéig hetenként került sor. A rögzített költésfenológiai paraméterek: a költés kezdete, a tojások száma, kikelt, és kirepült fiókák száma. A kifejlett madarak 80 %-át és az összes fiókát meggyűrtük. A két élőhely táplálékkínálatának vizsgálatához egyrészt kopogtatással végeztük el a hernyók relatív mennyiségének becslését. A fakérgen mozgó állatok egyedszámának becslése pedig törzscsapdák segítségével történt. Az előbbi táplálékcsoport az összes, lombzatban táplálkozó fajnak, az utóbbi a harkályok, csuszák és fakuszok számára, fontos.

Kopogtatással május 10-én és 20-án a két élőhelyen, 5–5 fa alatt 2×2 m területen gyűjtöttünk. A tölgyesben 6 db (2 db lefelé, 4 db felfelé gyűjtő), a fenyvesben 10 db (2 lefelé, 8 felfelé gyűjtő) csapdát helyeztünk ki. Ezekre vonatkozó részletek Funke (1971), Nielsen (1974), Lövei és Szentkirályi (1984), munkáiban található.

A költéssiker (a kirepült fiókák száma / a lerakott tojások száma, százalékban kifejezve), és az egyedszám becslések összehasonlítása a két élőhelyen a Chi-négyzet próbával történt. A faunalista a rendszeres terepbejárások és a felvételezés alkalmával megfigyelt összes fajt tartalmazza, évszak és növénytársulás megjelölése nélkül.

Eredmények és értékelés

Egyedszám becslések, a madárfauna mennyiségi és minőségi összetétele

A line transect módszerrel végzett felvételi adatokat az 1. táblázat tartalmazza. A két vizsgált terület közül a tölgyes az összetettebb, növényzetét tekintve is. Sok mikroélőhelyre tagolódik, ellentétben a fenyvessel. Ezt tükrözi a megfigyelt madárfajok megoszlása is. A tölgyes jóval fajgazdagabb, mint a fenyves. Az eltérés szignifikáns (Chi-négyzet – 26,87; $p < 0,04$). A két vizsgálati területen összesen 17 fajt figyeltünk meg a felvételezések során. Közülük a tölgyesben 15, a fenyvesben csak 8 faj fordult elő. Mindkét élőhelyen leggyakoribb a széncinege, az erdei pinty és a csilpcsalp-füzike volt. A tölgyesben viszont csaknem kétszeres volt denzitásuk a fenyveshez képest. Csak a fenyvesben volt megfigyelhető a sisegő füzike és a fenyvescinege. Ez utóbbinak előfordulása sajátosan a fenyveshez kötött.

A fentiekén kívül még további 74 madárfajt észleltünk a terepbejárások alkalmával (2. táblázat). Közülük kiemelkedő jelentőségű a kerecsensólyom. Rendszeresen időközönként, de többször megfigyeltük a nyíltabb területek felett. A területen gazdag ürgeállomány él, ezért feltételezhető hogy a Nagy-Szénás e fokozottan védett fajnak táplálkozási területe. A háborítatlanság biztosítása

1. táblázat. A Kis-Szénás tölgy és fenyő erdeiben megfigyelt madárfajok denzitás értékei. Az egyedszámbecslések a „line transect” módszerével történtek.

Faj	Denzitás (pár/ha)	
	tölgyes	fenyves
Egerészölyv	0,17	–
Búbosbanka	0,17	–
Fekete harkály	0,33	–
Nagy fakopáncs	0,33	–
Szécinege	1,33	0,71
Kék cinege	0,67	–
Fenyvescinege	–	0,42
Csuszka	0,33	0,17
Fekete rigó	0,33	–
Vörösbegy	0,5	0,17
Barátkaposzáta	0,5	–
Csilpcsalp-füzike	0,83	0,42
Sisegő füzike	–	0,42
Örvös légykapó	0,5	0,17
Seregély	0,67	–
Erdei pinty	0,67	0,5
Citromsármány	0,33	–

$\chi^2=26,87$; $p<0,05$

elősegítené itt a faj rendszeres táplálkozási lehetőségét, ezzel a faj itteni megtelepedését.

Költésbiológiai összehasonlító vizsgálatok

A tölgyesben jóval több faj költött, mint a fenyvesben. A tölgyes domináns költő fajai a szén- és a kék cinege, és az örvös légykapó voltak. A fenyvesben is költöttek, de – a kék cinege kivételével – feleakkora denzitással. E három fajon kívül a fenyvesben csak a fenyvescinege költött. A két cinegefaj fészekalja a tölgyesben átlagosan 2–3 tojással nagyobb volt, mint a fenyvesben. A kirepült fiókák száma még jobban tükrözi a két élőhely közötti eltérést a költéssikerben. A fenyvesben több, mint 20 %-kal kevesebb fióka repült ki a cinegefészkekből. Bár a kis adatszámok miatt nem lehet statisztikai vizsgálatot végezni, néhány következtetés így is levonható az egy éves vizsgálatból.

Megállapítható, hogy a két élőhelytípus, a tölgyes és a fenyves jelentősen eltér a fajok megtelepedése és a költésfenológiai paraméterek tekintetében. A fenyvesben a lomberdőkre jellemző fajok költésökológiai feltételei csak részben

2. táblázat. A természetvédelmi területen megfigyelt madarak fajlistája. A megfigyelések az 1986–1987-ben végzett felvételezések és terepbejárások során történtek. A táblázat a területen dolgozó munkatársak megfigyelési adatait is tartalmazza.

1. Darázsölyv (*Pernis apivorus* L.)
2. Héja (*Accipiter gentilis* L.)
3. Karvaly (*Accipiter nisus* L.)
4. Egerészölyv (*Buteo buteo* L.)
5. Kerecsensólyom (*Falco cherrug* Gray)
6. Kabasólyom (*Falco subbuteo* L.)
7. Vörös vércse (*Falco tinnunculus* L.)
8. Fogoly (*Perdix perdix* L.)
9. Fácán (*Phasianus colchicus* L.)
10. Kék galamb (*Columba oenas* L.)
11. Örvös galamb (*Columba palumbus* L.)
12. Vadgerle (*Streptopelia turtur* L.)
13. Balkáni gerle (*Streptopelia decaocto* Friv.)
14. Kakukk (*Cuculus canorus* L.)
15. Kuvik (*Athene noctua* Scop.)
16. Macskabagoly (*Strix aluco* L.)
17. Erdei fülesbagoly (*Asio otus* L.)
18. Lappantyú (*Caprimulgus europaeus* L.)
19. Gyurgyalag (*Merops apiaster* L.)
20. Szalakóta (*Coracias garrulus* L.)
21. Búbosbanka (*Upupa epops* L.)
22. Nyaktekeres (*Jynx torquilla* L.)
23. Zöld küllő (*Picus viridis* L.)
24. Szürke küllő (*Picus canus* Gm.)
25. Fekete harkály (*Dryocopus martius* L.)
26. Nagy fakopáncs (*Dendrocopos major* L.)
27. Közép fakopáncs (*Dendrocopos medius* L.)
28. Fehérhátú fakopáncs (*Dendrocopos leucotos* Bechst.)
29. Kis fakopáncs (*Dendrocopos minor* L.)
30. Búbospacsirta (*Galerida cristata* L.)
31. Erdei pacsirta (*Lullula arborea* L.)
32. Mezei pacsirta (*Alauda arvensis* L.)
33. Füstifecske (*Hirundo rustica* L.)
34. Molnárfecske (*Delichon urbica* L.)
35. Sárgarigó (*Oriolus oriolus* L.)
36. Dolmányos varjú (*Corvus cornix* L.)
37. Vetési varjú (*Corvus frugilegus* L.)
38. Csóka (*Coloeus monedula* L.)
39. Szarka (*Pica pica* L.)
40. Szajkó (*Garrulus glandarius* L.)
41. Széncinege (*Parus major* L.)
42. Kék cinege (*Parus caeruleus* L.)
43. Fenyvescinege (*Parus ater* L.)
44. Búbos cinege (*Parus cristatus* L.)
45. Barátcinege (*Parus palustris* L.)
46. Őszapó (*Aegithalos caudatus* L.)
47. Csuszka (*Sitta europaea* L.)
48. Hegyi fakusz (*Certhia familiaris* L.)
49. Rövidkarmú fakusz (*Certhia brachydactyla* Ch. L. Brehm)
50. Ökörszem (*Troglodytes troglodytes* L.)
51. Léprigó (*Turdus viscivorus* L.)
52. Fenyőrigó (*Turdus pilaris* L.)
53. Énekes rigó (*Turdus philomelos* Ch. L. Brehm)
54. Fekete rigó (*Turdus merula* L.)
55. Hantmadár (*Oenanthe oenanthe* L.)
56. Vörösbegy (*Erithacus rubecula* L.)
57. Fülemlé (*Luscinia megarhynchos* Ch. L. Brehm)
58. Kerti rozsdafarkú (*Phoenicurus phoenicurus* L.)
59. Cigány-csaláncsúcs (*Saxicola torquata* L.)
60. Barátkopaszta (*Sylvia atricapilla* L.)
61. Karvalyposzáta (*Sylvia nisoria* Bechst.)
62. Kerti poszáta (*Sylvia borin* Bodd.)
63. Mezei poszáta (*Sylvia communis* Lath.)
64. Kis poszáta (*Sylvia curruca* L.)
65. Fitisz füzike (*Phylloscopus trochilus* L.)
66. Csilpessalp-füzike (*Phylloscopus collybita* Vieill.)
67. Sisegő füzike (*Phylloscopus sibilatrix* Bechst.)
68. Sárgafejű királyka (*Regulus regulus* L.)
69. Tüzesfejűkirályka (*Regulus ignicapillus* Temm.)
70. Szürke légykapó (*Muscicapa striata* Pall.)
71. Örvös légykapó (*Ficedula albicollis* Temm.)
72. Erdei szürkebegy (*Prunella modularis* L.)
73. Havasi szürkebegy (*Prunella collaris* Scop.)
74. Réti pityer (*Anthus pratensis* L.)
75. Erdei pityer (*Anthus trivialis* L.)
76. Barázdabillegető (*Motacilla alba* L.)
77. Hegyi billegető (*Motacilla cinerea* Tunst.)
78. Csonttollú (*Bombycilla garrulus* L.)
79. Nagy őrgébics (*Lanius excubitor* L.)
80. Tövisszűrő gébics (*Lanius collurio* L.)
81. Seregély (*Sturnus vulgaris* L.)
82. Házi veréb (*Passer domesticus* L.)

- | | |
|--|--|
| 83. Mezei veréb (<i>Passer montanus</i> L.) | 89. Zsezse (<i>Carduelis flammea</i> L.) |
| 84. Meggyvágó (<i>Coccothraustes coccothraustes</i> L.) | 90. Csicsörke (<i>Serinus serinus</i> L.) |
| 85. Zöldike (<i>Carduelis chloris</i> L.) | 91. Süvöltő (<i>Pyrrhula pyrrhula</i> L.) |
| 86. Tengelic (<i>Carduelis carduelis</i> L.) | 92. Erdei pinty (<i>Fringilla coelebs</i> L.) |
| 87. Csíz (<i>Carduelis spinus</i> L.) | 93. Citromsármány (<i>Emberiza citrinella</i> L.) |
| 88. Kenderike (<i>Carduelis cannabina</i> L.) | 94. Sordély (<i>Emberiza calandra</i> L.) |

adottak, ezért itt a költőállomány jóval fajszegényebb. A fenyvesekben kedvezőtlenebb környezeti feltételek miatt a táplálékellátottság is sokkal rosszabb, a madarak kevesebb tojást raknak, és azokból kevesebb fióka repül ki (3. táblázat).

Az erdei énekesmadarak túlnyomó többségének a költési időszakban legfontosabb táplálékbazisa a hernyók. Kopogtatással történő becslésük kvantitatív mérésekre ugyan nem alkalmas, de megfelel viszonylagos összehasonlításokra. A tölgyesben átlagosan 17,4 db, a fenyvesben csak 3,8 db hernyó került elő 4 m² területről. A hernyók átlagos mérete a tölgyesben 18,2 mm volt, ez megfelel 343,3 mg szárazsúlynak. A fenyvesben ezzel szemben csak 16,8 mm, illetve 63,8 mg volt az átlagméret. Ez egyértelműen igazolja, hogy a fenyves igen táplálék-szegény élőhely az énekesmadarak számára. Valószínű, hogy ez mutatkozott meg a két élőhely odúköltő madarainak szaporodásbeli különbségében. Hasonlóra utalnak az 1986. márciusa óta működő törzscsapdák eredményei. Az így begyűjtött több tízezer állat a Diplopoda, Chilopoda, Collembola, Heteroptera, Coleoptera, Diptera, Phalangidea, Araneidae, és Acarina csoportok között oszlik el. Becslések szerint két hónap alatt a tölgyesben levő csapdák legalább háromszor több gerinctelen állatot fogtak, mint a fenyvesben elhelyezettek. A fentiekből egyértelmű, hogy a telepített fenyvesben is uralkodó lomberdei madárfajok számára a fenyves élőhely nem megfelelő. A törzscsapdák anyagából további adatok is nyerhetők a két élőhely gerinctelen állatok alapján történő tipizálásához.

3. táblázat. Az odútelepen költő fajok költésfenológiai paraméterei 1987-ben (A – denzitás [pár/ha]; B – átlagos fészekalj nagyság; C – kirepült fiókák száma; D – költéssiker)

Faj	Tölgyes				Fenyves			
	A	B	C	D	A	B	C	D
Széncinege	1,3	9,8	7,3	77,2	0,8	7,2	4,1	56,9
Kék cinege	0,5	12,1	10,7	88,3	0,5	9,0	6,0	66,7
Fenyvescinege	–	–	–	–	0,3	8,0	7,0	87,5
Barátcinege	0,3	11,0	10,0	90,9	–	–	–	–
Csuszka	0,3	7,0	7,0	100,0	–	–	–	–
Örvös légykapó	0,8	6,1	4,8	78,7	0,3	6,0	4,0	66,7
Nyaktekerecs	0,3	8,0	6,0	0,75	–	–	–	–
Seregély	0,5	4,0	0,0	0,0	–	–	–	–

Irodalom

- Funke, W. (1971): Food and energy turnover of leaf-eating insects and their influence on primary production. – In: Ellenberg, H. (ed.): *Integrated Experimental Ecology*. Springer, Berlin.
- Lövei, G. & Szentkirályi, F. (1984): Carabids climbing maize plants. – *Zeitschr. angew. Entomol.*, **97**: 107–110.
- Márkus, T. (1984): *Poloska faunisztikai vizsgálatok a Nagy-Szénáson*. – Szakdolgozat, ELTE Budapest.
- Moskát, Cs. (1985a): Madárszámlálási eljárások. I. Vizsgálati alapelvek. (Bird-censuring methods. I. Study principles). – *Madártani tájékoztató*, Jan.-March: 73–75.
- Moskát, Cs. (1985b): Madárszámlálási eljárások. II. Standard módszerek. (Bird-censuring methods. II. Standard procedures). – *Madártani tájékoztató*, Ápr.-Jún.: 67–72.
- Nielsen, B. O. (1974): Registering af insektaktivitet pa bogestammer ved hjaelp af fangtracete. – *Entomol. Medd.* **42**: 1–18.

Composition of bird fauna in Nagy-Szénás Protected Area*

Török, J. & Tóth, L.

Department of Systematic Zoology & Ecology, Eötvös Loránd University
H-1088 Budapest, Puskin u. 3, Hungary

Altogether 94 species, including both breeding and winter visitor birds were observed in the protected area. The most important species was the Saker, *Falco cherrug* because of its rare occurrence in Hungary. Using line transect method 15 and 8 species were found in oak forest habitat and conifer plantation, respectively. Seven species bred in artificial nest-boxes in oak forest while 4 in conifer plantation. Special funnel-traps were placed around the tree trunks to study animals moving on oak and conifer trunks. Invertebrates collected by traps are under identification.

* Research was carried out within the frame of the Project (1985–1988): “Effect of *Pinus nigra* plantations on various habitats in a nature reserve”.

Értékes vegetációfoltok a Keleti-Mecsek déli lábánál

Dénes Andrea

Janus Pannonius Múzeum, Természettudományi Osztály
7601 Pécs, Pf. 347

Összefoglaló: A dolgozat a Keleti-Mecsek déli előterében található művelt területek között megmaradt vegetációfoltok – egy tervezett természetvédelmi terület – flóráját, vegetációtípusait és ritka növényeit mutatja be. A védett fajok az egykor legeltetett területen igen nagy faj- (36 védett, 1 fokozottan védett) és egyedszámban fordulnak elő, ezért a terület természetvédelmi szempontból igen értékes.

Kulcsszavak: flóra, Keleti-Mecsek, természetvédelem, védett növények

Bevezetés

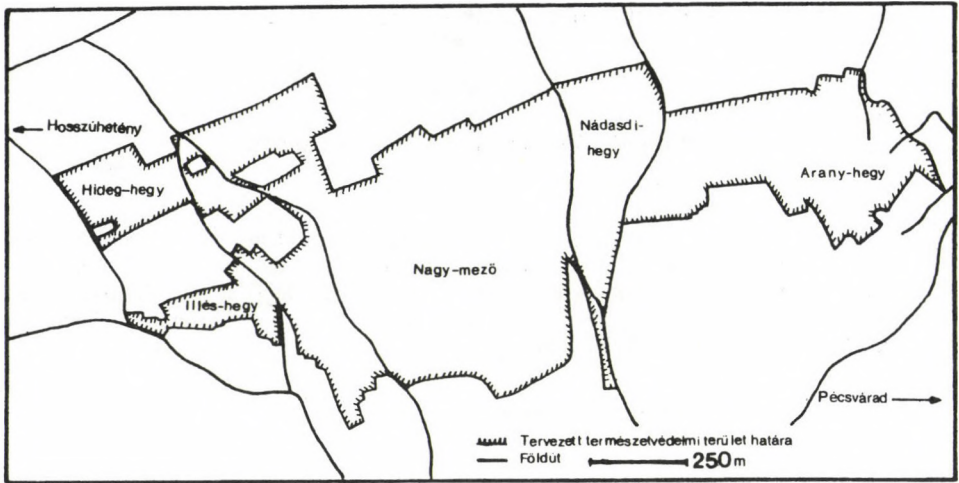
A Keleti-Mecsek déli lábánál a Tájvédelmi Körzet határain kívül, a művelt területek között több természetvédelmi szempontból igen értékes száraz erdő és gyepfolt található. Szántóföldként való hasznosításukat nem tette lehetővé a sekély, köves talaj, vagy a domboldalak meredeksége. Több ilyen erdő és gyepfolt maradt meg szőlőkkel és gyümölcsösökkel körbevéve, vagy homokbánya szélében. Az egykori értékes vegetációt sejteti az ezekben élő fekete kökörücsin vagy tavaszi hérics néhány példánya.

Hosszúhetény és Pécsvárad között található azonban egy mintegy 3 km²-es terület, melyeken kisebb erdőfoltok és az egykor legelőként hasznosított gyep összefüggő vegetációt képez. A pécsvárad Arany-hegy, a Hosszúhetényhez tartozó Nádasdi-hegy, Nagy-mező, Illés-hegy és Hideg-hegy – melyekről szó van – csak kisebb dombok, a legmagasabb is csak 342 m-es. Közülük a Nagy-mező helyileg védett az ott élő jelentős egyedszámú bánáti bazsarózsa (*Paeonia officinalis* L. subsp. *banatica* (Rochel) Soó) populáció miatt.

A terület alapkőzete szerint két részre osztható. Az egyik rész, amelyhez az Arany-hegy tartozik, laza konglomerátum, homokos márga és homok. A többi terület kemény fedőmárga és fedőhomokkő. A talaj vastagsága sehol sem haladja meg a fél métert.

Az irodalomban kifejezetten e területre vonatkozóan kevés adatot találtam, ezek azonban mind ritka fajok előfordulására vonatkoznak. Horvát Adolf Olivér először 1934-ben említi a Bika-rétről a „vad pünkösdi rózsát” (Horvát 1934). (A Bika-rét azonos a Nagy-mezőnek nevezett területtel). Szintén innen említi agárkosbor (*Orchis morio* L.) (Horvát 1958), majd bodzaszagú ujjkaskosbor (*Dacty-*

1. ábra. A terület elhelyezkedése.



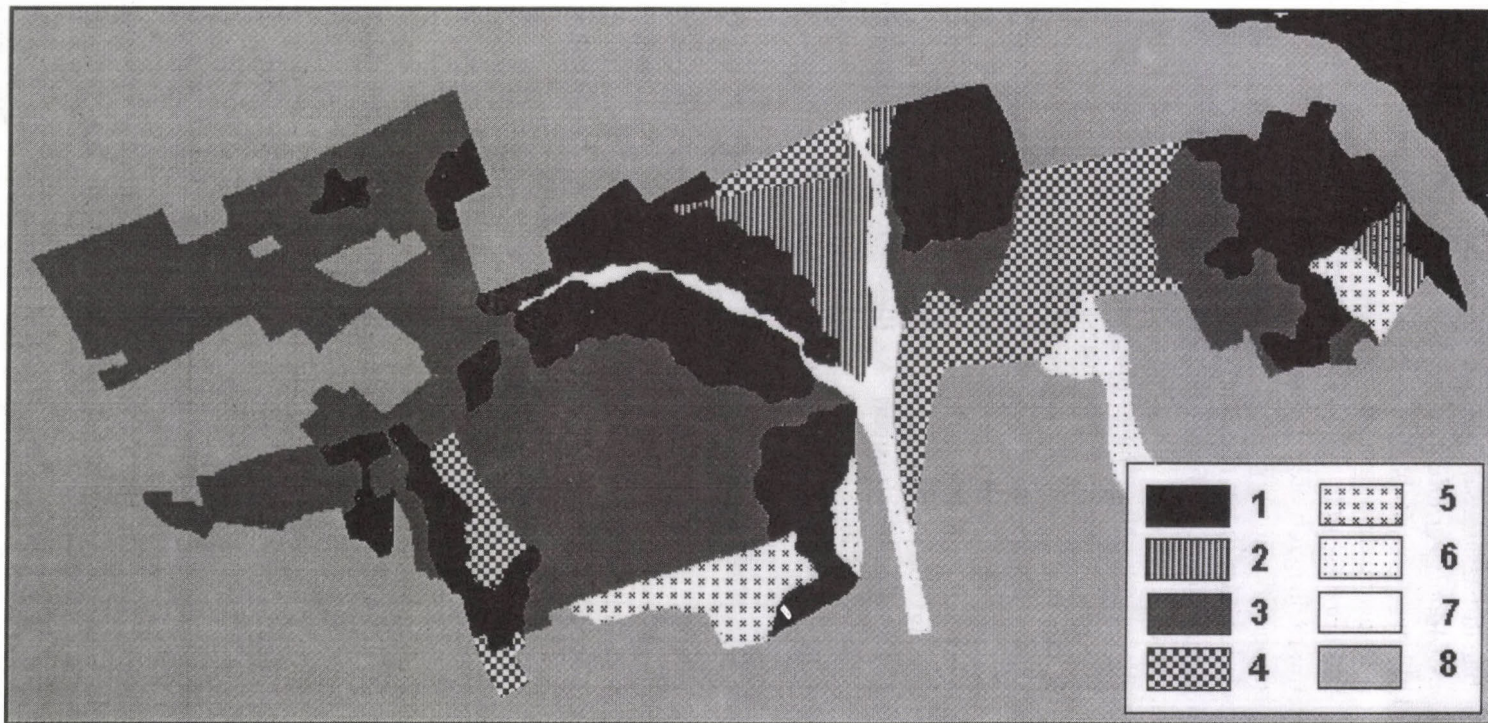
lorhiza sambucina (L.) Soó) előfordulást Pécsvárad „Arany-hegy” lelőhelyen (Horvát 1976). Kevey (1983) a Nagy-mezőről közli a Dél-Dunántúl flóraidékén csak itt élő, és a Mecsekben 1859 óta (Majer 1859) először előkerült selymes peremizs (*Inula oculus-christi* L.) előfordulását. Szintén Kevey (1988) közlése a magyar zergevirág (*Doronicum hungaricum* (Sadler) Rchb.) és az agárkosbor előfordulása az Arany-hegyen.

Anyag és módszer

A terület Hosszúhetény és Pécsvárad között található, elhelyezkedését az 1. ábra mutatja. 1992–1993-ban a védetté nyilvánítás kezdeményezése érdekében, a terület többszöri bejárásával végeztem el a védett növények egyedszámbecslését és készítettem el a virágos növények fajlistáját. A fajlista alapján, Simon (1988a) és Borhidi (1993) mutatói felhasználásával, végeztem a terület természetvédelmi értékelését (3–4 ábrák). Elkészítettem a terület vegetációtípus (élőhelytípus) térképét is (2. ábra). A terület cönológiai jellemzésével azonban egy későbbi dolgozatban szeretnék foglalkozni.

Eredmények

A vizsgált terület nagy részét éveken keresztül legeltették. Az egykori fotók szerint a jelenleg erdőszedő, cserjésedő gyepek szinte teljesen fátlan legelők voltak. A legeltetés hatására szaporodott el a terület legnagyobb értékét jelentő, fo-



2. ábra. A terület élőhelytípusai. – 1. Egykori legelő, ma cserjeerdő és sztyepprért mozaikosan. – 2. Egykori fás legelő, legelőerdő öreg csertölgyekkel. – 3. Xeroterm tölgyes. – 4. Irtásrét. – 5. Felhagyott mandulás. – 6. Akácos. – 7. Völgyalji ruderalis növényzet.

kozottan védett bánáti bazsarózsa (*Paeonia officinalis* subsp. *banatica*) és a védett tavaszi hérics (*Adonis vernalis* L.). E két faj mindegyike több ezres egyedszámban fordul elő ma. A bánáti bazsarózsa jól érzi magát a nyílt gyepekben, félárnyékos erdőszéli részeken, de még a zártabb tölgyesben is. A területen ma a legeltetés és a fakitermelés után átalakuló száraz gyepek és száraz tölgyes erdőfoltok, valamint felhagyott öreg gyümölcsösök élnek. Ez a láthatóan bolygatott terület ma számos ritka növény élőhelye, melyek közül nem egy valószínűleg éppen a bolygatás hatására tudott elszaporodni. Az Arany-hegyen pl. tömegesen él bodzaszagú ujjaskosbor. Előfordul az erdő ligetes napsütötte részein, a sztyeppréteken, de tömeges egy felhagyott mandulásban is. Az agárkosbor az Arany-hegy gyepeiben és a Nagy-mező öreg mandulásában szaporodott nagyon el. Egyedül az Arany-hegyen nem él bazsarózsa, viszont több ritka faj igen nagy egyedszámú. Ilyen az epergyöngyike (*Muscari botryoides* (L.) Mill.), a bodzaszagú ujjaskosbor, és a magyar zergevirág (*Doronicum hungaricum* (Sadler) Rchb.

A terület legnyugatibb részén az Illés-hegyen és a Nagy-mezőn a sárga len (*Linum flavum* L.) nagyobb populációjának előkerülése örvendetes, mert a Keleti-Mecsekből eddig még nem volt ismert. Az Illés-hegyen előkerült még a hegyi árvalányhaj (*Stipa joannis* Celak.) néhány m²-es kis populációja, és a csillagőszirózsa (*Aster amellus* L.) is. Mindkettő faj ma már ritka a Mecsekben.

Fontosabb élőhelytípusok

1. Egykori legelő, ma cserjeerdő és sztyepprért mozaikosan. Alacsony mindössze 2–4 m magas, elbokrosodott kocsánytalan- (*Quercus petraea*), molyhos- (*Quercus pubescens*) és olasz tölgy (*Quercus virgiliana*) példányokkal, közöttük cserjékkel. A legtöbb védett faj ezen az élőhelyen fordul elő.

2.: Egykori fás legelő, legelőerdő. A legeltetés hiányában az öreg fák alatt szinte áthatolhatatlan rózsa- ill. galagonyabozót nőtt fel.

3. Xeroterm tölgyesek. Elsősorban *Orno-Quercetum pubescentis* különböző korú és degradációjú állományai.

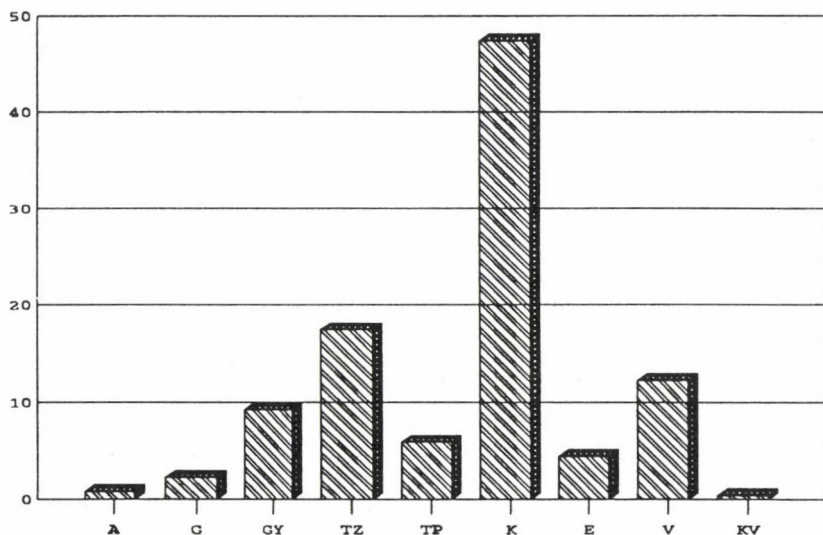
4. Felhagyott mandulások, ma több orchideafaj tömegesen él bennük (2. ábra).

A dombokon megfigyelt 298 növényfaj közül 1 faj fokozottan védett, 36 faj védett. A védettek a következők: (Előfordulásuk helye és egyedszámuk kódolva a fajnév után található. Rövidítések: Ah: Arany-hegy, Hh: Hideg-hegy, Ih: Illés-hegy, Nh: Nádasdi-hegy, Nm: Nagy-mező. A növények egyedszámát a következő kódszámok alapján jelölöm: 1: 1–10; 2: 11–100; 3: 101–1 000; 4: 1 001–10 000; 5: 10 000 felett.)

Adonis vernalis L. (Ah, Hh, Ih, Nh, Nm. 5), *Allium sphaerocephalon* L. (Ah, Nm. 2), *Anacamptis pyramidalis* (L.) Rchb. (Nm. 2), *Aster amellus* L. (Ih.

2), *Cephalanthera damasonium* (Mill.) Druce (Nm. 1), *Coronilla coronata* L. (Ah. 2), *Dactylorhiza sambucina* (L.) Soó (Ah. 4), *Dianthus giganteiformis* Borbás (Ah, Ih, Nh, Nm. 4), *Dictamnus albus* L. (Ah, Ih, Nh, Nm. 3), *Doronicum hungaricum* (Sadler) Rechb. (Ah, Nh, Nm. 4), *Erysimum odoratum* Ehrh. (Ah, Hh, Ih, Nh, Nm. 3), *Hepatica nobilis* Mill. (Ah, Nh, Nm. 2), *Inula oculus-christi* L. (Nm. 2), *Iris graminea* L. (Ih. 2), *Iris variegata* L. (Ah, Nh, Nm. 4), *Jurinea mollis* (L.) Rechb. (Ah, Ih, Nh, Nm. 2), *Lathyrus pannonicus* (Jacq.) Garcke subsp. *collinus* (Ortman) Soó (Ah, Nh. 2), *Lilium martagon* L. (Ah, Nm. 2), *Linum flavum* L. (Ih, Nm. 3), *Linum hirsutum* L. (Ih, Nm. 2), *Linum tenuifolium* L. (Nh, Nm. 2), *Lonicera caprifolium* L. (Ah, Nh, Nm. 4), *Muscari botryoides* (L.) Mill. (Ah, Nh, Nm. 5), *Orchis morio* L. (Ah, Nm. 4), *Orchis purpurea* Huds. (Ah, Nh, Nm. 2), *Orchis simia* Lam. (Ah, Nh, Nm. 3), *Ornithogalum sphaerocarpum* Kern. (Ah, Nm. 2), *Paeonia officinalis* L. subsp. *banatica* (Rochel) Soó (Ih, Nh, Nm. 4), *Platanthera bifolia* (L.) Rich. (Ah. 1), *Primula vulgaris* Huds. (Nh. 2), *Pulsatilla grandis* Wender. (Ah. 1), *Pulsatilla pratensis* (L.) Mill. subsp. *nigricans* (Störck) Zammels (Ah, Nm. 4), *Ranunculus illyricus* L. (Ah, Nh, Nm. 3), *Ruscus aculeatus* (Nm. 2), *Stipa joannis* Celak. (Ih. 2), *Tamus communis* L. (Ah, Nh, Nm. 4), *Thalictrum aquilegifolium* L. (Ah. 2).

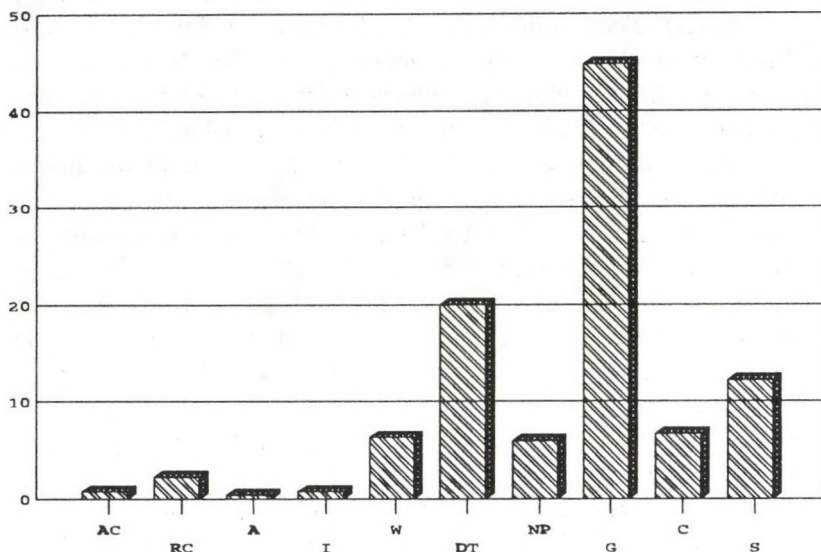
Simon (1988) természetvédelmi értékkategóriáival számolva a leromlott állapotra utaló fajok (A, G, GY, TZ) 29,5%-ban vannak jelen ebből is 17,4%-ot a zavarástűrő természetes fajok (TZ) képviselnek. A zavartságra utaló fajok együt-



3. ábra. A természetvédelmi értékkategóriák megoszlása (Simon 1988a szerint).

GY: kozmopolita jellegű gyomok, G: kultúrnövények, A: adventív fajok, TZ: zavarástűrő természetes fajok, TP: természetes pionírok, K: kísérő, eredeti állapotokra utaló fajok, E: társulásképző (edifikátor) fajok, V: védett fajok, KV: kiemelten védett fajok.

4. ábra. A fajok szociális magatartási típusok szerinti részesedése (Borhidi 1993 szerint). AC: agresszív, tájidegen inváziós fajok, RC: ruderális kompetítorok, A: behurcolt vagy adventív fajok, I: meghonosodott idegen fajok, W: természetes gyomfajok, DT: zavarástűrő természetes fajok, NP: természetes pionír növények, G: generalista vagy kísérő fajok, C: kompetítor fajok, S: specialisták.



tes aránya tehát nem lépi túl, de igen megközelíti a természetes állapotú területeknél „megengedett” 30%-ot (Simon 1988b). 70,5% a természetes állapotokra utaló fajok (TP, K, E, V, KV), s ebből 47,5% a kísérőfajok (K) aránya. Magas a természetes zavarástűrők (TZ, DT) de ugyanakkor igen magas a védett fajok (V, KV) aránya is. Ennek magyarázata a tereptapasztalatok alapján, hogy több faj éppen a bolygatás hatására, vagy annak megszűnése után szaporodott el (3. ábra).

Borhidi (1993) szociális magatartás-típus besorolását használva 69,63%-ot képviselnek a természetes termőhelyek növényei a bolygatottságra utaló fajok aránya 30,37%. A legnagyobb a generalista, tág ökológiájú stressztűrő fajok (G: 44,8%) aránya, ezt követi a zavarástűrő természetes növények (DT: 20%) részesedése. Agresszív, inváziós fajok és ruderális kompetítorok is megjelentek (AC, RC: 2,96%) a területen (4. ábra). Ritka és unikális faj 5 fordul elő. A terület természetvédelmi értéke 3.3. Ez az érték jónak ítélnélhető a minimálisan elméletileg elérhető -3 (ha minden faj agresszív inváziós faj), és maximálisan elméletileg elérhető +10 (ha minden faj unikális specialista) közötti értékhatáron belül.

Irodalom

- Borhidi, A. (1993): *A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai.* – KTM & JPTE, Pécs.
- Horvát, A. O. (1934): Vad pünkösdi rózsa a Mecsek-hegységben. – *Természettudományi Közlem.* **66.**

- Horvát, A. O. (1942): *A Mecsek-hegység és déli síkjának növényzete*. – A ciszterci rend kiadása, Pécs.
- Horvát, A. O. (1958): Pótlatok a „Mecsek-hegység és környékének flórájához”. – *Janus Pannonius Múzeum Évkönyve* 1958: 163–180.
- Horvát, A. O. (1975): Pótlások és kiegészítések a „Mecsek-hegység és déli síkjának növényzete” ismeretéhez I. (1942–1971). *Janus Pannonius Múzeum Évkönyve* 17–18: 15–32.
- Horvát, A. O. (1976): Pótlások és kiegészítések a „Mecsek-hegység és déli síkjának növényzete” ismeretéhez III. (1942–1975). *Dunántúli Dolgozatok* 10: 23–46.
- Horvát, A. O. (1977): Pótlások és kiegészítések a „Mecsek-hegység és déli síkjának növényzete” ismeretéhez II. (1942–1971). *Janus Pannonius Múzeum Évkönyve* 19: 37–56.
- Kevey, B. (1985): Adatok Magyarország flórájának és vegetációjának ismeretéhez III. – *Bot. Közlem.* 72: 155–158.
- Kevey, B. (1988): Útmutató a TTSZ örök részére a Dél-Dunántúli OKTH Felügyelőség működési területén elterjedt veszélyeztetett, védett, fokozottan védett növényekről. – Dél-Dunántúli OKTH, Pécs.
- Majer, M. (1859): *Die Flora des Fünfkirchner Pflanzengebietes*. – *Pécsi kath. főgymnasium programja* 23.
- Simon, T. (1988a): A hazai edényes flóra természetvédelmi értékesorolása. – *Abstracta Botanica* 12: 1–23.
- Simon, T. (1988b): *A hazai edényes flóra természetvédelmi-értékesorolása*. – I. Magyar Ökológus Kongresszus, Előadáskivonatok és Poszterösszefoglalók, p. 167.
- Simon, T. (1992): *A Magyarországi edényes flóra határozója*. – Tankönyvkiadó, Budapest.

Valuable vegetation patches at the southern slopes of the Keleti-Mecsek Mts, SW-Hungary

Dénes, A.

Natural History Department, Janus Pannonius Museum
H-7601 Pécs, P. O. Box 347, Hungary

The higher plant flora, the vegetation types and the rare plant species of some “undisturbed” areas between croplands in a planned protected area are presented and characterised. Nature conservation importance of this area is emphasised by the high species number of protected plants (36 protected species, 1 strictly protected species). The strictly protected *Paeonia officinalis* subsp. *bannatica* and the protected *Dactylorhiza sambucina*, *Orchis simia*, *Orchis morio*, *Pulsatilla pratensis* subsp. *nigricans*, *Linum flavum*, *Doronicum hungaricum* and *Muscari botryoides* are represented by high number of individuals in these areas.

Appendix

A területen előforduló virágos növények fajlistája

Acer campestre L., *Achillea millefolium* L., *Aconitum anthora* L., *Adonis aestivalis* L., *Adonis vernalis* L., *Agropyron intermedium* Host, *Agropyron repens* (L.) P. B., *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, *Ajuga genevensis* L., *Alliaria petiolata* (M. B.) Cavara et Grande, *Allium atroviolaceum* Boiss., *Allium flavum* L., *Allium sphaerocephalon* L., *Alopecurus pratensis* L., *Alyssum alyssoides* (L.) L., *Amygdalus communis* L., *Anacamptis pyramidalis* (L.) Rehb., *Anagallis foemina* Mill., *Anthemis tinctoria* L., *Anthericum ramosum* L., *Anthoxanthum odoratum* L., *Anthyllis mac-*

rocephala L., *Anthyllis vulneraria* L., *Arabidopsis thaliana* (L.) Heynh., *Arabis hirsuta* (L.) Scop., *Arabis turrita* L., *Arrhenatherum elatius* (L.) J. et C. Presl, *Asparagus officinalis* L., *Asperula cynanchica* L., *Aster amellus* L., *Aster linosyris* (L.) Bernh., *Astragalus onobrychis* L.

Betonica officinalis L., *Botriochloa ischaemum* (L.) Keng, *Brachypodium pinnatum* (L.) P. B., *Bromus pannonicus* Kumm. et Sendt., *Bromus squarrosus* L., *Bromus sterilis* L., *Bromus tectorum* L.

Calamagrostis epigeios (L.) Roth, *Calamintha acinos* (L.) Clairv., *Calamintha clinopodium* Spenner, *Campanula bononiensis* L., *Campanula glomerata* L., *Campanula persicifolia* L., *Campanula sibirica* L., *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medik., *Carex divulsa* Stokes, *Carex humilis* Leys., *Carex michelii* Host, *Carex praecox* Schreb., *Carlina vulgaris* L., *Castanea sativa* Mill., *Centaurea micranthos* S. G. Gmel., *Centaurea pannonica* (Heuff.) Simk., *Centaurea spinulosa* Rochel, *Centaureum erythraea* Rafn., *Cephalanthera damasonium* (Mill.) Druce, *Cerastium brachypetalum* Desp., *Cerastium glomeratum* Thuill., *Chamaecytisus austriacus* (L.) Link, *Chamaecytisus hirsutus* (L.) Link, *Chamaecytisus ratisbonensis* (Schaeffer) Rothm., *Chondrilla juncea* L., *Chrysanthemum corymbosum* L., *Chrysopogon gryllus* (L.) Trin., *Cirsium arvense* (L.) Scop., *Cleistogenes serotina* (L.) Keng, *Clematis vitalba* L., *Colutea arborescens* L., *Convallaria majalis* L., *Convolvulus arvensis* L., *Convolvulus cantabrica* L., *Cornus mas* L., *Coronilla coronata* L., *Coronilla varia* L., *Corydalis cava* (L.) Schw. et Körte., *Crataegus monogyna* Jacq., *Crupina vulgaris* Pers.

Dactylis glomerata L., *Dactylis polygama* Horvátovszky, *Dactylorhiza sambucina* (L.) Soó, *Dentaria bulbifera* L., *Dianthus giganteiformis* Borbás, *Dictamnus albus* L., *Digitalis grandiflora* Mill., *Doronicum hungaricum* (Sadler) Rchb., *Dorycnium herbaceum* Vill.

Echium vulgare L., *Erodium cicutarium* (L.) L'Hérit., *Erophila verna* (L.) Chev., *Eryngium campestre* L., *Erysimum odoratum* Ehrh., *Euonymus europaea* L., *Euonymus verrucosa* Scop., *Euphorbia cyparissias* L.

Falcaria vulgaris Bernh., *Festuca heterophylla* Lam., *Festuca pratensis* Huds., *Festuca rupicola* Heuff., *Festuca valesiaca* Schleich. ex Gaud., *Filipendula vulgaris* Mönch, *Fragaria viridis* Duch., *Fraxinus ornus* L., *Fumaria officinalis* L., *Fumaria schleicheri* Soy.-Will.

Gagea pratensis (Pers.) Dum., *Galium aparine* L., *Galium lucidum* All., *Galium mollugo* L., *Galium verum* L., *Genista tictoria* L., *Geranium columbinum* L., *Geranium robertianum* L., *Geranium sanguineum* L., *Geum urbanum* L.

Helianthemum ovatum (Viv.) Dun., *Helleborus odoratus* W. et K., *Hepatica nobilis* Mill., *Hesperis tristis* L., *Hieracium bauhini* Schult., *Hieracium hoppeanum* Schult., *Hieracium umbellatum* L., *Hypericum perforatum* L., *Hypochoeris maculata* L.

Inula ensifolia L., *Inula oculus-christi* L., *Iris graminea* L., *Iris variegata* L., *Isopyrum thalictroides* L.

Jurinea mollis (L.) Rchb.

Knautia arvensis (L.) Coult., *Knautia drymeia* Heuff.

Lactuca viminea (L.) J. et C. Presl, *Lamium maculatum* (L.) L., *Lamium purpureum* L., *Laser trilobum* (L.) Borkh., *Lathyrus latifolius* L., *Lathyrus niger* (L.) Bernh., *Lathyrus pannonicus* (Jacq.) Garcke subsp. *collinus* (Ortman) Soó, *Lathyrus sphaericus* Retz., *Lembotropis nigricans* (L.) Gris., *Ligustrum vulgare* L., *Lilium martagon* L., *Linaria genistifolia* (L.) Mill., *Linaria vulgaris* Mill., *Linum austriacum* L., *Linum flavum* L., *Linum hirsutum* L., *Linum tenuifolium* L., *Lithospermum arvense* L., *Lithospermum officinale* L., *Lithospermum purpureo-coeruleum* L., *Lonicera caprifolium* L., *Lotus corniculatus* L., *Luzula forsteri* (Sm.) DC.

Melampyrum barbatum W. et K., *Melampyrum cristatum* L., *Melica ciliata* L., *Melica transilvanica* Schur, *Melilotus officinalis* (L.) Pall., *Melittis grandiflora* L., *Mercurialis ovata* Sternb. et Hoppe, *Moenchia mantica* (L.) Bartl., *Muscari botryoides* (L.) Mill., *Muscari racemosum* (L.) Mill., *Muscari tenuiflorum* Tausch, *Myosotis stricta* Link ex R. et Sch.

Nonea pulla (L.) Lam. et DC.

Odontites lutea (Bell.) Dum., *Odontites rubra* (Baumg.) Opiz, *Onobrychis vicifolia* Scop., *Ononis arvensis* L., *Ononis spinosa* L., *Orchis morio* L., *Orchis purpurea* Huds., *Orchis simia* Lam., *Origanum vulgare* L., *Orlaya grandiflora* (L.) Hoffm., *Ornithogalum comosum* L., *Ornithogalum orthophyllum* Ten., *Ornithogalum sphaerocarpon* Kern., *Ornithogalum umbellatum* L.,

Orobanche alba Stephan, *Orobanche caryophyllacea* Sm., *Orobanche picridis* F. Schultz, *Orobanche teucrii* Holandre

Paeonia officinalis L. subsp. *banatica* (Rochel) Soó, *Papaver dubium* L., *Persica vulgaris* Mill., *Petrorhagia prolifera* (L.) Ball et Heyw., *Peucedanum alsaticum* L., *Peucedanum cervaria* (L.) Cuss., *Pimpinella saxifraga* L., *Plantago lanceolata* L., *Plantago media* L., *Platanthera bifolia* (L.) Rich., *Poa bulbosa* L., *Poa nemoralis* L., *Poa pratensis* L., *Polygala comosa* Schkuhr, *Polygonatum latifolium* (Jacq.) Desf., *Polygonatum odoratum* (Mill.) Druce, *Polygonum convolvulus* Huds., *Potentilla arenaria* Borkh., *Potentilla argentea* L., *Potentilla impolita* Wahlb., *Potentilla inclinata* Vill., *Potentilla recta* L., *Primula vulgaris* Huds., *Prunella vulgaris* L., *Prunus spinosa* L., *Pulmonaria mollis* Wolff., *Pulmonaria officinalis* L., *Pulsatilla grandis* Wender., *Pulsatilla pratensis* (L.) Mill. subsp. *nigricans* (Störck) Zammels, *Pyrus pyraeaster* Burgsd.

Quercus cerris L., *Quercus dalechampii* Ten., *Quercus petraea* (Mattuschka) Lieblein, *Quercus polycarpa* Schur, *Quercus pubescens* Willd., *Quercus virgiliana* Ten.

Ranunculus bulbosus L., *Ranunculus illyricus* L., *Reseda lutea* L., *Robinia pseudo-acacia* L., *Rosa canina* L., *Rubus caesius* L., *Ruscus aculeatus* L.

Salvia nemorosa L., *Salvia pratensis* L., *Salvia verticillata* L., *Sambucus ebulus* L., *Sambucus nigra* L., *Sanguisorba minor* Scop., *Saxifraga bulbifera* L., *Scabiosa ochroleuca* L., *Scorzoneria hispanica* L., *Sedum acre* L., *Sedum maximum* (L.) Hoffm., *Sedum montanum* Song. et Perr., *Sedum sexangulare* L., *Senecio jacobaea* L., *Serratula tinctoria* L., *Seseli annuum* L., *Silene nemoralis* W. et K., *Silene otites* (L.) Wibel, *Silene vulgaris* (Mönch) Garcke, *Sorbus aucuparia* L., *Sorbus torminalis* (L.) Cr., *Stachys recta* L., *Stellaria holostea* L., *Stipa joannis* Celak., *Symphytum tuberosum* L.

Tamus communis L., *Teucrium chamaedrys* L., *Thalictrum aquilegifolium* L., *Thesium linophyllum* L., *Thlaspi perfoliatum* L., *Thymus labrescens* Willd., *Thymus oenipontanus* H. Br., *Tilia argentea* Desf., *Tragopogon orientalis* L., *Trifolium alpestre* L., *Trifolium arvense* L., *Trifolium aureum* Poll., *Trifolium montanum* L., *Trifolium ochroleucum* Huds., *Trifolium pratense* L., *Trifolium rubens* L., *Turritia glabra* L.

Urtica dioica L.

Valeriana collina Wallr., *Valerianella coronata* (L.) DC., *Valerianella locusta* (L.) Latterade, *Verbascum austriacum* Schott, *Verbascum lychnitis* L., *Verbascum phoeniceum* L., *Veronica austriaca* L., *Veronica chamaedrys* L., *Veronica hederifolia* L., *Veronica orchidea* Cr., *Veronica prostrata* L., *Veronica spicata* L., *Veronica triphyllos* L., *Viburnum lantana* L., *Vicia lathyroides* L., *Vicia sativa* L., *Vincetoxicum hirundinaria* Medik., *Viola alba* Bess., *Viola arvensis* Murr., *Viola cyanea* Celak., *Viola hirta* L., *Viola kitaibeliana* R. et Sch., *Viola odorata* L., *Viscaria vulgaris* Bernh.

Könyvismertetés

Fintha István: Az Észak-Alföld edényes flórája. – TermészetBÚVÁR könyvek. A KTM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei I. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó. Budapest, 1994. 359 pp.

A Beregi-sík, a Szatmári-sík, a Bodrogköz és a Rétköz természeti értékekben gazdag tájai hazánknek; ezért külön érdeme a tanulmánykötetnek, hogy a múlt kutatási eredményeit ötvözi a „jelen” tapasztalataival.

Az elején hímes magyar nyelven ismerkedhetünk a terület földrajzi jellemzőivel, a flórakutatás múltjával és lehetőségeivel, a természetvédelem eredményeivel és terveivel.

A fajok részletes ismertetését a Soó Synopsisára alapozott sorrend és nevezéktan alapján kapjuk. Értékes a sok új és pontos előfordulási adat.

Az irodalomjegyzék olyan gazdag, hogy a témában tájékozatlan kedvet kap további bűvárkodásra.

Függelékbe került néhány érdekes és fontos tudnivaló. (Bryophyta; Gyógyító növények az Észak-Alföld néprajzi irodalmából; A Szatmár-beregi virágos kertek, udvarok kultúrflórája; A Szatmár-beregi sík templomkertjeinek, temetőinek flórája; Az Észak-Alföld botanikai jelentőségű geográfiai neveihez.) Kár, hogy legalább zárójelben nem szerepelnek a jelenleg használatos nevek.

Tartalmánál fogva elsősorban természetvédelmi szakembereknek szól, de fontos kézikönyve lehet tanároknak, diákoknak, önkormányzatoknak.

Ez a kiváló szakkönyv sajnos nem került könyvesbolti forgalomba. Kérdés, hogy a Természetvédelmi Hivatalból milyen csatornákon fog eljutni az érdekeltekhez és az érdeklődőkhöz?

Stollmayerné Bonc Emília

A Szigetköz mocsári sásos-égerlápjai (*Carici acutiformis-Alnetum*)*

Kevey Balázs¹ & Alexay Zoltán²

¹Janus Pannonius Tudományegyetem, Növényteni Tanszék
7624 Pécs, Ifjúság útja 6

²Széchenyi István Műszaki Főiskola, Környezetvédelmi Tanszék
9026 Győr, Hédervári út 3

Összefoglaló: A Szigetközben három láperdei asszociációt sikerült megkülönböztetni. A szukcesszió során megjelenő első láperdő társulás a *Calamagrostio-Salicetum cinereae*. Ez a cserjetermetű asszociáció fokozatosan megy át a *Thelypteridi-Alnetum*-ba, amelyet – a feltöltődési folyamatok előrehaladtával – a *Carici acutiformis-Alnetum* vált fel. Jelen közlemény utóbbi asszociáció elemzését mutatja be öt növénycönológiai felvétel alapján.

A társulásban a lomberdei fajok (*Quercus-Fagea s. l.*) játszik a legfontosabb szerepet. Ezek között a *Salicetea purpureae* (incl. *Salicion albae*), az *Alno-Padion* és az *Alnetea* elemek vannak a legnagyobb arányban képviselve. Mellettük a *Phragmitetea* (incl. *Magnocaricion*) fajok is jelentős szerephez jutnak. A karakterfajok aránya alapján a társulás a liget- és a láperdők között képez átmenetet. Ezt bizonyítják a termőhelyi viszonyok is, melyek szerint vizük nedvesebb időszakban kissé áramlik, szárazabb évszakokban viszont pangó jelleget mutat.

Elsősorban flóra- és vegetációtörténeti szempontból jelentős e láperdők szigetközi felfedezése, ugyanis a *Carici acutiformis-Alnetum* korábban csak hegy- és dombvidéki tájakról került elő. Egy kipusztulóban levő asszociációval állunk szemben, melynek megőrzése fontos természetvédelmi feladat.

Kulcsszavak: Szigetköz, társulástan, természetvédelem, égerláp

A Szigetköz élővilágának kutatása az utóbbi másfél évtizedben egyre jobban az érdeklődés középpontjába került. Ennek leglényegesebb motiválója a Bős–Nagymaros vízlépcsőrendszer, melynek C-variánsa erősen veszélyezteti a természetes növénytakarót. A Szigetköz legértékesebb színfoltjait a töredékes láperdők képezik. Átkutatásukkal szeretnénk hozzájárulni a Szigetköz vegetációjának ismeretéhez.

A kutatás története

A Szigetköz égerlápjaira először Zólyomi (1937) hívta fel a figyelmet, aki a Kimle közelében levő „Kálnoki-erdő”-ben készített egyetlen cönológiai felvétellel mutatja be a társulást. Kárpáti (1957) egy újabb égerlápot fedezett fel a Mosonmagyaróvár melletti „Parti-erdő”-ben. Három cönológiai felvétele máig közö-

* Megjelent az OTKA támogatásával (T 5425).

letlen maradt. Utóbbi égerlápából Csapody István (ined. 1981) is készített egy cönológiai felvételt. E két égerláp állomány az Alföld több pontjáról közölt *Thelypteridi-Alnetum* társulásnak felel meg. Ezzel szemben a Szigetközben Hédervárnál egy olyan égeres erdőre bukkantunk, amely az égerlápok és égerligetek között képez átmenetet. Állományait hegy- és dombvidéki tájainkról leírt mocsári sásos-égerláp-pal (*Carici acutiformis-Alnetum*) sikerült azonosítani (vö. Kevey 1993a, 1993b).

A kutatás és elemzés módszerei

A felméréseket a Hédervár melletti „Vadaskerti-erdő”-ben végeztük. A növénytársulások felvételezését a Braun-Blanquet (1928) által felállított, és azóta is egész Európában használatos módszerrel végeztük. Arra törekedtünk, hogy a társulásról minél teljesebb képet tudjunk adni, ezért 1990 folyamán a 600 m²-es felvételi mintaterületeket tavasztól a nyár végéig többször is bejártuk (dauer-kvadrát módszer).

A cönológiai táblázatok összeállítását és kielemezését egy számítógépes program segítségével végeztük. A karakterfajok csoportrészesedésének kiszámításánál egy sajátos módszert alkalmaztunk (vö. Kevey in Kevey & Czímber 1982, Kevey 1984), melynek számítógépes kivitelezésére csak nemrég került sor (vö. Kevey 1993a). Lényege a következő. Mivel a legtöbb növényfajt nem lehet egyetlen cönológiai kategóriába sorolni, ezért a táblázatban a fajok neve után zárójelben feltüntettük azon cönotaxonok rövidítéseit, melyekre a szóbanforgó növény – a tabelláris besoroláson kívül – még jellemző. A csoportrészesedés kiszámításánál a számítógép mindezeket figyelembe veszi úgy, hogy a fajok százalékban kifejezett K értékét annyi részre osztja, ahány féle cönológiai jelleggel rendelkezik az illető növény, majd az így kapott hányadokat a megfelelő cönotaxonokhoz írja (pl. ha egy faj *Alno-Padion* és *Alnetea* jelleget egyaránt mutat, 80% K érték mellett 40–40%-ot sorol az *Alno-Padion*, illetve az *Alnetea* cönotaxonokhoz). Az így kiszámított „finomított” csoportrészesedési eredményeket a program táblázatba rendezi (vö. Kevey & Borhidi 1992, Kevey & Tóth 1992).

A cönotaxonómiai nevek használatánál Soó (1980) cönológiai rendszerét követtük. A fajok társulástani besorolásánál is Soó (1964–1980) adataira támaszkodtunk, bár ezeket olykor – indokolt esetben – saját tapasztalataink és megfigyeléseink szerint módosítottuk.

A társulás kialakulásának körülményei a Szigetközben

A Szigetközben igen kevés égerláp található. Kialakulásukra csak az igen mély és régen lefűződött morotvák adhatnak lehetőséget. Ezek vize nincs mozgásban, nem keveredik levegővel, ezért oldott oxigénben rendkívül szegény.

Ilyen *anaerob* körülmények között a vízbe hulló elhalt szerves anyagok nem tudnak tökéletesen lebomlani, s fokozatosan eltözegekednek. A meder aljára leülepedő tőzegréteg évről-évre vastagodik, s vele párhuzamosan a morotva feltöltődésének folyamata is megindul. Ez az – elhalt szerves anyagok felhalmozódásával kapcsolatos – ún. *organogén szukcesszió* vezet el a lápok, majd a láperdők kialakulásához.

A láperdők sötétbarna, vagy feketés színű tőzeges láptalajokon fejlődnek. Hőgazdálkodásuk szerint a hideg talajok közé sorolhatók, azaz igen nehezen melegednek fel, amelyhez a víz hűtőhatása is erősen hozzájárul. E tulajdonságuknál fogva gyakran jégkorszaki reliktumfajok megőrzésére alkalmasak, bár kifejezetten ilyen növényfaj a Szigetköz láperdeiből nem került elő. A láptalajok vize a benne oldott humin anyagoktól barnás színezetű. Az elhalt szerves anyagok *anaerob* lebomlásával kapcsolatban különféle gázok (ammónia, metán, kéndioxid, kénhidrogén stb.) keletkeznek, s ezek által a lápi víz telítődik. Különösen a kénhidrogéntől származik e vizek jellegzetes, záptojásra emlékeztető illata.

A Szigetközben három láperdei asszociációt sikerült megkülönböztetnünk. A szukcesszió során megjelenő első láperdő társulás még cserjetermetű, az ún. dárdás nádtippanos-fűzláp (*Calamagrostio-Salicetum cinereae*). Ez az asszociáció fokozatosan a tőzegrápfrányos-égerlápba (*Thelypteridi-Alnetum*) megy át, majd – a feltöltődési folyamatok előrehaladtával – a mocsári sásos-égerláp (*Carici acutiformis-Alnetum*) következik (vö. Kevey 1993a, 1993b). Ennek állományai elhagyott régi medrek alján, de általában időszakos, illetve igen lassú mozgású vízfolyások közelében találhatóak. Vízgazdálkodásuk így kettős arculatot mutat, azaz félig pangóvízes termőhelyük átmenetet képez a láp- és ligeterdők között. A láp vize ugyanis a mélyebb talajrétegekben viszonylagos összeköttetésben van a közeli vízfolyással. Nedvesebb évszakokban, amikor magasabb a vízszint, ennek oldott oxigént tartalmazó vizéből bizonyos mennyiség átszivárog a láperdő egyébként pangó vizes talajába. Szárazabb időszakokban a vízszint is alacsonyabb lesz, e részleges vízkicserélődés megszűnik, s ilyenkor ez a kevés oldott oxigéntartalom is elvész. Talajuk ezért kevesebb tőzeget tartalmaz, mint a tőzegrápfrányos-égerlápoké.

A társulás termőhelyének feltöltődésével az állandó vízborítottság megszűnik, amely a tőzeg bomlását eredményezi. A mocsári sásos-égerláp (*Carici acutiformis-Alnetum*) így előbb-utóbb égerligetté (*Paridi quadrifoliae-Alnetum*), ez pedig tölgy-kőris-szil ligeterdővé (*Scillo vindobonensis-Ulmetum*) fejlődik (1. ábra).

A társulás cönológiai jellemzése

A mocsári sásos-égerlápok felső lombkoronaszintje közepesen zárt (60–70%), s általában valamivel magasabb (20–25 m) mint a tőzegrápfrányos-égerláp-

poké. Leggyakoribb és egyben legnagyobb tömegben előforduló fájuk az *Alnus glutinosa*, de kisebb területen a *Fraxinus excelsior* (nem *Fraxinus angustifolia*!), a *Populus alba* és a *Salix alba* is képezhet konszociációt. A fák átlagos törzsátmérője 25–40 cm.

Megkülönböztethető egy ritkább (20–25%), s 15–17 m magas alsó lombkoronaszint is, melyben a felső lombkorona fáinak fiatalabb egyedei mellett egyes ligeterdei fafajok (*Alnus incana*, *Padus avium*, *Salix fragilis*, *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*) is megjelenhetnek.

A felső cserjeszint igen változó fejlettséget mutat, ennek megfelelően borítása 25–40%, magassága pedig 2–2,5 m. Benne az *Alnus glutinosa* és a *Fraxinus excelsior* fiatal példányai mellett a *Salix cinerea* fordulhat elő viszonylag nagyobb tömegben. Gyakoribb cserjéi a *Cornus sanguinea*, a *Frangula alnus*, a *Padus avium* és a *Viburnum opulus*, míg a ritkaságok közül a *Ribes nigrum* és a *R. rubrum* érdemel említést.

Az alsó cserjeszint (újulat) általában igen fejletlen, de benne a *Rubus caesius* olykor fáciest képezhet, s ilyenkor borítása a 40%-ot is elérheti. Mellette fák és cserjék csíranövényei, fiatal egyedei találhatók.

Gyepszintjük fejlett, általában 60–90% borítottságot mutat. Tipikus állományokban magas termetű sások tömeges előfordulása jellemzi. Közülük a *Carex acutiformis* és a *Carex riparia* képezhet fáciest.

A cönológiai felvételek elemzése szerint a vízi növények (*Lemno-Potamea s. l.*) 1,7%, a mocsári elemek (*Cypero-Phragmitea s. l.*) 12,8%, a réti növények (*Molinio-Arrhenathera s. l.*) 7,1%, a ruderaliák (*Chenopodio-Scleranthea s. l.*) 11,7%, a lomberdei fajok (*Querco-Fagea s. l.*) pedig 61,8% csoportrészesedést mutatnak. Utóbbi kategórián belül a szűkebb értelemben vett lomberdei fajok (*Querco-Fagea s. str.*) 10,8%, a puhafaligetek elemei (*Salicetea s. l.*) 9,7%, a keményfaligetek növényei (*Alno-Padion s. l.*) 18,8%, végül a láperdei fajok (*Alnetea s. l.*) 12,0% arányban vannak képviselve (vö. 2. táblázat).

A mocsári sásos-égerláp Soó (1964–1980) növénycönológiai rendszerében még a Fagetalia sorozat Alno-Padion csoportjában található, mint „ligeterdő”, de Borhidi (1984) rámutatott arra, hogy „ez a hely a társulás jellegének nem felel meg, mivel a Fagetalia fajok csaknem teljesen hiányoznak belőle”. A szerző szerint „inkább a láperdők – Alnetalia – sorozatába kell ezt a társulást beosztani”.

A karakterfajok fent bemutatott csoportrészesedése is bizonyítja a társulás átmeneti jellegét. Faji összetétele alapján a puha- és keményfaligetek, valamint a valódi égerlápok között foglal helyet. Ezt tükrözi a puhafaligetek (*Salicion albae*) elemeinek (pl. *Alnus incana*, *Salix fragilis*) és a keményfaligetek (*Alno-Padion*, *Carpino-Fagetea*) fajainak (pl. *Circaea lutetiana*, *Padus avium*, *Paris quadrifolia*) szórványos megjelenése. Valódi *Alnetea* fajok viszonylag kis számmal vannak képviselve. E növények túlnyomó része ugyanis nemcsak láperdőkben, hanem egyéb társulásokban (nádasok, magassásosok, puhafaligetek stb.) is gyakori-

1. táblázat. *Carici acutiformis*-*Alnetum*.

		1	2	3	4	5	A-D	K	%
Lemno-Potamea									
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> (Le, Hy, Pte)	C	+	+	-	-	-	+	II	40
<i>Lemna minor</i> (HyL, Le)	C	-	-	-	+	+	+	II	40
<i>Lemna trisulca</i> (HyL, Le)	C	-	+	-	+	-	+	II	40
Phragmitetea									
<i>Carex acutiformis</i> (Mag, Cgr, MoJ, Sal, Ate)	C	4	4	3	4	4	3-4	V	100
<i>Carex riparia</i> (Mag, Cgr, MoJ, Sal, Ate)	C	2	2	+	1	+	+2	V	100
<i>Galium palustre</i> (Mag, MoJ, FPi, Spu, Ate)	C	+	+	+	1	+	+1	V	100
<i>Iris pseudacorus</i> (Sal, Ate, AP)	C	+	1	+	1	+	+1	V	100
<i>Phragmites communis</i> (MoJ, FPe, Spu, Ate)	C	1	+	+	2	1	+2	V	100
<i>Typhoides arundinacea</i> (Des)	C	+	+	+	+	+	+	V	100
<i>Calamagrostis canescens</i> (Ate, Sau)	C	+	1	-	+	+	+1	IV	80
<i>Myosotis palustris</i> (MoJ, Cal, Spu, Ate, AP)	C	1	+	-	+	+	+1	IV	80
<i>Solanum dulcamara</i> (Cal, Bia, Spu, Ate, AP)	C	1	+	-	1	+	+1	IV	80
<i>Stachys palustris</i> (Moa, Cal, Bin, Spu, Ate)	C	+	-	+	+	+	+	IV	80
<i>Equisetum palustre</i> (MoJ, Moa, Spu, Ate, AP)	C	-	-	+	+	+	+	III	60
<i>Glyceria maxima</i> (Pli, Spu)	C	+	-	-	+	+	+	III	60
<i>Lycopus europaeus</i> (Moa, Cal, Bia, Spu, Ate)	C	+	-	-	+	+	+	III	60
<i>Poa palustris</i> (MoJ, Des, Spu, Ate, AP)	C	+	-	-	+	+	+	III	60
<i>Scutellaria galericulata</i> (Moa, Spu, Ate)	C	+	-	-	+	+	+	III	60
<i>Alisma plantago-aquatica</i> (LeP, Spu, Ate)	C	+	-	-	-	+	+	II	40
<i>Equisetum fluviatile</i> (Mag, MoJ, Ate)	C	+	+	-	-	-	+	II	40

Rövidítések. A1 – felső lombkoronaszint, A2 – alsó lombkoronaszint, Agi – Alnion glutinosae-in-canae, AP – Alno-Padion, AQ – Aceri tatarico-Quercion, AR – Agropyro-Rumicion crispi, Ar – Artemisietea, Ara – Arrhenatheretea, Ata – Alnetalia glutinosae, Ate – Alnetea glutinosae, B1 – felső cserjeszint, B2 – alsó cserjeszint (újulat), Bia – Bidentetea, Bin – Bidention tripartiti, C – gypeszint, Cal – Calystegion sepium, CF – Carpino-Fagetea, Cgr – Caricion gracilis, ChS – Chenopodio-Scleranthea, Cp – Carpinion, Cro – Caricion rostratae, CyF – Cynodonto-Festucion, Des – Deschampion caespitosae, EE – Elatini-Eleocharition ovatae, Epa – Epilobietea angustifolii, FiC – Filipendulo-Cirsion oleracei, FPe – Festuco-Puccinellietea, FPi – Festuco-Puccinellietalia, GA – Galio-Alliarion, Hy – Hydrocharition, HyL – Hydrochari-Lemnetea, incl. – inclusive (beleértve), ined. – ineditum (kiadatlan közlés), Le – Lemnion minoris, LeP – Lemno-Potamea, Mag – Magnocaricetalia, Moa – Molinietalia coeruleae, MoA – Molinio-Arrhenathera, MoJ – Molinio-Juncetea, NG – Nasturtio-Glycerietalia, Ory – Oryzetea sativae, Pla – Plantaginetea, Pli – Phragmitetalia, Prs – Prunio spinosae, Pru – Prunetalia, Pte – Phragmitetea, QF – Quercu-Fagea, Qpp – Quercetea pubescentis-petraeae, Qrp – Quercetea robori-petraeae, S – summa (összeg), Sal – Salicion albae, Sau – Salicetalia auritae, SCn – Scheuchzerio-Caricetea nigrae, Sea – Secalietea, s. l. – sensu lato (tágabb értelemben), Spu – Salicetea purpureae, s. str. – sensu stricto (szűkebb értelemben), TAc – Tilio-Acerion, Ulm – Ulmion, US – Urtico-Sambucetea, VP – Vaccinio-Piceetea.

1. táblázat

		1	2	3	4	5	A-D	K	%
<i>Sium latifolium</i> (Sal, Ate)	C	-	-	-	+	+	+	II	40
<i>Veronica anagallis-aquatica</i> (NG, EE, Bia)	C	+	+	-	-	-	+	II	40
<i>Epilobium hirsutum</i> (FiC, Cal, Bia)	C	-	-	-	+	-	+	I	20
<i>Epilobium parviflorum</i> (NG, MoJ, Moa, Ate)	C	-	-	-	-	+	+	I	20
<i>Eupatorium cannabinum</i> (Epa, Sal, Ate, AP, Agi)	C	-	-	-	+	-	+	I	20
<i>Glyceria fluitans</i> (NG)	C	+	-	-	-	-	+	I	20
<i>Oenanthe aquatica</i> (Spu, Ate)	C	-	-	-	-	+	+	I	20
<i>Rumex hydrolapathum</i> (Ate)	C	-	-	-	+	-	+	I	20
<i>Sparganium erectum</i> (Pli, NG, Ate)	C	-	-	-	+	-	+	I	20
<i>Typha latifolia</i> (Pli, Ory)	C	1	-	-	-	-	1	I	20
Magnocaricetalia (incl. Magnocaricion)									
<i>Carex pseudocyperus</i> (Cro, Ate)	C	+	+	-	+	+	+	IV	80
<i>Carex vesicaria</i> (Cgr, Ate)	C	+	+	-	-	-	+	II	40
<i>Carex vulpina</i> (Pte, Cgr, MoA, FPi, AR)	C	-	-	-	+	-	+	I	20
Caricion rostratae									
<i>Carex elata</i> (Pte, Mag, MoJ, Ate)	C	+	+	-	+	+	+	IV	80
Molinio-Arrhenathera									
<i>Poa trivialis</i> (Pte, Spu, Ate, AP)	C	-	-	+	1	+	+-1	III	60
<i>Cardamine pratensis</i> (Mag, Des, Sal, Ata, AP)	C	-	-	-	+	-	+	I	20
<i>Colchicum autumnale</i> (AP)	C	-	-	+	-	-	+	I	20
Molinio-Juncetea									
<i>Symphytum officinale</i> (Pte, Cal, Spu, Ate, AP)	C	+	+	+	1	+	+-1	V	100
<i>Deschampsia caespitosa</i> (Des, Sal, Ate, AP)	C	+	+	+	-	-	+	III	60
<i>Valeriana dioica</i> (Mag, Moa, Ate, AP)	C	-	-	-	+	+	+	II	40
Molinietalia coeruleae									
<i>Angelica sylvestris</i> (Mag, Ate, AP)	C	-	+	1	1	1	+-1	IV	80
<i>Valeriana officinalis</i> (Mag, FiC, AP)	C	-	-	-	+	-	+	I	20
Filipendulo-Cirsion oleracei									
<i>Filipendula ulmaria</i> (Moa, Sal, Ate, AP)	C	-	+	-	-	-	+	I	20
Calystegion sepium									
<i>Calystegia sepium</i> (Pte, Bia, Pla, Spu, Ate)	BI	-	+	-	-	-	+	I	20
	C	1	1	1	1	1	1	V	100
	S	1	1	1	1	1	1	V	100
<i>Bryonia dioica</i> (Ar, AP)	C	-	-	+	-	+	+	II	40
<i>Senecio fluviatilis</i> (Sal)	C	-	-	-	+	-	+	I	20

1. táblázat

		1	2	3	4	5	A-D	K	%
Bidentetea (incl. Bidentetalia)									
<i>Polygonum hydropiper</i> (EE, Bin, Spu, Ate, AP)	C	-	-	-	+	+	+	II	40
<i>Alopecurus aequalis</i>	C	-	-	-	-	+	+	I	20
<i>Bidens tripartitus</i> (Pte, EE, Sea, Sal)	C	-	-	-	+	-	+	I	20
<i>Polygonum minus</i> (Des, Bin, Spu, Ate, AP)	C	-	-	-	-	+	+	I	20
Epilobietea angustifolii (incl. Epilobietalia)									
<i>Galeopsis bifida</i> (Cal)	C	+	+	-	+	+	+	IV	80
Querco-Fagea									
<i>Cornus sanguinea</i> (Qpp)	B1	1	2	1	1	2	1-2	V	100
	B2	+	-	-	+	+	+	III	60
	S	1	2	1	1	2	1-2	V	100
<i>Fraxinus excelsior</i> (AP, TAc)	A1	-	+	-	-	+	+	II	40
	A2	+	1	1	-	+	+1	IV	80
	B1	2	2	2	+	1	+2	V	100
	B2	+	+	+	+	+	+	V	100
	S	2	2	2	+	1	+2	V	100
<i>Euonymus europaeus</i> (Qpp)	B1	-	-	+	-	-	+	I	20
	B2	-	+	+	+	+	+	IV	80
	S	-	+	+	+	+	+	IV	80
<i>Quercus robur</i> (AP, Cp, Qpp)	A2	-	+	-	-	-	+	I	20
	B2	+	-	-	+	+	+	III	60
	S	+	+	-	+	+	+	IV	80
<i>Ulmus minor</i> (AP, Ulm)	A2	-	-	1	-	-	1	I	20
	B1	-	+	+	-	+	+	III	60
	B2	-	+	+	+	+	+	IV	80
	S	-	+	1	+	+	+1	IV	80
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	C	+	+	+	-	-	+	III	60
<i>Crataegus monogyna</i> (Qpp)	B1	+	-	+	-	+	+	III	60
	B2	+	-	+	-	-	+	II	40
	S	+	-	+	-	+	+	III	60
<i>Geranium robertianum</i> (Epa, CF)	C	-	-	+	+	+	+	III	60
<i>Scrophularia nodosa</i> (GA, Epa)	C	-	+	+	+	-	+	III	60
<i>Acer campestre</i> (Qpp)	B1	-	-	+	-	-	+	I	20
	B2	-	-	+	+	-	+	II	40
	S	-	-	+	+	-	+	II	40

1. táblázat

		1	2	3	4	5	A-D	K	%
<i>Corylus avellana</i>	B1	-	+	-	-	+	+	II	40
<i>Ficaria verna</i> (AP)	C	-	+	-	-	+	+	II	40
<i>Melica nutans</i>	C	-	+	+	-	-	+	II	40
<i>Carex divulsa</i> (CF)	C	+	-	-	-	-	+	I	20
<i>Clematis vitalba</i>	B2	-	-	-	-	+	+	I	20
<i>Convallaria majalis</i>	C	-	-	+	-	-	+	I	20
<i>Ligustrum vulgare</i> (Cp, Qpp)	B2	-	-	+	-	-	+	I	20
<i>Polygonatum latifolium</i>	C	-	-	+	-	-	+	I	20
<i>Viola cyanea</i> (Qpp)	C	-	-	+	-	-	+	I	20
Salicetea purpureae (incl. Salicetalia purpureae)									
<i>Rubus caesius</i> (Ate, AP)	B2	1	1	3	2	2	1-3	V	100
Salicion albae									
<i>Humulus lupulus</i> (Cal, Ate, AP)	C	+	+	2	+	1	+2	V	100
<i>Salix alba</i> (AP, Cal)	A1	1	+	1	3	1	+3	V	100
	A2	-	+	-	2	1	+2	III	60
	B1	-	-	+	-	-	+	I	20
	S	1	+	1	3	1	+3	V	100
<i>Carduus crispus</i> (Cal, AP)	C	-	-	+	-	+	+	II	40
<i>Cucubalus baccifer</i> (Cal, Ulm)	C	-	-	-	+	+	+	II	40
<i>Leucosium aestivum</i> (Des)	C	-	-	-	+	+	+	II	40
<i>Salix fragilis</i> (AP, Cal)	A1	-	-	-	1	1	1	II	40
	A2	-	-	-	1	-	1	I	20
	B2	-	-	-	-	+	+	I	20
	S	-	-	-	1	1	1	II	40
<i>Alnus incana</i> (AP, Agi)	A2	-	+	-	-	-	+	I	20
	B1	-	+	-	-	-	+	I	20
	S	-	+	-	-	-	+	I	20
Alnetea glutinosae									
<i>Alnus glutinosa</i> (Ata, AP, Agi)	A1	4	4	4	3	4	3-4	V	100
	A2	2	2	2	2	2	2	V	100
	B1	1	1	+	2	1	+2	V	100
	B2	-	+	-	-	-	+	I	20
	S	4	4	4	3	4	3-4	V	100
<i>Salix cinerea</i> (Pte, Sau, AP)	B1	-	-	2	2	2	2	III	60
<i>Dryopteris carthusiana</i> (CF, Agi, Qrp, VP)	C	-	-	-	-	+	+	I	20

1. táblázat

		1	2	3	4	5	A-D	K	%
Carpino-Fagetea (incl. Fagetalia)									
<i>Circaea lutetiana</i> (AP)	C	+	+	+	-	+	+	IV	80
<i>Pimpinella major</i> (Ara, AP, Qrp)	C	-	-	+	+	+	+	III	60
<i>Athyrium filix-femina</i> (Qrp, VP)	C	-	-	-	+	+	+	II	40
<i>Paris quadrifolia</i> (Ata, AP)	C	+	-	+	-	-	+	II	40
<i>Acer pseudo-platanus</i> (TAc)	B2	-	+	-	-	-	+	I	20
<i>Arum alpinum</i> (QF)	C	-	-	+	-	-	+	I	20
<i>Carex sylvatica</i>	C	-	-	-	-	+	+	I	20
<i>Dryopteris filix-mas</i> (Qrp)	C	-	-	-	-	+	+	I	20
<i>Galium odoratum</i>	C	-	-	+	-	-	+	I	20
<i>Scilla vindobonensis</i> (AP, Cp)	C	-	-	+	-	-	+	I	20
Alno-Padion									
<i>Viburnum opulus</i> (Ate)	B1	-	+	+	-	+	+	III	60
	B2	+	+	-	-	-	+	II	40
	S	+	+	+	-	+	+	IV	80
<i>Carex remota</i>	C	-	+	-	+	+	+	III	60
<i>Festuca gigantea</i> (Cal, Epa)	C	-	-	+	+	+	+	III	60
<i>Frangula alnus</i> (Ate, Qrp)	B1	+	-	+	+	-	+	III	60
<i>Impatiens noli-tangere</i> (Sal)	C	+	+	+	-	-	+	III	60
<i>Padus avium</i>	A2	1	+	-	-	-	+1	II	40
	B1	-	1	+	-	-	+1	II	40
	B2	+	+	-	-	-	+	II	40
	S	1	1	+	-	-	+1	III	60
<i>Ulmus laevis</i> (Sal, Ulm)	B1	+	+	-	-	-	+	II	40
<i>Populus alba</i> (Sal, AQ)	A2	-	-	-	-	+	+	I	20
<i>Rumex sanguineus</i> (Epa, Sal)	C	-	-	-	-	+	+	I	20
Quercetea pubescentis-petraeae									
<i>Rosa canina</i> (Pru, Prs)	B1	-	-	-	+	+	+	II	40
	B2	-	-	-	-	+	+	I	20
	S	-	-	-	+	+	+	II	40
Indifferens									
<i>Lysimachia vulgaris</i> (AP, Pte, SCn, MoJ, Sal)	C	+	+	+	+	+	+	V	100
<i>Lythrum salicaria</i> (Pte, MoJ, Bia, Spu, Ate)	C	1	+	-	+	+	+1	IV	80
<i>Galium aparine</i> (Sea, Epa, QF)	C	+	+	+	-	-	+	III	60
<i>Juncus inflexus</i> (Pte, MoJ, Pla, AR)	C	-	+	-	+	+	+	III	60

1. táblázat

	1	2	3	4	5	A-D	K	%	
<i>Sambucus nigra</i> (Epa, US, QF)	B1	-	-	2	1	1	1-2	III	60
	B2	-	-	+	+	+	+	III	60
	S	-	-	2	1	1	1-2	III	60
<i>Caltha palustris</i> (Mag, MoJ, Spu, Ate, AP)	C	-	-	-	+	+	+	II	40
<i>Cirsium arvense</i> (EE, ChS, Epa)	C	-	+	+	-	-	+	II	40
<i>Equisetum arvense</i> (MoA, Sea, Sal, Ate, AP)	C	+	+	-	-	-	+	II	40
<i>Glechoma hederacea</i> (MoA, QF, Sal, AP)	C	-	-	+	+	-	+	II	40
<i>Mentha aquatica</i> (Pte, Moa, Spu, Ate, AP)	C	-	-	-	+	+	+	II	40
<i>Ranunculus sceleratus</i> (Pte, EE, Bia, Bin, Sal)	C	+	-	-	-	+	+	II	40
<i>Urtica dioica</i> (Ar, GA, Epa, Spu)	C	+	-	-	+	-	+	II	40
<i>Agrostis stolonifera</i> (Pte, MoA, FPe, Bia, Pla)	C	+	-	-	-	-	+	I	20
<i>Taraxacum officinale</i> (MoA, FPe, CyF, ChS)	C	+	-	-	-	-	+	I	20
Culta, adventiva, subspontanea et indigena									
<i>Solidago gigantea</i>	C	-	-	+	+	-	+	II	40
<i>Aster salignus</i>	C	-	-	+	-	-	+	I	20
<i>Impatiens parviflora</i>	C	-	-	+	-	-	+	I	20
<i>Juglans regia</i>	B1	-	-	-	-	+	+	I	20

Felvételi adatok

	1	2	3	4	5
Minta felvételi sorszám	291	292	293	294	295
Idő (év)	1990	1990	1970	1990	1990
Tengerszint feletti magasság (m)	114	114	114	114	114
Lejtőszög (°)	0	0	0	0	0
Felső lombkoronaszint borítása (%)	70	70	60	60	70
Alsó lombkoronaszint borítása (%)	25	20	25	25	20
Cserjeszint borítása (%)	30	30	40	25	30
Újulat borítása (%)	2	3	40	10	10
Gyepszint borítása (%)	80	90	60	80	80
Felső lombkoronaszint magassága (m)	20	25	25	22	22
Alsó lombkoronaszint magassága (m)	15	15	15	15	15
Cserjeszint magassága (cm)	200	350	300	200	200
Átlagos törzsátmérő (cm)	25	40	35	30	25
Faállomány kora (év)	70	80	75	70	70
Felvételi terület nagysága (m ²)	600	600	600	600	600

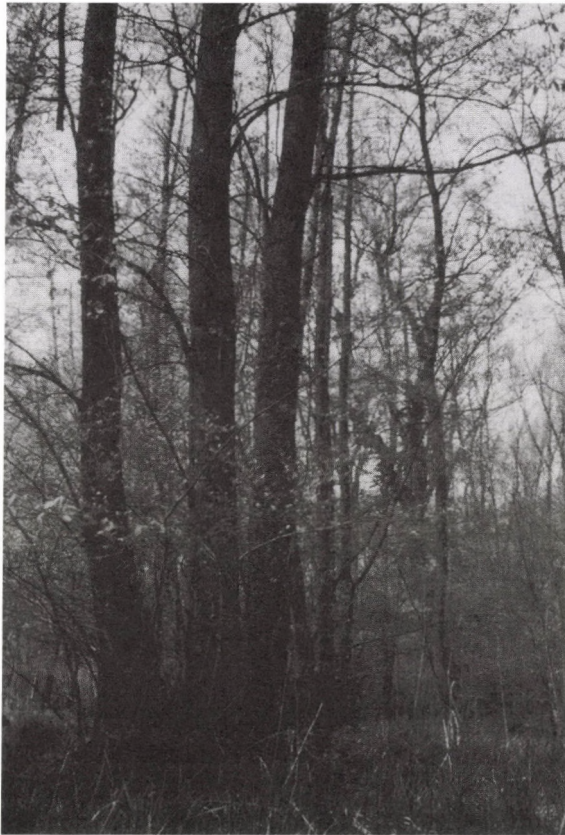
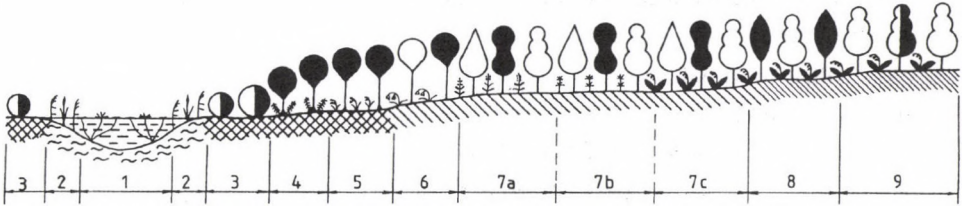
Felvétel helye: 1-5: Hédervár "Vadaskerti-erdő"

Alapkőzet: 1-5: kavicsos és homokos öntésvölgy

Talajtípus: 1-5: tőzeges láptalaj

Felvételt készítette: 1-5: Alexay & Kevey (ined.)

1. ábra. Egy ármentett morotva vegetációjának keresztmetszete a Szigetközben (Kevey 1993a). 1 = gyökerező hinártársulás (*Nymphaeetum albo-luteae*); 2 = nádas (*Scirpo-Phragmitetum*); 3 = dárdás nádtippanos-fűzláp (*Calamagrostio-Salicetum cinereae*); 4 = tőzegpáfrányos-égerláp (*Thelypteridi-Alnetum*); 5 = mocsári sásos-égerláp (*Carici acutiformis-Alnetum*); 6 = égerlíiget (*Paridi quadrifoliae-Alnetum*); 7 = tölgy-kőris-szil ligeterdő (*Scillo vindobonensis-Ulmetum*) különböző szubasszociációi (7a = *circaetosum lutetianae*, 7b = *galietosum odorati*, 7c = *convallarietosum majalis*); 8 = gyertyános-kocsányos tölgyes (*Majanthemo-Carpinetum*); 9 = száraz tölgyes (*Oryzopsidi-Quercetum roboris*)



2. ábra. Mocsári sásos-égerláp (*Carici acutiformis-Alnetum*) a Szigetközben (Fotó: Kevey).

2. táblázat. A karakterfajok csoportrészesedése a Szigetköz mocsári sásos-égerlápjaiban
(*Carici acutiformis-Alnetum*)

Cönotaxónómiai kategóriák	%
LEMNO-POTAMEA divisio	0,7
HYDROCHARI-LEMNETEA classis (incl. Hydrocharietalia ordo)	0,4
Lemnion minoris federatio	0,5
Hydrocharition federatio	0,1
HYDROCHARI-LEMNETEA classis (summa) (incl. Hydrocharietalia ordo)	1,0
LEMNO-POTAMEA divisio (summa)	1,7
CYPERO-PHRAGMITEA divisio	0,0
PHRAGMITETEA classis	7,7
Phragmitetalia ordo (incl. Phragmition federatio)	0,5
Nasturtio-Glycerietalia ordo (incl. Glycerio-Sparganion federatio)	0,4
Magnocaricetalia ordo (incl. Magnocaricion federatio)	2,4
Caricion rostratae subfederatio	0,6
Caricion gracilis subfederatio	0,7
Magnocaricetalia ordo (summa) (incl. Magnocaricion federatio)	3,7
PHRAGMITETEA classis (summa)	12,3
ISOËTO-NANOJUNCETEA classis (incl. Nanocyperetalia ordo)	0,0
Elatini-Eleocharition ovatae federatio	0,5
ISOËTO-NANOJUNCETEA classis (summa) (incl. Nanocyperetalia ordo)	0,5
CYPERO-PHRAGMITEA divisio (summa)	12,8
OXYCOCCO-CARICEA NIGRAE divisio	0,0
SCHEUCHZERIO-CARICETEA NIGRAE classis (incl. Scheuchzerio-Caricetalia nigrae ordo)	0,2
OXYCOCCO-CARICEA NIGRAE divisio (summa)	0,2
MOLINIO-ARRHENATHEREA divisio	0,7
MOLINIO-JUNCETEA classis	3,2
Molinietalia coeruleae ordo	1,4
Deschampsion caespitosae federatio	1,4
Filipendulo-Cirsion oleracei federatio	0,2
Molinietalia coeruleae ordo (summa)	3,0
MOLINIO-JUNCETEA classis (summa)	6,2
ARRHENATHERETEA classis (incl. Arrhenatheretalia ordo)	0,2
MOLINIO-ARRHENATHEREA divisio (summa)	7,1
PUCCINELLIO-SALICORNEA divisio	0,0
FESTUCO-PUCCINELLIETEA classis	0,4

Cönotaxonomiai kategóriák	%
Festuco-Puccinellietalia ordo	0,3
FESTUCO-PUCCINELLIETEA classis (summa)	0,7
PUCCINELLIO-SALICORNEA divisio (summa)	0,7
FESTUCO-BROMEA divisio	0,0
FESTUCO-BROMETEA classis	0,0
Festucetalia valesiacaе ordo	0,0
Cynodonto-Festucion federatio	0,1
Festucetalia valesiacaе ordo (summa)	0,1
FESTUCO-BROMETEA classis (summa)	0,1
FESTUCO-BROMEA divisio (summa)	0,1
CHENOPODIO-SCLERANTHEA divisio	0,2
SECALIETEA classis	0,4
ORYZETEA SATIVAE classis (incl. Oryzetalia ordo et Oryzion sativae federatio)	0,1
ARTEMISIETEA classis (incl. Artemisietalia ordo et Arction lappae federatio)	0,3
GALIO-URTICETEA classis	0,0
Calystegietalia sepium ordo	0,0
Galio-Alliarion federatio	0,4
Calystegion sepium federatio	4,6
Calystegietalia sepium ordo (summa)	5,0
GALIO-URTICETEA classis (summa)	5,0
BIDENTETEA classis (incl. Bidentetalia ordo)	1,7
Bidention tripartiti federatio	0,4
BIDENTETEA classis (summa) (incl. Bidentetalia ordo)	2,1
PLANTAGINETEA classis (incl. Plantaginetalia majoris ordo)	0,5
Agropyro-Rumicion crispi federatio	0,2
PLANTAGINETEA classis (summa) (incl. Plantaginetalia majoris ordo)	0,7
EPILOBIETEA ANGUSTIFOLII classis (incl. Epilobietalia ordo)	2,5
URTICO-SAMBUCETEA classis (incl. Sambucetalia ordo et Sambuco-Salicion capreae federatio)	0,4
CHENOPODIO-SCLERANTHEA divisio (summa)	11,7
QUERCO-FAGEA divisio	10,8
SALICETEA PURPUREAE classis (incl. Salicetalia purpureae ordo)	4,2
Salicion albae federatio	5,5
SALICETEA PURPUREAE classis (summa) (incl. Salicetalia purpureae ordo)	9,7
ALNETEA GLUTINOSAE classis	10,0
Alnetalia glutinosae ordo (incl. Alnion glutinosae federatio)	1,4

Cönotaxonómiai kategóriák	%
Salicetalia auritae ordo (incl. Salicion cinereae federatio)	0,6
ALNETEA GLUTINOSAE classis (summa)	12,0
CARPINO-FAGETEA classis (incl. Fagetalia ordo)	2,8
Alno-Padion federatio	16,1
Alnion glutinosae-incanae subfederatio	1,5
Ulmion subfederatio	1,2
Alno-Padion federatio (summa)	18,8
Fagion medio-europaeum federatio	0,0
Carpinion subfederatio	0,5
Tilio-Acerion subfederatio	1,7
Fagion medio-europaeum federatio (summa)	2,2
CARPINO-FAGETEA classis (summa) (incl. Fagetalia ordo)	23,8
QUERCETEA ROBORI-PETRAEAE classis (incl. Pino-Quercetalia ordo)	0,9
QUERCETEA PUBESCENTIS-PETRAEAE classis	3,9
Quercetalia pubescentis-petraeae ordo	0,0
Aceri tatarico-Quercion federatio	0,1
Quercetalia pubescentis-petraeae ordo (summa)	0,1
Prunetalia ordo	0,3
Prunion spinosae federatio	0,3
Prunetalia ordo (summa)	0,6
QUERCETEA PUBESCENTIS-PETRAEAE classis (summa)	4,6
QUERCO-FAGEA divisio (summa)	61,8
ABIETI-PICEEA divisio	0,0
VACCINIO-PICEETEA classis (incl. Vaccinio-Piceetalia ordo et Abieti-Piceion federatio)	0,3
ABIETI-PICEEA divisio (summa)	0,3
INDIFFERENS	2,1
CULTA, ADVENTIVA, SUBSPONTANEA et INDIGENA	1,5

ak. Fontosabbak a következők: *Alnus glutinosa*, *Angelica sylvestris*, *Calamagrostis canescens*, *Carex acutiformis*, *Carex elata*, *Carex pseudocyperus*, *Carex vesicaria*, *Deschampsia caespitosa*, *Dryopteris carthusiana*, *Frangula alnus*, *Salix cinerea*, *Valeriana dioica* stb. Ennek ellenére az öt felvételen található fajoknak több mint egy harmada kisebb-nagyobb Alnetea jelleggel rendelkezik (vö. 1. táblázat), ezért a társulás cönológiai helye – mint ahogy Borhidi (1984) megállapította – a láperdők között keresendő.

A mocsári sásos-égerlápok természeti értékei és védelmük problémái

A Szigetköz – és láperdeinek – természetvédelmi problémáit már Zólyomi (1937) és Kárpáti, I. & Kárpáti, V. (1958) is felvetette. E törekvések hullámai a Bős–Nagymaros vízlépcsőrendszer munkálatainak megkezdése idején csaptak a legmagasabbra. A természetvédelmi javaslat kidolgozásában Alexay Zoltán, Csapody István, Czímber Gyula, Kárpáti István, Kevey Balázs és Werner Ervin kutatók vettek részt. Ilyen előzmények után 1986-ban hozta létre az Országos Környezet- és Természetvédelmi Hivatal (mai jogutódja a Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium) a Szigetközi Tájvédelmi Körzetet.

A tájvédelmi körzet létrejötte igen fontos lépés, de a mocsári sásos-égerlápok védelme még mindig nincs kellőképp megoldva. Mivel felfedezésükre csak nem régen került sor, állományaik jelentős része kimaradt a tájvédelmi körzetből. Sok helyen illegális fakivágások rongálják állományukat, de féltjük ezeket az erdőket az üzemterv szerinti erdőműveléstől is, ugyanis termőhelyeinek egy részén ma már nemes nyár ültetvények vannak. Az értékes és ritka láperdőtársulás valamennyi szigetközi állományát ki kellene vonni a gazdasági szférából, s fokozott védelemben részesíteni.

A mocsári sásos-égerláp társulás viszonylag kis kiterjedésű állományaiából eddig három védett növényritkaság került elő: *Dryopteris carthusiana*, *Leucojum aestivum* és *Scilla vindobonensis*. A Szigetközben ritkaságnak számít még a *Calamagrostis canescens* és a *Carex pseudocyperus* (vö. Werner 1990, Kevey & Alexay 1992). Véleményünk szerint utóbbi védelmet érdemelne. Tájjidegen növényfajok (pl. *Aster salignus*, *Impatiens parviflora*, *Juglans regia*, *Solidago gigantea*) e társulásban eléggé ritkák, ezért komolyabb zavaró hatást nem tudnak kifejteni.

E láperdők természetvédelmi értékét nem csupán a korábban említett védett és egyéb növényritkaságok adják meg. Mivel a hazai szakirodalom e társulást az Alföldről még nem említette (vö. Soó 1964–1980), szigetközi felfedezése flóra- és vegetációtörténeti szempontból rendkívül jelentős. Egy kipusztulóban levő asszociációval állunk szemben, melynek megőrzése természetvédelmünk igen fontos feladata.

Irodalom

- Borhidi, A. (1984): A Zselic erdei. – *Dunántúli Dolg. Term. Tud. Sor.* 4: 1–145.
 Braun-Blanquet, J. (1928): *Pflanzensociologie*. – Berlin.
 Kárpáti, I. (1957): *A hazai Duna-ártér erdei*. – Kandidátusi értekezés (kézirat).
 Kárpáti, I. & Kárpáti, V. (1958): A hazai Duna-ártér erdőtípusai. – *Az Erdő* 1958/8: 307–318.
 Kevey, B. (1984): Dég parkerdejének tölgy-kőris-szil ligetei. – *Bot. Közlem.* 71: 51–61.
 Kevey, B. (1993a): *A Szigetköz ligeterdeinek összehasonlító-cönológiai vizsgálata*. – Kandidátusi értekezés (kézirat).

- Kevey, B. (1993b): Adatok Magyarország flórájának és vegetációjának ismeretéhez VI. – *Bot. Közlem.* **80**: 53–60.
- Kevey, B. & Alexay, Z. (1992): Adatok a Szigetköz flórájához. – *Acta Ovariensis* **34**: 29–37.
- Kevey, B. & Borhidi, A. (1992): A Boronka-melléki Tájvédelmi Körzet bükkösei. – *Dunántúli Dolg. Term. tud. Sorozat* **7**: 59–74.
- Kevey, B. & Czímber, Gy. (1982): Az *Allium ursinum* növényföldrajzi szerepe a Szigetközben. – *A Mosonmagyaróvári Mezőgazdaságtudományi Kar Közleményei* **24**: 261–297.
- Kevey, B. & Tóth, I. (1992): A béda-karapancsai Duna-ártér gyertyános-tölgyesei (*Quercus robori-Carpinetum*). – *Dunántúli Dolg. Term. tud. Sor.* **6**: 27–40.
- Soó, R. (1964, 1966, 1968, 1970, 1973, 1980): *A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve*. I–VI. – Budapest, Akadémiai Kiadó.
- Werner, E. (1990): A Felső-Szigetköz néhány botanikai értéke. – *Mosonmagyaróvári Kossuth L. Gimn. Évk.* **1989–1990**: 20–29.
- Zólyomi, B. (1937): A Szigetköz növénytan kutatásának eredményei. – *Bot. Közlem.* **34**: 169–192.

Die Sumpf-Seggen-Erlenbruchwälder des Landschaftsgebietes „Szigetköz” (*Carici acutiformis-Alnetum*)

Kevey, B.¹ & Alexay, Z.²

¹Department of Botany, Janus Pannonius Tudományegyetem
H–7624 Pécs, Ifjúság útja 6, Hungary

²Department of Environmental Protection, Széchenyi István Műszaki Főiskola
H–9026 Győr, Hédervári út 3, Hungary

Es ist gelungen in Szigetköz drei Bruchwaldassoziationen zu unterscheiden. Die im Laufe der Sukzession erscheinende erste Bruchwaldassoziation ist die *Calamagrostio-Salicetum cinereae*. Diese strauchgewachsene Assoziation geht stufenweise in *Thelypteridi-Alnetum* über, das mit der Vorwärtsbewegung der Auffüllungsvorgänge durch *Carici acutiformis-Alnetum* abgelöst wird. In der gegenwärtigen Publikation wird die Analyse der letzten Assoziation durch die fünf pflanzenökologische Aufnahmen dargestellt.

In der Assoziation spielen die Laubwaldarten (*Quercus-Fagea s. l.*) die wichtigste Rolle. Unter ihnen sind die *Salicetea purpureae* (incl. *Salicion albae*), die *Alno-Padion* und die *Alnetea-Elementen* im größten Verhältnis dargestellt. Neben ihnen bekommen auch die *Phragmitetea*-Arten (incl. *Magnocaricion*) eine bedeutende Rolle. Auf dem Verhältnis der Charakterarten bildet die Assoziation einen Übergang zwischen den Auenwäldern und den Bruchwäldern. Das beweisen auch die Fundortverhältnisse, nach denen ihr Wasser in der näßlichen Zeitperiode ein bißchen strömt, aber in den trockenen Jahreszeiten stagniert es.

Die Auffindung der Bruchwälder in Szigetköz ist vom Flora- und vegetationsgeschichtlichen Gesichtspunkt bedeutend, nämlich hat sich *Carici acutiformis-Alnetum* früher nur von der Gebirgs- und von der Hügellandschaft vorgefunden. Man steht einer aussterbenden Assoziation gegenüber, deren Aufbewahrung eine wichtige Aufgabe des Naturschutzes ist.

Változások a növényeken élő gombák spektrumában

Simay Endre István

Gyümölcs- és Dísznövénytermesztési Kutató-Fejlesztő Intézeti Rt.

1223 Budapest, Park u. 2

A szerző levélcíme: 1115 Budapest, Etele út 38/a

Összefoglaló: A növényeken élő gombák körének változása, különösen a kórokozók spektrumának változása, a gazdanövények körének változását illetve a környezeti hatások változását egyaránt tükrözi. Ez a változás a növényeken élő biotróf kórokozók körének változásában erősebben megnyilvánul, mivel ezek a gazdanövények kondíciójára illetve egyed-sűrűségére, szélsőséges esetben annak eltűnésére érzékenyebben reagálnak, de a nektrotrof paraziták köre is megváltozhat. A környezeti körülmények megváltozása szintén befolyásolhatja a megfigyelhető kórokozók spektrumát. Egyes kórokozók, mint a lisztharmatgombák a szára-zabb, melegebb, míg mások a nedvesebb, párásabb körülmények között jelentenek nagyobb epidémiás veszélyt. E nedvesebb körülmények a peronoszpórás fertőzéseknek kedveznek.

Kulcsszavak: kórokozók, populációváltozás, vízigény

A különböző növényeken károsító kórokozó gombák széles körének igen eltérőek lehetnek a környezeti igényeik. Ez egyaránt érvényes a biotróf (obligát) és nektrotrof parazitákra egyaránt. Ez a környezeti hatás lehet klimatikus illetve más abiotikus tényező, de lehet biotikus jellegű is. Ez utóbbiak közül legjelentősebb a gazdanövény illetve az esetleges antagonistá szervezete jelenléte vagy hiánya. Azonban a gazdanövény jelenléte illetve kondíciója sem független az abiotikus, például a klimatikus tényezőktől.

A klimatikus tényezők közül az egyik legjelentősebb a víz jelenléte a gomba környezetében. Ez a gazdanövény kondíciójára is hat, de közvetlenül is jelentősen befolyásolja a gombák életfolyamatait, terjedési lehetőségeit, a fertőzési folyamatot. Különösen jelentős lehet ez a biotróf kórokozóknál, melyek teljes életciklusukban a jelenlevő gazdanövényhez kötöttek, szaprofita képességük általában nincs, és így a talajban, növénymaradványokban csak korlátozott ideig maradnak fenn. E gombák közül is a legtöbb fertőzése vízigényes folyamat, de ismerünk kórokozó gombákat, mint amilyenek a lisztharmatgombák (*Erysipheles*), melyek aszályos körülmények között is jelentős fertőzéseket okozhatnak. Ennek oka, hogy konídiumaik folyékony víz jelenléte nélkül is csíráznak és fertőznek (Sz. Nagy 1991).

A különböző kórokozókat, vízigényük alapján, Schmiedeknecht (1986) öt csoportba sorolta. Ennek alapja a különböző kórokozók eltérő víz illetve nedves-ségigénye az életciklusuk különböző fázisaiban (1. táblázat). A táblázatban a

1. táblázat. A kórokozók besorolása vízigényük alapján.

Kórokozók	Terjedés	Spóracsírázás	Kolonizáció	Sporuláció
Peronoszpórák	+	+	+	+
Lisztharmatok	-	-	-	-
Üszöggombák	-	+	+/-	-
Rozsdagombák	-	+	-	-
Nektrotróf paraziták	+	+	+/-	+

nektrotróf paraziták egy csoportba kerültek feltüntetésre, bár esetenként, elsősorban az életterük miatt, e csoport sem mutat egységes képet. A levélen károsítók általában kevésbé érzékenyek a vízellátottság változásaira, mint a talajlakó fajok. Azonban a vízigényük jellege ez esetben is hasonlóan alakul.

Az egyéb klimatikus tényezők közül a hőmérséklet bír a nedvességhez hasonló hatással a kórokozók életfolyamataira. Általános megfigyelés, hogy melegebb körülmények között más kórokozók fokozottabb fellépésére kell számítani, mint alacsonyabb hőmérsékleten. Szélsőséges esetben egy kórokozó „hideg-” illetve „melegérzékenysége” szinte évszakos váltást jelenthet annak fellépésében. Erre a biotróf és nektrotróf szervezetek között egyaránt találunk példákat.

Az utóbbiak között található a *Macrophomina phaseolina* (Tassi) Goidanich, mely egy polifág, talajlakó gomba és mintegy 300–400 gazdanövényen károsít a világon (Holliday & Punithalingam 1970), és amelyet korábban elsősorban a trópusok és szubtrópusok kórokozájaként tartottak nyilván. Ugyanakkor hazánkban is egyre több gazdanövényről vált és válik ismertté. 1970-ben Békési és munkatársai publikálták napraforgóról, majd kukoricán Vörös & Manninger (1973) figyelték meg, megjegyezve, hogy elsősorban a meleg, aszályos periódusokban válnak markánssá a gomba okozta tünetek. Ezt követően szóján okozott jelentős megbetegedést (Érsek 1979), és az 1980-as évektől egyre több növényen vált e kórokozó ismertté hazánkban (Simay 1987, 1990, 1991a, 1991b, Simay & Kadlicskó 1993). Mivel laboratóriumi körülmények között a gomba melegigénye nem változott (Simay, nem publikált), *egyre szélesebb körű elterjedtsége hazánkban összefügghet az időjárás szélsőségesebbé válásával is. ez esetben várható más, korábban elsősorban a délibb szélességeken jelentős kórokozó megjelenése illetve terjedése is.*

Ugyanakkor a különböző gombafajok, bár eltérő mértékben, de általában fokozottan érzékenyek az egyéb abiotikus környezeti hatásokra is. Így a környezet xenobiotikus terhelésének, mint a peszticidként ható, és a közlekedéssel a környezetbe kerülő ólomterhelés növekedése az egyik lehetséges oka lehet a forgalmas területeken leszegényedő gombaflórának. Erre Simay (1992) hívta fel a figyelmet. De a mezőgazdasági területek közelében a növényvédő szerek elsod-

ródásával is számolni lehet. Ez az érintett területek közelében a természetes gombaflóra megváltozásához is vezethet. Így az antropogén hatások nem csak közvetve, a globális és lokális hőmérsékletváltozáson, vagy a helyi vízellátottságon keresztül, hanem közvetlen módon is hathatnak a különböző területeken megfigyelhető kórokozóspektrumra.

Az emberi tevékenység azonban a biológiai környezet megváltozásában is megnyilvánulhat. Ennek legdrasztikusabb formája a gazdanövények populációinak megváltozása. A gazdanövény populációja természetes körülmények között egyensúlyban tud maradni a rajtuk élő kórokozók populációjával. Ez általában különböző fogékonyságú növényegyedek illetve különböző fertőzőképességű kórokozótípusok egyidejű jelenlétét feltételezi.

Ha a gazdanövény populációja a genetikai variabilitást veszélyeztető szintre csökken, általában veszélyeztetettebbé válik a kórokozóktól. Ez érvényes a szűkebb és a szélesebb gazdanövénykörű kórokozókra egyaránt. Azonban a szűk gazdanövénykörű gombák gazdanövényeikkel együtt ritkulnak ki. Ezért a gazdanövény populációjának későbbi helyreállítása után is egy szűk kórokozóspektrum marad fenn. Hasonló hatásra hívja fel Rózsa (1992) a figyelmet az állati élősködők esetében.

A gazdanövények populációjának változása ugyanakkor a szélesebb gazdanövénykörű gombákra is hatással van. Ezek a többnyire nektrotróf, olykor gyengültségi paraziták szintén alkalmazkodnak a megváltozott gazdanövénykínálat-hoz, mely alkalmazkodás hosszabb idő alatt, de a gombáknál is a genetikai háttér átalakulásához vezethet. Más esetben, ha a gazdanövénypopuláció kiritkulása együtt jár a megmaradó növények kondíciójának leromlásával a gyengültségi kórokozók a megmaradó növényállományban jelentős további károsítást idézhetnek elő.

Az emberi hatások másik formája a gazdanövénypopulációk tudatos átalakítása. Erre a rezisztencianemesítés a legszemléletesebb példa. Ez esetben a kórokozók jelenlevő típusaira kevésbé fogékony fajtákat állítanak elő. Ez a folyamat azonban a mezőgazdasági termelés körülményei között szükségszerűen együtt jár a kórokozók populációjának átalakulásával, mivel a rezisztens fajta nagy egyedszámú jelenléte szelekciós nyomást jelent a kórokozó populációjában. Így a különböző, rezisztens fajták megjelenését követően általában hamarosan megjelennek a rezisztenciát áttörő kórokozótípusok.

Az újabb típusok különösen akkor jelentkeznek gyorsan, ha lehetőség nyílik a kórokozó ivaros folyamataira. Ezzel magyarázható például, hogy ott, ahol a különböző, a rozsdák köztesgazdájaként számításba vehető Berberidaceae-fajok gyakoriak, a búza szárrozsdának (*Puccinia graminis*) gyakrabban észlelhetőek az eltérő fertőzőképességű rasszai (Wiese 1977). Azonban, míg a mezőgazdaság számára kedvező lehet a gomba köztesgazdájának gyérítése, a természetes flórában ez nem mindig kedvező, mivel a *P. graminis*-nek több, különböző fűfajokon elő-

forduló típusai is vannak (Savile 1984). Ezeknél pedig a köztesgazda hiánya a rajtuk élő kórokozó genetikai hátterének beszűkülését idézheti elő. Hasonló jelenség más gazdacserés gombáknál is ismert, de megfigyelhető azoknál a gombáknál is, amelyek ivaros formában rendszeresen előfordulnak.

A fentiek alapján megállapítható, hogy a növényeken megjelenő, azokon megfigyelhető kórokozók mind az abiotikus, mind a biotikus környezeti tényezőkkel rugalmas kölcsönhatásban vannak. Így amennyiben emberi beavatkozás hatására e tényezők bármelyike megváltozik, ennek a beavatkozásnak a hatása tükröződhet a kórokozók előfordulásában. Ennek következtében természetvédelmi értéket is képviselő szervezetek tűnhetnek el, míg mások felszaporodhatnak. Másrészt azonban a növényeken élő kórokozók és gazdanövényeik dinamikus együttélése következtében az átalakuló parazitaspektrum visszahathat a gazdanövények populációjára, annak genetikai összetételére, végső soron a növények reprezentálta természetvédelmi értékekre is.

Irodalom

- Békési, P., Vörös, J. & Calvert, O. H. (1970): *Macrophomina phaseoli* in Hungary damaging sunflower. – *Plant Disease Reporter* **54**: 286–287.
- Érsek, T. (1979): Újabb kórokozó gombák magyarországi előfordulása szóján. – *Növényvédelem* **15**: 208–215.
- Holliday, P. & Punithalingam, E. (1974): *Macrophomina phaseolina*. – *C. M. I. Descriptions of Pathogenic Fungi and Bacteria* **275**: 1–2.
- Rózsa, L. (1992): Veszélyeztetett élősködő fajok természetvédelmi értéke és kezelése. – *Természetvédelmi Közlemények* **2**: 65–70.
- Schmiedeknecht, M. (1986): Ökologie parasitischer Pilze in der Mongolischen Volksrepublik. – *Erforsch. biol. Res. MVR, Halle (Saale)*, **5**: 115–121.
- Savile, D. B. O. (1984): *Taxonomy of the cereal rust fungi*. – In: Bushnell, W. R. & Roelfs, A. P. (eds): *The cereal rusts*. vol. I. Academic Press Inc., Orlando, Florida, pp. 79–112.
- Simay, E. I. (1987): A *Macrophomina phaseolina* (Tassi) Goidanich három új gazdanövénye Magyarországon. – *Növénytermelés* **36**: 91–96.
- Simay, E. I. (1990): Adatok a *Macrophomina phaseolina* (Tassi) Goid. gazdanövényköréhez Magyarországon. – *Növénytermelés* **39**: 23–27.
- Simay, E. I. (1991a): A *Macrophomina phaseolina* (Tassi) Goidanich előfordulása dísznövényeken. – 37. Növényvédelmi Tudományos Napok, Budapest, *Összefoglalók*, p. 111.
- Simay, E. I. (1991b): A máriatövis (*Silybum marianum* (L.) Gaertn.) hervadásos betegsége és gyökérrothadása. – 37. Növényvédelmi Tudományos Napok, Budapest, *Összefoglalók*, p. 112.
- Simay, E. I. (1992): Megfigyelések gyomnövények néhány kórokozójával kapcsolatban. – *Természetvédelmi Közlem.* **2**: 5–12.
- Simay, E. I. & Kadlicskó, S. (1993): A *Macrophomina phaseolina* (Tassi) Goidanich újabb gazdanövényei Magyarországon. – *Növényvédelem* **29**: 27–28.
- Sz. Nagy, Gy. (1991): Magyarország lisztharagombái. I. A lisztharagombák és lisztharagbetegségek általános jellemzése, a lisztharag név eredete és a lisztharagkutatás története. – *Mikológiai Közlemények (Clusiana)* **1991/1–3**: 109–119.

- Vörös, J. & Manninger, I. (1973): A *Macrophomina phaseolina* (Tassi) Goid. előfordulása kukoricán, Magyarországon. – *Növényvédelem* **9**: 193–195.
- Wiese, M. V. (1977): *Compendium of wheat diseases*. – American Phytopathological Society, St. Paul, Minnesota.

Changes in spectrum of fungi observable on plants

Simay, E. I.

Department of Ornamentals
Enterprise for Extension and Research in Fruit Growing and Ornamentals
H-1115 Budapest, Etele út 38/a, Hungary

Several phytopathogenic fungi are observable on different plants occurring in both natural and crop environments. These fungi have different sensitivity to the different environment factors represented by both abiotic and biotic ones. One of the most important factor is the moist wich could affect the dissemination, infection and sporulation of the plant pathogens. Another climatic effect is the temperature, and the higher temperature in the environment could cause a spreading fungi which were rather tropical earlier, e.g. *Macrophomina phaseolina*. Among of the biotic factors the most important might be the genetic background of the host-population, and the presence of resistant or tolerant biotypes could effect on the selection of pathogens, too.

Élőhelyek fragmentálódásának hatása állatközösségekre

Báldi András

Magyar Természettudományi Múzeum, MTA TKI Állatökológiai Kutatócsoport
1088 Budapest, Baross u. 13.

Összefoglaló: Az eredeti természetes élőhelyek pusztulásának egyik fő oka a fragmentáció. Fragmentációnak nevezzük azt a folyamatot, amikor egy kiterjedt élőhely több, kisebb folttá alakul, kisebb összterülettel, és a foltok elszigetelődnek egymástól. A fragmentáció hatására izolált és kicsi populációk alakulnak ki, melyek nagy eséllyel kipusztulhatnak a foltból sztochasztikus események vagy katasztrófák miatt. A kipusztulás mechanizmusa lehet a megtelepedésre túl kicsi terület, az élőhely redukált heterogenitása, a foltot körülvevő mátrix káros hatásai, illetve a szegélyhatás. Tárgyalom ezen kívül a fragmentációs elméletek alapját képező fajsám–terület összefüggés alternatív elméleteit is.

Kulcsszavak: természetvédelem, fragmentáció, sztochasztikus események, kipusztulás, fajsám–terület összefüggés

Bevezetés

Természetföltő körökben már közhelyszámba megy, hogy a természetes élőhelyek pusztulása a föld kialakulása óta nem volt mértéket öltött (pl. Wilson 1988a, Diamond 1989, Smith *et al.* 1993). Becslések szerint a trópusokon évi 11,1 millió hektár erdő tűnik el (FAO/UNEP 1982). Részletes áttekintést ad a biológiai sokféleség helyzetéről Wilson (1988b) és McNeely *et al.* (1990), a problémáról pedig Juhász-Nagy (1993). Az élőhelyek területi csökkenésének és feldarabolódásának megismerése és megértése a pusztuló természet megőrzésének az egyik alapvető útja (Soulé & Khom 1989). Célom, hogy rövid áttekintést nyújtsak a fragmentáció lehetséges következményeiről. Az ökológiai–környezeti témakört jóval részletesebben tárgyalom, mint a többit. A döntés önkényes, a valóságban a konzerváció bármely másik, például genetikai vagy társadalmi, oldalának elhanyagolása végzetes következményekkel járhat (Frankel & Soulé 1981).

Meghatározás és következmények

Mi is az a fragmentáció, azaz az élőhelyek feldarabolódása, mely egyike a természet pusztulását okozó legfontosabb tényezőknek? Definíció szerint fragmentációról akkor beszélünk, amikor egy kiterjedt élőhely több, kisebb folttá alakul, kisebb összterülettel, és a foltok elszigetelődnek egymástól (Wilcove *et al.*

1986). Az így kialakult foltok élőhelyszigeteknek tekinthetők, a MacArthur-féle értelemben (MacArthur 1972).

A fragmentáció elsődleges hatása, hogy az élőhely foltokban elszigetelt és kicsi populációk alakulnak ki. Ezek a következmények igen jó eséllyel az adott populáció kipusztulására vezethetnek. Négy fő oka lehet a kipusztulásnak: (1) demográfiai sztochaszticitás; (2) környezeti változások; (3) genetikai sztochaszticitás; és (4) katasztrófák (Shaffer 1981).

A véletlenszerű demográfiai és környezeti változások következményei

A kis populációkban zajló demográfiai események következményei lehetnek a népességi paraméterekben történő random változások, például a születési, vagy halálozási rátában, ivararányban (Simberloff 1988). Előfordulhat, hogy véletlenszerű demográfiai események hatására egy generációban csak hím utódok születnek, vagy akár kimaradhat egy teljes generáció. A valóságban azonban csak igen kis populációméret esetén játszik lényeges szerepet a demográfiai sztochaszticitás. Becslések szerint, ott ahol az egyedszám kisebb 20-nál (Wilcox & Murphy 1985).

Simberloff (1988) rámutatott, hogy a környezeti és demográfiai sztochasztikus folyamatokat gyakran összekeverik a szakirodalomban. Simberloff szerint az alapvető különbség az, hogy a demográfiai események a populáció egyes tagjai népességi tulajdonságainak (például utódszám) a változását okozzák, a környezeti sztochaszticitás viszont a teljes populáció népességi jellemzőit változtatja meg.

Genetikai következmények

Genetikai szempontból a kis populációkkal kapcsolatos kérdés a következőképpen vetődik fel: hány egyednek kell egy populációban maradnia, hogy a populáció fennmaradjon? A konzervációgenetika alapvető célja, hogy a genetikai változatosság ne vesszen el (Frankel & Soulé 1981, Hedrick & Miller 1992). A „mágikus” 50 és 500 számokat szokták említeni. Ezek a számok az effektív populációméretre (N_e) vonatkoznak. Grant & Grant (1992) becslése szerint szárazföldi madaraknál az N_e mintegy egynegyede a ténylegesen szaporodók számának. Az $N_e = 50$ számot empirikus úton kapták az állattenyésztők sokéves gyakorlata alapján. A cél a beltenyésztéses leromlás elkerülése volt. A tenyésztők nem tapasztaltak beltenyésztéses leromlást, amennyiben a beltenyésztési hatékonyság (F) nem volt nagyobb 1%-nál generációnként. Ez pedig $N_e = 50$ -nek felel meg (Franklin 1980, Soulé 1980). Ilyen lassú beltenyésztés mellett a szelekció még képes a káros gének eltávolítására.

A valóságban ennél jóval nagyobb N_e szükséges, hiszen a faj evolúciós változási képességét is meg kell őrizni. Ez pedig a rendelkezésre álló genetikai változatosság függvénye. Így Franklin (1980) becslése szerint $N_e = 500$ szükséges a hosszú távú fennmaradáshoz (l. még Soulé *et al.* 1986).

Katasztrófák

Katasztrófák kialakulásának mindenhol megvan az esélye. Azonban egy kicsi élőhelyfoltnál már nagy eséllyel nem marad érintetlen, refúgiumként szolgáló terület katasztrófa után, így az egész folt elpusztul, a benne élő állatokkal együtt. Katasztrófa lehet egy égetés, villámcsapás, turisták, fertőzés vagy egy tarvágás.

Fragmentáció és kipusztulás

A fenti elméleti tárgyalás után a kipusztulás mechanizmusát vizsgáljuk meg. Itt a fragmentáció révén kialakult, általában kicsi helyi populációk kipusztulásáról lesz szó. A továbbiakban csak az „ökológiai oldalt” vizsgálom, részben területi okokból, részben pedig mert a természetvédelmi szakemberek többsége számára a szupraindividuális megközelítés több gyakorlati szempontot nyújthat. A konzervációbiológia genetikai és demográfiai része elsősorban a fogságban tartott ritka fajok esetére kidolgozott (pl. Ralls *et al.* 1979, Hedrick 1992, Rahbek 1993). Ismételten megjegyzem azonban, hogy ezeknek a szempontoknak figyelmen kívül hagyása könnyen végzetes lehet vadon élő állatok esetében is.

A fragmentáció kipusztulást okozhat a maradványfoltból, (1) ha annak területe túl kicsi (area-effektus), (2) ha az élőhelyek változatossága jelentősen lecsökken, (3) ha a maradványfoltot körülvevő mátrixnak káros hatásai vannak, illetve (4) ha megnő a szegélyhatás (Wilcove *et al.* 1986).

A csökkenő terület hatása, az úgynevezett area-effektus, közvetve vagy közvetlenül mind a négy kipusztulást okozó tényezőben megtalálható. Közvetlen hatásai is több szinten jelentkeznek. Ha egy faj egyede által igényelt lakókörzet nagyobb, mint a maradványfolt területe, akkor megtelepedése eleve valószínűtlen. Mivel a legveszélyeztetettebb, specializált fajok és a csúcsragadozók területigénye igen nagy lehet (pl. Wilcove *et al.* 1986), a probléma igen jelentős, akár több száz hektáros foltok esetén is jelentkezhet.

A terület hatása akkor is tapasztalható, ha a folt mérete néhány egyed letelepedésére még alkalmas. Ilyenkor többé-kevésbé stabil populációk alakulnak ki. A szakirodalomban mára óriásira duzzadt a terület nagysága és a megtelepedő fajok száma közötti összefüggés vizsgálata. A vizsgált taxonok között vannak csillós egysejtűek (Have 1993), zooplankton (Green 1992), tengeri gerinctelenek (Peake & Quinn 1993), halak (Watters 1992), csigák (Nilsson *et al.* 1988) lepkék (pl.

Murphy & Wilcox 1986, Harrison & Thomas 1991), bogarak (pl. Nilsson *et al.* 1988, Ås 1993), kétéltűek (pl. Mann *et al.* 1991, Pearman 1993), hüllők (pl. Dodd 1990), igen sok madárfaj, illetve közösség (pl. Rafe *et al.* 1985, Møller 1987, Bolger *et al.* 1991, Beckon 1993, Haila *et al.* 1993), és a legkülönbélebb emlősök (pl. Laurance 1990, Weddel 1991, Estrada *et al.* 1993). Itt nem ejtek szót a fragmentáció vegetációra gyakorolt hatásairól, melyek szintén számos tanulmányban szerepelnek (pl. Kadmon & Pulliam 1993, Harris 1984), és amelyek nagymértékben felelősek lehetnek az állatok eloszlásában tapasztalt mintázatokért (lásd Helle & Muona 1985).

A fajközponitú megközelítés mellett a közösségi, illetve a környezeti folyamatok változását is vizsgálták, igaz jóval kevesebb az ilyen témájú cikk. Robinson *et al.* (1992) szerint a talajképződés, növényzeti szukcesszió és az állatok, illetve növények diverzitása nem változott a területtel, de a gerincesek populációdinamikája, eloszlása, illetve egyes növénypopulációk megléte már jelentősen a fragmentációtól függött. Mikkelson (1993) a táplálkozási hálózat szerkezetét vizsgálta, mely szerinte nem változott a területtel (de l. Heatwole & Levins 1972).

Második pontként a maradványfolt élőhelyében történő változatosságról lesz szó. Még egy látszólag egységes élőhely is részben különböző habitatok mozaikja, részben sokféle speciális mikrohabitatot tartalmaz, például patakot, forrást, láprétet, szirtfalat, leszakadást stb. Az élőhely változatossága csökken a fragmentáció miatt, mivel kisebb területen kisebb eséllyel fordul elő többféle élőhely, illetve mikrohabitat. Ennek megfelelően, a kutatási eredmények szerint az élőhely heterogenitásával a madarak fajszáma és gyakorisága növekedett (Rafe *et al.* 1985, Raivo & Haila 1990).

A maradványfoltokat körülvevő mátrix szerepe is alapvető lehet a folt élővilágára. A mátrixból ragadozók (kutyák, macskák, patkányok, stb.), járványok, paraziták és emberi behatások áraszthatják el a foltot. Az USA keleti felén a költő énekesmadarak erősen megfogyatkoztak, és ennek egyik fő oka a gulyajáró madarak fészekparazitizmusa (Brittingham & Temple 1983). A gulyajárók elterjedését pedig a téli táplálékot biztosító mezőgazdasági területek tették lehetővé, melyek az eredeti vegetáció helyét átvették. Janzen (1983) szintén a mátrix meghatározó szerepét hangsúlyozta a természetvédelmi területeknél.

A szegélyhatás a fragmentáció elkerülhetetlen velejárója. Elsősorban erdők és tarvágás, illetve rétek és erdők közötti szegélyeket vizsgáltak. A szegélyeknél a nyílt területek felől a környezeti hatások bizonyos mértékig behatolnak a belső területekre, és megváltoztatják a vegetációt (Lovejoy *et al.* 1986, Williams-Linera 1990a, b, Laurance 1991, Chen *et al.* 1992, 1993a, b, Hansen *et al.* 1993, Matlack 1993a). A vegetáció megváltozása az állatközösségek megváltozását is maga után vonja (pl. Harris 1988, Yahner 1988). A szegélyek hatását madarakra többek között Helle & Helle (1982), Hansson (1983), Kroodsmá (1984), Frochot

(1987), Fuller & Whittington (1987), Báldi & Kisbenedek (1994), Báldi & Moskát (1994) és Moskát & Fuisz (1994) vizsgálta. Jelentős a madárfészkek predáltóságának és szegélytől való távolságának irodalma is (pl. Møller 1989, Yahner *et al.* 1989, Sandström 1991).

Az erdőszegélyek vizsgálata mellett szerepel két füves terület határának vizsgálata is a szakirodalomban, elsősorban ízeltlábúakra (pl. Kromp & Steinberger 1992, Lagerlöf *et al.* 1992), de például madarakra is (Best *et al.* 1990).

Matlack (1993b) a szegélyhatás egy igen érdekes oldalát tanulmányozta, mégpedig a társadalmi, illetve emberi hatások eloszlását a szegélytől vett távolság függvényében. Szerinte a humán hatások 95%-a az erdő szegélyének első 82 m-ében történtek. Matlack rámutatott, hogy a fő veszélyt a kiépített autósutak jelentik.

A szegélyhatás részletesebb elemzésétől eltekintek szerteágazó és sok helyen ellentmondásos szakirodalma miatt.

A fragmentáció elsődleges hatásain túl, melyeket fentebb tárgyaltam, rendkívül sokféle és összetett másod-, harmad-, illetve sokadlagos hatások is jelentkeznek. Ezek az olyan közösségi kapcsolatok szétesésére vezethetők vissza, mint a ragadozó–zsákmány, parazita–gazda kapcsolatok, mutualizmus, stb. Egy vizsgálat szerint kisméretű erdőfoltokból eltűntek a csúcsragadozók, például a hiúz, sasok, sólymok, melyek a kistermetű ragadozók és mindenevők (patkányok, szajkók, macskák, stb.) populáció-szabályozásában játszottak fontos szerepet. Ezek a fajok a fragmentáció után elszaporodtak, és az énekesmadarak fészekpusztítását nagymértékben megnövelték (I. Wilcove *et al.* 1986).

A fajszám–terület összefüggés alternatív elméletei

Mint már szó volt róla, a fragmentáció leginkább tanulmányozott része a fajszám–terület összefüggés. Az alábbiakban az erre magyarázatot adó alternatív elméleteket tekintem át Hart & Horwitz (1991) nyomán.

Az első elmélet a passzív mintavételi modell (Connor & McCoy 1979), mely akár null-hipotézisnek is tekinthető. Eszerint az egyedszám általában függ a területtől. A nagyobb terület magasabb fajszáma pedig visszavezethető a nagyobb minták nagyobb egyedszámára.

A második alternatív magyarázat a fragmentációs modellek családja. Itt, szemben az előző modellel, már bizonyos feltevések lépnek életbe: a terület feldarabolódott, azaz a populációk és közösségek az egyes foltokban többé-kevésbé függetlenek egymástól. A terület nagysága hatással van a foltok közötti kapcsolatokra, például a kipusztulásra, betelepülésre, speciációra, stb. Ide tartozik a közismert MacArthur & Wilson-féle (1967) szigetbiogeográfia.

Harmadik modellcsaládba az élőhely diverzitás modellek tartoznak. Ezek szerint az élőhely sokfélesége függ a területtől, a fajszám pedig az élőhely változatosságától.

Az utolsó, alternatív modellcsaládot a habitat heterogenitás modellek alkotják. Ezek annyiban térnek el az előzőtől, hogy ott a mintaterületen belül előforduló élőhelyek változatossága szerepelt, itt pedig az egyféle élőhelyen belüli mikrohabitatok okozta heterogenitás. Eszerint egyes fajok speciális mikrohabitatot igényelnek, és ezek meglétének esélye a terület nagyságának függvénye.

Gyakorlati alkalmazás: természetvédelmi területek tervezése

A fragmentáció problémájának széles körű elismerése és tanulmányozása két okra vezethető vissza. Az egyik, hogy az ökológia egyik alapvető elmélete, a szigetbiogeográfia alkalmazhatónak látszott erre a gyakorlati problémára. A másik ok, hogy a természetvédelmi területek tervezésénél egyre inkább szükség volt (és lesz) a tudósok közreműködésére. A természetvédelmi területek tervezésének irodalma igen bőséges (lásd a SLOSS – single large or several small – vitát, pl.: Simberloff & Abele 1976, Soulé & Simberloff 1986). Azonban átfogó, minden esetre érvényes megállapítás természetesen nem lehetséges, ami hamar akadémikussá tette a vitát. Egy rezervátum tervezése csak a pontos cél megjelölése után lehetséges.

A magyar természetvédelem jelenlegi helyzete kívánatosá teszi, hogy minél több kutató orientálódjon az alkalmazható eredményeket nyújtó témák felé. Ide nem csak a konkrét esettanulmányokat (pl. Báldi & Moskát 1995) értem, hanem az összefoglaló vagy magyar viszonyokra alkalmazó munkákat is (pl. Moskát *et al.* 1993a, b, Báldi *et al.* 1995). Ezek révén ugyanis viszonylag gyorsan lehet alkalmazni a legújabb kutatási eredményeket a hazai természetvédelemben, és így a még meglévő értékeink védelmét hatékonyabbá tehetjük.

Köszönetnyilvánítás. – Dr. Moskát Csaba és Dr. Fuisz Tibor észrevételeikkel javították a kéziratot. A cikk megírását az OTKA I/3 3188 és F/5249 pályázatok támogatták.

Irodalomjegyzék

- Ås, S. (1993): Are habitat islands islands? Woodliving beetles (Coleoptera) in deciduous forest fragments in boreal forest. – *Ecography* **16**: 219–228.
- Báldi, A. & Kisbenedek, T. (1994): Comparative analysis of edge effect on bird and beetle communities. – *Acta Zool. Hung.* **40**: 1–14.
- Báldi, A. & Moskát, C. (1994): Effect of the edge on the structure of bird communities in Hungarian riparian forests. – In: Hagemeyer, E. J. M. & Verstraal, T. J. (eds): *Bird Numbers 1992. Distribution, monitoring and ecological aspects*. Poster appendix of the Proc. 12th Int. Conf.

- of IBCC and EOAC. – Statistics Netherlands, Voorburg/Heerlen & SOVON, Beek-Ubbergen, pp. 7–10.
- Báldi, A. & Moskát, C. (1995): Effect of reed burning and cutting on breeding birds. – In: Bissonette, J. A. & Krausman, P. R. (eds): *Integrating People and Wildlife for a Sustainable Future*. Proceedings of the first International Wildlife Management Congress. – The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, USA, pp. 637–642.
- Báldi, A., Csorba, G. & Korsós, Z. (1995): Setting priorities for the conservation of wildlife species in Hungary: a preliminary report. – In: Bissonette, J. A. & Krausman, P. R. (eds): *Integrating People and Wildlife for a Sustainable Future*. Proceedings of the first International Wildlife Management Congress. – The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, USA, pp. 633–636.
- Beckon, W. N. (1993): The effect of insularity on the diversity of land birds in the Fiji islands: implications for refuge design. – *Oecologia* **94**: 318–329.
- Best, L. B., Whitmore, R. C. & Booth, G. M. (1990): Use of cornfields by birds during the breeding season: the importance of edge habitat. – *Am. Midl. Nat.* **123**: 84–99.
- Bolger, D. T., Alberts, A. C. & Soulé, M. E. (1991): Occurrence patterns of bird species in habitat fragments: sampling extinction, and nested species subsets. – *Am. Nat.* **137**: 155–166.
- Brittingham, M. C. & Temple, S. A. (1983): How cowbirds caused forest songbirds to decline? – *BioScience* **33**: 31–35.
- Chen, J., Franklin, J. F. & Spies, T. A. (1992): Vegetation responses to edge environments in old-growth Douglas-fir forests. – *Ecol. Appl.* **2**: 387–396.
- Chen, J., Franklin, J. F. & Spies, T. A. (1993a): Contrasting microclimates among clearcut, edge, and interior of old-growth Douglas-fir forest. – *Agr. Forest Meteorol.* **63**: 219–237.
- Chen, J., Franklin, J. F. & Spies, T. A. (1993b): An empirical model for predicting diurnal air-temperature gradients from edge into old-growth Douglas-fir forest. – *Ecol. Model.* **67**: 179–198.
- Connor, E. F. & McCoy, E. D. (1979): The statistics and biology of the species-area relationship. – *Am. Nat.* **113**: 791–833.
- Diamond, J. A. (1989): The present, past and future of human caused extinctions. – *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* **325**: 469–477.
- Dodd, C. K., Jr. (1990): Effects of habitat fragmentation on a stream-dwelling species, the Flat-tailed Musk Turtle *Sternotherus depressus*. – *Biol. Conserv.* **54**: 33–45.
- Estrada, A., Coates-Estrada, R. & Meritt, D., Jr. (1993): Bat species richness and abundance in tropical rain forest fragments and in agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. – *Ecography* **16**: 309–318.
- FAO/UNEP (1982): *Tropical Forest Resources*. – FAO, Rome.
- Frankel, O. H. & Soulé, M. E. (1981): *Conservation and Evolution*. – Cambridge University Press, Cambridge, England, 327 pp.
- Franklin, I. A. (1980): Evolutionary change in small populations. – In: Soulé, M. E. & Wilcox, B. A. (eds): *Conservation Biology. An Evolutionary-Ecological Perspective*. – Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, pp. 135–151.
- Frochot, B. (1987): Synergism in bird communities: a method to measure edge effect. – *Acta Oecologica* **8**: 253–258.
- Fuller, R. J. & Whittington, P. A. (1987): Breeding bird distribution within Lincolnshire ash-lime woodlands: the influence of rides and the woodland edge. – *Acta Oecologica* **8**: 259–268.
- Grant, P. R. & Grant, B. R. (1992): Demography and the genetically effective sizes of two populations of Darwin's Finches. – *Ecology* **73**: 766–784.
- Green, J. (1992): Island biogeography, diversity and dominance of zooplankton in crater lakes on the Azores. – *Biol. J. Linn. Soc.* **46**: 189–205.

- Haila, Y., Hanski, I. K. & Raivo, S. (1993): Turnover of breeding birds in small forest fragments: the "sampling" colonization hypothesis corroborated. – *Ecology* **74**: 714–725.
- Hansen, A. J., Garman, S. L., Lee, P. & Horvath, E. (1993): Do edge effects influence tree growth rates in Douglas-fir plantations? – *Northwest Science* **67**: 112–116.
- Hansson, L. (1983): Bird numbers across edges between mature conifer forest and clearcuts in Central Sweden. – *Ornis Scand.* **14**: 97–103.
- Harris, L. D. (1984): *The fragmented forest. Island biogeography theory and the preservation of biotic diversity.* – The University of Chicago Press, Chicago, 211 pp.
- Harris, L. D. (1988): Edge effects and conservation of biotic diversity. – *Conserv. Biol.* **2**: 330–332.
- Harrison, S. & Thomas, C. D. (1991): Patchiness and spatial pattern in the insect community on ragwort *Senecio jacobaea*. – *Oikos* **62**: 5–12.
- Hart, D. D. & Horwitz, R. J. (1991): Habitat diversity and the species-area relationship: alternative models and tests. – In: Bell, S. S., McCoy, E. D. & Mushinsky, H. R. (eds): *Habitat structure. The physical arrangement of objects in space.* – Chapman & Hall, London, pp. 47–68.
- Have, A. (1993): Effects of area and patchiness on species richness: an experimental archipelago of ciliate microcosms. – *Oikos* **66**: 493–500.
- Heatwole, H. & Levins, R. (1972): Trophic structure stability and faunal change during recolonization. – *Ecology* **53**: 531–534.
- Hedrick, P. W. (1992): Genetic conservation in captive populations and endangered species. – In: Jain, S. K. & Botsford, L. W. (eds): *Applied Population Biology.* Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, pp. 45–68.
- Hedrick, P. W. & Miller, P. S. (1992): Conservation genetics: techniques and fundamentals. – *Ecol. Appl.* **2**: 30–46.
- Helle, E. & Helle, P. (1982): Edge effect on forest bird densities on offshore islands in the northern Gulf of Bothnia. – *Ann. Zool. Fennici* **19**: 165–169.
- Helle, P. & Muona, J. (1985): Invertebrate numbers in edges between clear-fellings and mature forests in Northern Finland. – *Silva Fennica* **19**: 281–294.
- Janzen, D. H. (1983): No park is an island: increase in interference from outside as a park size increase. – *Oikos* **41**: 402–410.
- Juhász-Nagy, P. (1993): *Az eltűnő sokféleség.* – Scientia Kiadó, Budapest, 147 pp.
- Kadmon, R. & Pulliam, H. R. (1993): Island biogeography: effect of geographical isolation on species composition. – *Ecology* **74**: 977–981.
- Kromp, B. & Steinberger, K.-H. (1992): Grassy field margins and arthropod diversity: a case study on ground beetles and spiders in eastern Austria (Coleoptera: Carabidae; Arachnida: Aranei, Opiliones). – *Agr. Ecosyst. Environ.* **40**: 71–93.
- Kroodsma, R. L. (1984): Effect of edge on breeding forest bird species. – *Wilson Bull.* **96**: 426–436.
- Lagerlöf, J., Stark, J. & Svensson, B. (1992): Margins of agricultural fields as habitats for pollinating insects. – *Agr. Ecosyst. Environ.* **40**: 117–124.
- Laurance, W. F. (1990): Comparative responses of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. – *J. Mamm.* **71**: 641–653.
- Laurance, W. F. (1991): Edge effect in tropical forest fragments: Application of a model for the design of nature reserves. – *Biol. Conserv.* **57**: 205–219.
- Lovejoy, T. E., Bierregaard, R. O., Jr., Rylands, A. B., Malcolm, J. R., Quintela, C. E., Harper, L. H., Brown, K. S., Jr., Powell, A. H., Powell, G. V. N., Schubart, H. O. R. & Hays, M. B. (1986): Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: Soulé, M. E. (ed.): *Conservation Biology. The Science of Scarcity and Diversity.* – Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, pp. 257–285.
- MacArthur, R. H. (1972): *Geographical Ecology. Patterns in the Distribution of Species.* – Harper & Row, New York, 269 pp.

- MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. (1967): *The Theory of Island Biogeography*. – Princeton University Press, Princeton, New Jersey, 203 pp.
- Mann, W., Dorn, P. & Brandl, R. (1991): Local distribution of amphibians: the importance of habitat fragmentation. – *Global. Ecol. Biogeogr. Lett.* **1**: 36–41.
- Matlack, G. R. (1993a): Microenvironmental variation within and among forest edge sites in the eastern United States. – *Biol. Conserv.* **66**: 185–194.
- Matlack, G. R. (1993b): Sociological edge effects: spatial distribution of human impact in suburban forest fragments. – *Environ. Manage.* **17**: 829–835.
- McNeely, J. A., Miller, K. R., Reid, W. V., Mittermeier, R. A. & Werner, T. B. (1990): *Conserving the World's Biological Diversity*. – IUCN, Gland, Switzerland; WRI, CI, WWF-US, and the World Bank, Washington, D. C., p. 193.
- Mikkelsen, G. M. (1993): How do food webs fall apart? A study of changes in trophic structure during relaxation on habitat fragments. – *Oikos* **67**: 539–547.
- Møller, A. P. (1987): Breeding birds in habitat patches: random distribution of species and individuals? – *J. Biogeogr.* **14**: 225–236.
- Møller, A. P. (1989): Nest site selection across field-woodland ecotones: the effect of nest predation. – *Oikos* **56**: 240–246.
- Moskát, C. & Fuisz, T. (1994): Forest management and bird communities in the beech and oak forests of the Hungarian mountains. – In: Hagemeyer, E. J. M. & Verstraël, T. J. (eds): *Bird Numbers 1992. Distribution, monitoring and ecological aspects*. Proc. 12th Int. Conf. of IBCC and EOAC. Statistics Netherlands, Voorburg/Heerlen & SOVON, Beek-Ubbergen, pp. 29–38.
- Moskát, C., Báldi, A. & Mahunka, S. (1993a): Conservation of biodiversity in Hungary: history, strategy and examples. – *Manus. Col. of Int. Symp. on Biodiversity and Conservation, Korean Entomological Institute, Seoul*, pp. 36–92.
- Moskát, C., Báldi, A. & Waliczky, Z. (1993b): Természetvédelmi célú kutatási irányzatok az ornitológiában. – *A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület III. Tudományos Ülése, Szombathely*, 1991, pp. 183–193.
- Murphy, D. D. & Wilcox, B. A. (1986): Butterfly diversity in natural habitat fragments: a test of the validity of vertebrate-based management. – In: Verner, J., Morrison, M. L. & Ralph, C. J. (eds): *Wildlife 2000. Modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. – The University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin, pp. 287–292.
- Nilsson, S. G., Bengtsson, J. & Ås, S. (1988): Habitat diversity or area *per se*? Species richness of woody plants, carabid beetles and land snails on islands. – *J. Anim. Ecol.* **57**: 685–704.
- Peake, A. J. & Quinn, G. P. (1993): Temporal variation in species-area curves for invertebrates in clumps of an intertidal mussel. – *Ecography* **16**: 269–277.
- Pearman, P. B. (1993): Effects of habitat size on Tadpole populations. – *Ecology* **74**: 1981–1992.
- Rafe, R. W., Usher, M. B. & Jefferson, R. G. (1985): Birds on reserves: the influence of area and habitat on species richness. – *J. Appl. Ecol.* **22**: 327–335.
- Rahbek, L. (1993): Captive breeding – a useful tool in the preservation of biodiversity? – *Biodivers. Conserv.* **2**: 426–437.
- Raivo, S. & Haila, Y. (1990): Bird assemblages in silvicultural habitat mosaics in southern Finland during the breeding season. – *Ornis Fennica* **67**: 73–83.
- Ralls, K., Brugger, K. & Ballou, J. (1979): Inbreeding and juvenile mortality in small populations of Ungulates. – *Science* **206**: 1101–1103.
- Robinson, G. R., Holt, R. D., Gaines, M. S., Hamburg, S. P., Johnson, M. L., Fitch, H. S. & Martin, E. A. (1992): Diverse and contrasting effects of habitat fragmentation. – *Science* **257**: 524–526.
- Sandström, U. (1991): Enhanced predation rates on cavity bird nests at deciduous forest edges – an experimental study. – *Ornis Fennica* **68**: 93–98.

- Shaffer, M. L. (1981): Minimum population sizes for species conservation. – *BioScience* **31**: 131–134.
- Simberloff, D. (1988): The contribution of population and community biology to conservation science. – *Ann. Rev. Ecol. Syst.* **19**: 473–511.
- Simberloff, D. & Abele, L. G. (1976): Island biogeography theory and conservation practice. – *Science* **191**: 285–286.
- Smith, F. D. M., May, R. M., Pellew, R., Johnson, T. H. & Walter, K. R. (1993): How much do we know about the current extinction rate? – *TREE* **8**: 375–378.
- Soulé, M. E. (1980): Thresholds for survival: maintaining fitness and evolutionary potential. – In: Soulé, M. E. & Wilcox, B. A. (eds): *Conservation Biology. An Evolutionary-Ecological Perspective*. – Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, pp. 151–171.
- Soulé, M. E. & Kohm, K. A. (1989): *Research Priorities for Conservation Biology*. – Island Press, Washington, D. C., 98 pp.
- Soulé, M. E. & Simberloff, D. (1986): What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? – *Biol. Conserv.* **35**: 19–40.
- Soulé, M. E., Gilpin, M., Conway, N. & Foose, T. (1986): The Milleneum ark: how long a voyage, how many staterooms, how many passengers? – *Zoo Biology* **5**: 101–114.
- Watters, G. T. (1992): Unionids, fishes, and the species-area curve. – *J. Biogeogr.* **19**: 481–490.
- Weddel, B. J. (1991): Distribution and movements of Columbian ground squirrels (*Spermophilus columbianus* (Ord)): are habitat patches like islands? – *J. Biogeogr.* **18**: 385–394.
- Wilcove, D. S., McLellan, C. H. & Dobson, A. P. (1986): Habitat fragmentation in the temperate zone. – In: Soulé, M. E. (ed.): *Conservation Biology. The Science of Scarcity and Diversity*. – Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, pp. 237–256.
- Wilcox, B. A. & Murphy, D. D. (1985): Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. – *Am. Nat.* **125**: 879–887.
- Williams-Linera, G. (1990a): Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. – *J. Ecol.* **78**: 356–373.
- Williams-Linera, G. (1990b): Origin and early development of forest edge vegetation in Panama. – *Biotropica* **22**: 235–241.
- Wilson, E. O. (1988a): The current state of biological diversity. – In: Wilson, E. O. (ed.): *Biodiversity*. – National Academy Press, Washington D.C., pp. 3–18.
- Wilson, E. O. (ed.) (1988b): *Biodiversity*. – National Academy Press, Washington, D.C., 521 pp.
- Yahner, R. H. (1988): Changes in wildlife communities near edges. – *Conserv. Biol.* **2**: 333–339.
- Yahner, R. H., Morrell, T. E. & Rachael, J. S. (1989): Effects of edge contrast on depredation of artificial avian nests. – *J. Wildl. Manage.* **53**: 1135–1138.

Effects of habitat fragmentation on animal communities: a review

Báldi, A.

Animal Ecology Research Group of the HAS, Hungarian Natural History Museum
H–1088 Budapest, Baross u. 13, Hungary

Fragmentation is one of the most serious threat to natural habitats. Fragmentation occurs when a large habitat is transformed into a number of smaller patches of smaller total area, isolated from each other by a matrix of different habitats. The remnant small populations in the fragments are threatened with stochastic events and catastrophes, both of which may lead to extinction. The proximate mechanisms of extinction may be the requirement for large home range, reduced habitat heterogeneity, effects of surrounding habitats, edge effects and secondary extinctions. I review the alternative models of the species-area relationship.

A tiszavasvári Göbolyös természeti értékei – érvek a védetté nyilvánítás mellett*

Forró László¹, Andrikovics Sándor², Herczeg Ferenc³ & Milinki Éva²

¹Magyar Természettudományi Múzeum Állattára, 1088 Budapest, Baross u. 13

²Eszterházy Károly Tanárképző Főiskola, Állattani Tanszék, 3300 Eger, Leányka u. 6

³Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatósága, 4024 Debrecen, Sumen u. 2

Összefoglaló: A Göbolyös különlegesen fekete vizű, asztatikus szikes tó Tiszavasvári mellett. Kémiai tulajdonságai alapján (sótartalom, lúgosság) a szikes vizek közé tartozik, egyedülálló azonban nagy vas-, mangán-, szulfát- és szervesanyagtartalma miatt. Valószínűleg ez utóbbi jellemzőknek tulajdonítható a víz fekete színe. Különlegesek a tó biológiai viszonyai is, gerinctelen faunáját kevés faj egyedei alkotják. A zooplanktonban a szikesekre jellemző rákfajok (*Moina brachiata*, *Arctodiptomus spinosus*) dominálnak. Nyolc fészkelő és 18 vonuló madárfajt figyeltünk meg a területen, köztük több szigorúan védett. A fenti különleges természeti értékek alapján javasoljuk a tó védetté nyilvánítását.

Kulcsszavak: Göbolyös, szikes tó, olajos fekete szín, *Arctodiptomus spinosus*

Bevezetés

A kontinentális sós vizek egyik különleges csoportját alkotják a szikes vizek, legjelentősebb európai állományuk a Kárpát-medencében található. Az Alföld nagy területeit borítják szikes talajok, korábban igen nagy számban fordultak itt elő különböző típusú szikes kisvizek (Megyeri 1959). Napjainkban már csak kevés szikes tó őrizte meg természetes állapotát, sok kisvíz eltűnt, a nagyobb tavak többsége is megváltozott, ami elsősorban antropogén hatásoknak köszönhető.

A szikes vizek tudományos kutatása már több, mint száz évvel ezelőtt megkezdődött, ennek ellenére vannak még olyan vizek, amelyek kémiai és biológiai viszonyairól nincs adat a szakirodalomban. A még feltáratlan helyek közé tartozik a különlegesen fekete vizű tiszavasvári Göbolyös is, 1992–1994 között végeztünk itt kémiai és biológiai vizsgálatokat. Kutatásaink elsődleges célja az volt, hogy alapadatokat szolgáltatassunk a tó megismeréséhez, amelyek alapján javaslatot tehetünk a védetté nyilvánításra, a természetvédelmi kezelésre a tó jelenlegi állapotának megőrzése érdekében.

* Az Országos Tudományos Kutatási Alap (OTKA 3178) támogatásával végeztük vizsgálatainkat.

A vizsgálati terület leírása

A Göbolyös a 36-os számú főút jobb oldalán, a Tiszavasváritól 4 km-re található Fehérszikkal kb. egy magasságban helyezkedik el. Tájé földrajzilag a Hajdúháthoz tartozó összikesről van szó. Nagy valószínűséggel már az 1781–1784-ben készített első katonai térképeken is szerepel.

A tó egy szántókkal teljesen körülvárt, lefolyástalan, természetes mélyedésben található, amelynek nagysága 13,5 ha. Ebből 7,4 ha gyep és nád, 6,1 ha vízál-lás. A tó sekély, a vízmélység magas vízállásnál sem haladja meg az 50 cm-t, az iszap szürkés színű, lágy.

A terület flórájára a szántó közelsége nyomja rá a bélyegét. A csapa-dékvizekkel rengeteg szerves anyag mosódik be, ami a területre egyébként nem jellemző növényfajok térhódításához vezetett. Ürmös szikespusztai gyep (*Artemi-sieto-Festuco pseudovinae*) már csak mutatóban található. Megerősödött viszont a nád (*Phragmites communis*). Sajnos, 1994 tavaszán fölszántották a gyepet a tó széléig, tönkretéve ezzel sok élőlény potenciális élőhelyét, így például az 1993-ban megtalált szongáriai cselőpókét is. A terület érdekességét az időszakonként összegyűlő fekete víz jelenti. Mintát véve a vízből közel 8–10 hónap kell, míg az teljesen leülepszik. Ha a tó kiszárad, ez a fekete anyag üledék formájában lerakó-dik a tófenékre, ami ha vizet kap, ismét feloldódik. Ezt látszik alátámasztani az a tény, hogy kiszáradáskor az 5–8 mm vastag üledék föl pikkelyesedik, tehát föl-szedhető, alatta pedig ott van a fehér szikes talaj.

Az 1800-as évek közepén a tó déli végében sötétbarna színű, melegvízű buzgás tört felszínre, ami állandó vízborítással látta el a tavat. Ezt a vizet, de fő-leg az iszapját az emberek és korabeli orvosok is mozgásszervi megbetegedések gyógyítására használták, állítólag eredménnyel. Ez a buzgás az 1940-es évek ele-jére eltűmődött, ma már csak körülbelüli helyét ismerjük.

Vizsgálati módszerek

A kémiai vizsgálatok az első két évben pH és vezetőképesség mérésére kor-látozódtak, részletes kémiai analízisre 1994 márciusi és májusi minták esetében került sor. A vizsgált kémiai paramétereket (lásd 1. táblázat) a szokásos módsze-rekkel mértük, az oxigénfogyasztást kálium-permanganáttal határoztuk meg.

Az algák vizsgálatához merített mintát vettünk a tóból. Legnagyobb rend-szerességgel zooplankton minták vételére került sor, minőségi és mennyiségi mintákat egyaránt gyűjtöttünk, amihez 100 µm lyukbőségű planktonhálót hasz-náltunk. A kistrákfaua mennyiségi viszonyainak nyomonkövetésére 1992-ben és különösen 1994-ben sikerült alkalmas mintákat venni.

1. táblázat. A kémiai jellemzők változása a Göbolyösben 1994-ben

	03. 24	05. 05
pH	9,16	9,4
vezetőképesség ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	2674	3666
lúgosság (mmol/l)	37	40
összes keménység ($\text{CaO mg}/\text{l}$)	20	22
nátrium (mg/l)	900	
kálium (mg/l)	43	
vas (mg/l)	26,7	103
mangán (mg/l)	5,04	17
klorid (mg/l)	50	140
szulfát (mg/l)	472	515
nitrit (mg/l)	0,11	0,14
nitrát (mg/l)	21,9	19,7
ammónia (mg/l)	0,63	0,1
összes száraz anyag (g/l)	16,4	16,0
oxigénfogyasztás ($\text{mg}/\text{l O}_2$)	55	571

A gerinctelen makrofauna gyűjtésére szitát használtunk, amellyel a tó nyíltvizéből, iszapjából és a növények közül egyaránt gyűjtöttünk.

Eredmények és értékelésük

Kémiai tulajdonságok

A helyszínen végzett vezetőképességmérések alapján megállapítható, hogy a sótartalom elég nagy, a vezetőképesség 2250–4370 μS között változott. Az 1994-ben végzett részletes kémiai analízis eredményeit az 1. táblázat mutatja be. Az itt bemutatott kémiai paraméterek alapján a Göbolyös a szikes vizek közé sorolandó. Egyértelműen ezt támasztja alá a pH, a vezetőképesség, a lúgosság, az összes keménység és a nátrium mennyisége. Ilyen sókoncentrációt és ionarányokat számos más szikes vízben is mértek már (pl. Megyeri 1951, Szépfalusi 1971). Jelentős a szulfáttartalom a tóban, ezek az értékek felülmúlják a dél-alföldi szikes vizekben tapasztaltakat (Szépfalusi 1971), a Kistelek melletti Malom-tó vizében Dvihally & Ponyi (1957) 399,1 mg/l mennyiséget mértek. A Göbolyösben mértnél lényegesen nagyobb mennyiségű szulfátot mutattak ki a Fülöpháza melletti szikes tavakban, különösen a rendkívül nagy sótartalommal rendelkező Szappanosszéknben (Kiss 1975, Megyeri 1975), de ez utóbbi vizek esetében a kloridtartalom általában lényegesen nagyobb a szulfáténál.

A már említett sűrű, olajszerű fekete víz a Göbolyös legérdekesebb tulajdonsága. Ez a szín a kolloidálisan oldott szerves anyagoknak tulajdonítható, amelyeket valószínűleg a vas-mangán rendszer tart stabil formában. Sajnos, a szikes vizek irodalmában nem találtunk vas- illetve mangán-tartalomra vonatkozó adatokat. Hammer (1986) monográfiájában foglalkozik a kontinentális sós vizek vas- és mangántartalmával, a Göbolyösben mért mennyiségek lényegesen nagyobbak, mint amelyeket eddig ismerünk más tavakból. Hammer (1986) összeállításában kiemelkedően nagy az antarktiszi Don Juan Pond vastartalma (23,7 mg/l), de egyrészt ez is kisebb az általunk mértnél, másrészt a két víz nem hasonlítható össze, már csak azért sem, mert a Don Juan Pond sótartalma 541 g/l, amit főleg CaCl_2 alkot. A mangántartalom is nagyon magas a Göbolyösben, Hammer (1986) szerint általában 1 mg/l alatt van a mennyisége. A nagy szervesanyag-talomra utal az oxigénfogyasztás magas értéke, különösen a májusi 571 mg/l. Szépfalusi (1971) közölt 100 mg/l körüli magas értékeket, Dévai (1972) 200 mg/l fölötti káliumpermanganátos oxigénfogyasztást mért egy Balmazújváros melletti szikes kisvízben. Rendkívül nagy a Göbolyös összes szárazanyag tartalma is, a mért értékek messze felülmúlják a vezetőképességből számítható anyagtartalmat. Összes szárazanyag tartalom értékeket Kiss (1975) adott meg a fülöpházi szikes tavakról. Nagy mennyiséget tartalmazott a Szappanosszék (9,9–22,6 g/l szárazanyag tartalom, 13 000–32 000 μS vezetőképesség mellett), ahol azonban lényegesen magasabb a sókoncentráció.

A tó élővilága

A tó nyílt vizéből merített mintában nem találtunk egyetlen algát sem, így a továbbiakban a zoológiai eredményeinket ismertetjük.

Gerinctelenek

Az 1992–1994 közötti időszakban végzett gyűjtéseink eredményeit a 2. táblázat tartalmazza. Előjáróban elmondható, hogy a tóban kevés faj él, többségük kis egyedszámban. A *Rotatoria tardigrada* egyetlen példányát találtuk meg, ez a faj többféle vízben előfordul Magyarországon, Nógrády (1956) tapasztalta előfordulását a Fülöpszállás környéki szikes vizekben.

Vizsgálataink szerint a Göbolyös zooplanktonját kizárólag kistrákok alkotják. Hét faj előfordulását mutattuk ki a tóban, ami nagyon alacsony fajsám, ilyen gyakori gyűjtés esetén csak nagy sótartalmú szikes vizekből került elő ilyen kevés faj. Közülük a *Daphnia magna*, *Chydorus sphaericus*, *Cyclops* cf. *strenuus* és *Limnocythere* sp. fajoknak csak szórványosan találtuk meg egy-egy példányát. Az időszakos kiszáradó szikes kisvizek tavaszi faunájának jellegzetes tagja a *Branchinecta ferox*, mindhárom vizsgálati év tavaszán előkerült ez a faj a Göbolyösből, rendszerint néhány példányban.

2. táblázat. A Göbolyös gerinctelen faunája (1992-1994)

Rotatoria	<i>Sigara falleni</i>
<i>Rotatoria tardigrada</i>	Coleoptera
Crustacea	Dytiscidae
<i>Branchinecta ferox</i>	<i>Graphoderus austriacus</i>
<i>Daphnia magna</i>	<i>Laccophilus variegatus</i>
<i>Moina brachiata</i>	<i>Ilybius</i> cf. <i>fenestratus</i> (lárva)
<i>Chydorus sphaericus</i>	Hydrophilidae
<i>Arctodiaptomus spinosus</i>	<i>Helophorus nubilus</i>
<i>Cyclops</i> cf. <i>strenuus</i>	<i>Philydrus frontalis</i>
<i>Limnocythere</i> juv.	Diptera
Insecta	Ceratopogonidae
Heteroptera	Chironomidae
<i>Callicorixa concina</i>	Orthoclaadiinae

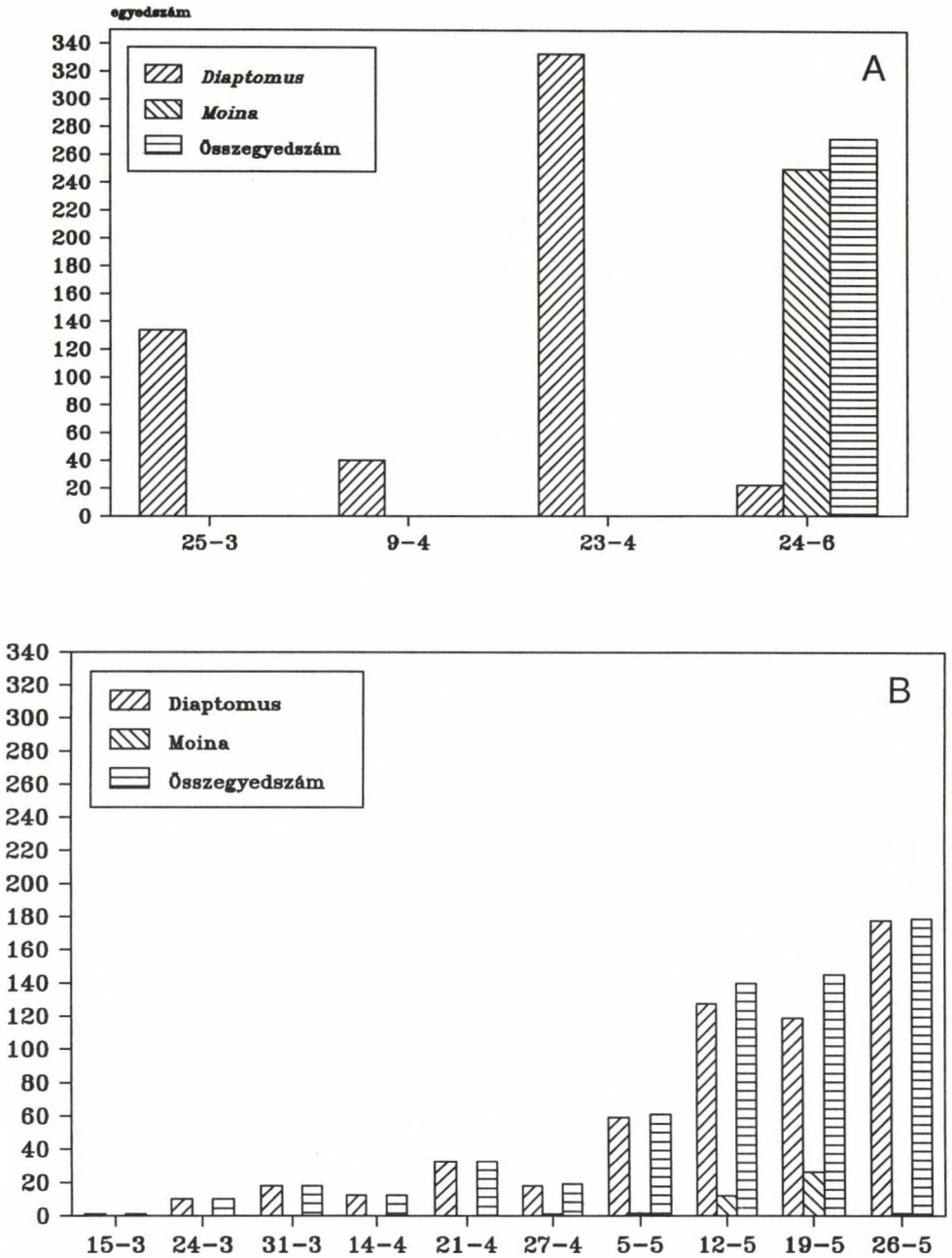
Minden planktonmintában előfordult az *Arctodiaptomus spinosus*, ez a náronofilnek tartott faj a legtipikusabb a szikes vizekben. Áprilistól ezzel a fajjal együtt fordult elő a *Moina brachiata* a tóban, ez a fajpár a nyári, kiszáradás előtti stádiumban jellemző a szikes vizekre, amikor nagy a sótartalom és zavarosság, sok a lebegtetett anyag a vízben.

1992-ben és 1994-ben gyűjtött mennyiségi minták alapján mutatja be az 1. ábra az egyedszám változását a tóban, márciustól a tó kiszáradásáig. 1992-ben volt nagyobb az egyedszám 336 egyed/l maximummal. Az 1994-ben vett 10 minta alapján az egyedszám fokozatos növekedése figyelhető meg a tó kiszáradásáig, ekkor azonban a maximális egyedszám a kétszázat sem érte el. Az egyedszámon kívül számoltunk peteszámot is az *A. spinosus* esetében. Március végétől van csak adat, ekkortól volt a mintákban elegendő számban petés nőstény. Mintánként 20–50 petecsomót számoltunk, az átlagos peteszám 3–23 között változott, legtöbb petét áprilisban hordtak a nőstények, a legnagyobb szám 30 volt.

A rákok egyedszáma és a peteszám is messze elmarad a szikes vizekből ismert adatoktól. A kiszáradás előtti időszakban 1000 egyed/l fölötti értékeket is találtunk már más szikes vizekben. Az *A. spinosus* peteszámja is lényegesen nagyobb volt más vizekben, korábbi vizsgálataink szerint máshol is tavasszal a legnagyobb a peteszám, de ott a maximumális érték 70–80 között volt.

A 2. táblázatban soroltuk fel a Göbolyösben fogott rovarokat is. A tó különböző típusú élőhelyeire kiterjedő, intenzív gyűjtések ellenére kevés fajt sikerült kimutatni. Mozgékony rovarcsoportok (poloskák és bogarak) fordultak elő nagyobb egyedszámban (10–50 egyed). Az állóvizekben általában tömeges árvászúnyog lárvák is csak kis egyedszámban fordultak elő.

1. ábra. A planktonikus kistrákok egyedszámának változása a Göbolyösben 1992 március–júniusban (A) és 1994 március–májusban (B).



3. táblázat. A területen megfigyelt fészkelő és átvonuló madárfajok.

Fészkelők	Csörgő réce (<i>Anas crecca</i>)
Nádirigó (<i>Acrocephalus arundinaceus</i>)	Kanalas réce (<i>Anas clypeata</i>)
Cserregő nádiposzáta (<i>Acrocephalus scirpaceus</i>)	Barátréce (<i>Aythya ferina</i>)
Foltos nádiposzáta (<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>)	Cigányréce (<i>Aythya nyroca</i>)
Énekes nádiposzáta (<i>Acrocephalus palustris</i>)	Szürke géme (<i>Ardea cinerea</i>)
Bíbic (<i>Vanellus vanellus</i>)	Vörös géme (<i>Ardea purpurea</i>)
Barázdbillegető (<i>Motacilla alba</i>)	Kanalgéme (<i>Platalea leucorodia</i>)
Sárga billegető (<i>Motacilla flava</i>)	Nagy kócsag (<i>Egretta alba</i>)
Mezei pacsirta (<i>Aluada arvensis</i>)	Daru (<i>Grus grus</i>)
Vonulók	Nagy goda (<i>Limosa limosa</i>)
Vetési lúd (<i>Anser fabalis</i>)	Füstös cankó (<i>Tringa erythropus</i>)
Nagy lilik (<i>Anser albifrons</i>)	Billegető cankó (<i>Tringa hypoleucos</i>)
Tőkés réce (<i>Anas platyrhynchos</i>)	Pajzsoscankó (<i>Philomachus pugnax</i>)
Böjti réce (<i>Anas querquedula</i>)	Dankasirály (<i>Larus ridibundus</i>)

Madarak

A Göbolyösön megfigyelt fészkelő és vonuló madarak klistáját a 3. táblázat tartalmazza. Az itt fészkelő madarak számát meghatározza a terület nagysága. Egyedszámban túlsúlyban vannak a nádi (*Acrocephalus*) fajok. Több évre visszamenőleg a 3. táblázatban felsorolt fajok fészkelnek rendszeresen a területen. 1993-ban egy alkalommal költött a hantmadár (*Oenanthe oenanthe*) és a piroszlábú cankó (*Tringa totanus*).

Vonuláskor is fontos szerepet játszik a terület. A daru (*Grus grus*) például csak itt tart pihenőt, a Fehérsziken nem. Vonuláskor 18 fajt figyeltünk meg (3. táblázat).

A tó vonzást jelent a környéken fészkelő ragadozók és énekesek számára is, mint táplálkozó és ivó hely, hasonlóan az apró és nagyvadak számára.

Összefoglalás

A tiszavasvári Göbolyös kémiai viszonyai alapján a szikes vizek közé tartozik, olajos fekete színe miatt, amit valószínűleg a vas-mangán rendszer által stabilan tartott, kolloidálisan oldott szerves anyagoknak tulajdoníthatunk, különleges szikes élőhelynek kell tekinteni. A tó különlegességére utalnak biológiai viszonyai is. Algákat nem találtunk a vízben, gerinctelen faunája kevés fajból áll. A zooplanktont kisrákok alkotják, a domináns fajok (*Branchinecta ferox*, *Moina*

brachiata, *Arctodiaptomus spinosus*) egyedszáma elmarad a más szikes vizekben tapasztaltaktól. A tó nem jelent optimális élőhelyet, csak a szikes vizek nyári, extrém viszonyai közt dominálójak élnek meg benne, de a Göbolyös számukra sem ideális élőhely, amit az alacsony egyedszám mellett az *Arctodiaptomus spinosus* nőstényeinek alacsony peteszáma is jelez. A tó természetvédelmi értékét a fenti hidrobiológiai sajátosságok mellett az itt megfigyelt védett és szigorúan védett, fészkelő és vonuló madárfajok tovább növelik.

A Göbolyös fent részletezett kémiai és biológiai tulajdonságai alapján javasoljuk a tó védetté nyilvánítását. A tó állapota indokolttá tenné a sürgős, szakszerű beavatkozást. A terület köré egy gyűjtőárkot kellene húzni, ami a bemosódó vizeket megszűrné, és ez a szűrt víz kerülne magába a tóba és a gyepre. Továbbá, helikopterrel való permetezés esetén figyelemmel kellene lenni a terület határaitra. Ezek a beavatkozások egy pozitív folyamat beindulását tennék lehetővé.

Irodalom

- Dévai, Gy. (1972): Hydrobiologische Untersuchungen an den Binnengewässern in der Umgebung von Debrecen. – *Arch. Hydrobiol.* **70**: 206–229.
- Dvihally, Zs. & Ponyi, J. (1957): Charakterisierung der Natrongewässer in der Umgebung von Kistelek auf Grund ihrer chemischen Zusammensetzung und ihrer Crustacea-Fauna. – *Acta Biol. Acad. sci. hung.* **7**: 349–363.
- Hammer, U. T. (1986): *Saline Lake Ecosystems of the World*. – Monographiae Biologicae 59, Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 616 pp.
- Kiss, I. (1975): A Fülöpháza környéki szikes tavak, a Szappanos-szék, a Zsáros-szék, a Hattyússzék és a Kondor-tó mikroflórájának és mikrovegetációjának összehasonlító vizsgálata. – *Acta Acad. Paed. Szeged.* **1975/II**: 3–33.
- Megyeri, J. (1959): Az alföldi szikes vizek összehasonlító hidrobiológiai vizsgálata. – *Acta Acad. Paed. Szeged* **1959/II**: 91–170.
- Megyeri, J. (1975): A fülöpházi szikes tavak hidrozoológiai vizsgálata. *Acta Acad. Paed. Szeged* **1975/II**: 53–72.
- Nógrády, T. (1956): Adatok a Fülöpszállás környéki szikes tavak limnológiájához. – *Hidrol. Közl.* **36**: 130–137.
- Szépfaalusi, J. (1971): Chemische Untersuchungen der Sodeteiche im südlichen Teil der Grossen Ungarischen Tiefebene. – *Sitzungsber. österr. Akad. Wiss., Mathem.-naturw. Kl., Abt. I.* **179**: 205–223.

A summary of the natural values of the Göbolyös near Tiszavasvári

Forró, L.¹, Andrikovics, S.², Herczeg, F.³ & Milinki, É.²

¹Department of Zoology, Hungarian Natural History Museum
H-1088 Budapest, Baross u. 13, Hungary

²Department of Zoology, Eszterházy Károly Teachers' Training College
H-3300 Eger, Leányka u. 6, Hungary

³Directorate of Hortobágy National Park, H-4024 Debrecen, Sumen u. 2, Hungary

Abstract: Göbolyös is an astatic, sodic pool near Tiszavasvári, the water has a characteristic black color. Considering the chemical features such as salinity, alkalinity, sodium content, the pool belongs to the sodic waters, however, it is unique because of its high iron, manganese, sulfate and organic matter content. The black color of the water can probably be attributed to the latter parameters. The pool provides special biological conditions, the invertebrate fauna is composed of very few species. The zooplankton is dominated by two microcrustacean species (*Moina brachiata*, *Arctodiaptomus spinosus*) characteristic for sodic waters in Hungary. Eight nesting and 18 migrating species of birds were observed in the area, some of them are strictly protected. Based on these chemical and biological features we suggest that the Göbolyös should be declared as a nature conservation area.

Adatok a Naplás-tó és környéke élővilágához III. Bogarak (Coleoptera)

Merkl Ottó

Magyar Természettudományi Múzeum Állattára
1088 Budapest, Baross u. 13.

Összefoglaló: A Budapest keleti részén található Naplás-tó és környéke (a kapcsolódó láprétek, füzesek, illetve a Cinkotai-kiserdő) bogarászati szempontból mindeddig feltáratlan volt. 1991 és 1993 között a szerző alapozó gyűjtéseket végzett a területen, a védetté nyilvánítással párhuzamosan. A jelen dolgozat azokat a bogárfajokat sorolja fel, melyek e munka során, illetve a szórványos korábbi gyűjtések eredményeképpen váltak ismertté. A kimutatott fajok száma 447. A területről eddig 10 védett faj került elő, ezek a következők: balkáni futrinka (*Carabus montivagus blandus*), bőrfutrinka (*Carabus coriaceus*), érdes futrinka (*Carabus scabriusculus*), kék futrinka (*Carabus violaceus rakosiensis*), mezei futrinka (*Carabus granulatus*), ragyás futrinka (*Carabus cancellatus*), változó futrinka (*Carabus scheidleri distinguendus*), kis szarvasbogár (*Dorcus parallelipedus*), szalmacincér (*Calamobius filum*), hengeres szalmacincér (*Theophilea subcylindricollis*).

Kulcsszavak: Naplás-tó, Coleoptera, faunisztika

Bevezetés

A Naplás-tó (= Szilas-pataki tározó) egy mesterséges víztest, mely Budapest XVI. kerületében található, és ma a főváros legnagyobb felületű állóvíze. Környékének földtani és botanikai leírása, illetve gerinces faunájának alapvetése Stollmayerné *et al.* (1991) dolgozatában olvasható. A tó alatti láprét vegetációtérképét – mely az entomológia szempontjából is fontos – Kecskés & Ócsag (1992) közli.

Stollmayer Ákosné Boncz Emília szervezésében 1990 óta egy botanikusokból és zoológusokból álló munkacsoport dolgozott (illetve ma is dolgozik) a Naplás-tó környékén azzal a céllal, hogy az 1990-ben benyújtott védettségi javaslatot megfelelő mennyiségű adattal támasszák alá. Munkájukat 1993-ban siker koronázta: a területet a fővárosi önkormányzat védetté nyilvánította.

A védett terület a Naplás-tavon kívül magában foglalja a tó alatti és feletti lápréteket és füzeseket a Szilas-patak mentén, illetve a nagyrészt telepített állományú Cinkotai-kiserdőt.

Mag a Naplás-tó csupán a hetvenes évek óta létezik. Nincs tudomásom olyan publikációról, mely egyértelműen rendelne a tóhoz, illetve annak korábbi helyéhez koleopterológiai adatokat. A Szilas-patak itt lép be Budapest területére; talán érdemes megemlíteni, hogy a patak másik „vége” (ti. ahol a Dunába ömlik)

szintén Budapesten, mégpedig Káposztásmegyeren található, ahonnan számos szórványadat ismeretes, illetve Hajóss (1930) dolgozata ad áttekintést a bogárfau-náról.

Anyag és módszer

A jelen munka a Naplás-tó környékén gyűjtött bogarak számomra rendelkezésre álló adatait összegzi. A bogarak túlnyomó többségét magam gyűjtöttem 1991 és 1993 között. Ennek során bejártam a Cinkotai-kiserdőt, illetve a patakmenti részeket. Így nagyjából az egész területről vannak adataim. Kora tavasztól késő őszig több alkalommal felkerestem a vidéket. A legtöbb bogarat fűhálózással gyűjtöttem, de sok példányt fogtam egyeléssel (főleg kora tavasszal), kopogtatással, vízhálózással, illetve trágyából és kutyatetemről. A gyűjtés során külön kezeltem a Cinkotai-kiserdőben fogott anyagot a többitől, az utóbbiak lelőhelyeként egységesen a Naplás-tavat jelöltem meg. Feleslegesnek látszott ugyanis elkülöníteni az alsó és felső láprétet, illetve a füzeseket. Ennek oka a terület növénytársulásainak mozaikossága, mely mozgékony állatoknál (így a bogarak imágóinál is) nem teszi lehetővé a habitatpreferencia biztos megállapítását.

Munkámat jól kiegészítették Retezár Imre és Szalóki Dezső budapesti amatőr gyűjtők, akik adataikat (Szalóki Dezső jórészt magukat a példányokat is) nagylelkűen rendelkezésemre bocsájtották; anyagukból főleg az a rész különösen értékes, melyet a patakmenti réteken és az erdő szélén talajcsapdákkal gyűjtöttek. Néhány további példányt más gyűjtőktől is kaptam; e gyűjtők nevét az egyes fajoknál tüntettem fel. A listában felsorolt fajok bizonyító példányai a Magyar Természettudományi Múzeum Coleoptera Gyűjteményében vannak elhelyezve, illetve a fent említett magángyűjtők gyűjteményeiben találhatóak.

A gyűjtött anyag meghatározására számos hazai bogarászt kértem meg; munkájukat ezúton is illesse köszönet. Nevük az egyes bogárcsaládok neve alatt található.

Rövidítések: k = Cinkotai-kiserdő; n = Naplás-tó; M = Merkl Ottó; R = Retezár Imre; Sz = Szalóki Dezső.

Eredmények

A Naplás-tó környékén gyűjtött bogárfajok listája

Carabidae – Futrinkák
meghatározta Szél Győző

Calosoma inquisitor (Linnaeus, 1758) – n, 1993.V.13., M.
Carabus cancellatus Illiger, 1798 – n, 1980.VIII.18–IX.17., R.

- Carabus coriaceus* Linnaeus, 1758 – n, 1980.VIII.18–IX.17., R; n, 1993.V.14–VI.30., Sz.
Carabus granulatus Linnaeus, 1758 – n, 1980.VIII.18–IX.17., R.
Carabus montivagus blandus Frivaldszky, 1865 – k, 1988.IV.7., Rahmé Zoltán.
Carabus violaceus rakosiensis Csiki, 1906 – n, 1980.VIII.18–IX.17., R; n, 1993.V.14–VI.30., Sz.
Carabus scabriusculus Olivier, 1795 – n, 1992.IV.25., M.
Carabus scheidleri distinguendus Csiki, 1906 – n, 1980.VIII.18–IX.17., R; n, 1991.VI.23., M; n, 1993.V.18–VI.30., Sz.
Leistus ferrugineus (Linnaeus, 1758) – n, 1993.VI.10., M.
Leistus rufomarginatus (Duftschmid, 1812) – n, 1993.V.29–VI.2., Sz.
Notiophilus rufipes Curtis, 1829 – n, 1993.V.29–VI.2., Sz.
Elaphrus uliginosus Fabricius, 1792 – n, 1992.IV.22., M.
Trechus quadristriatus (Schränk, 1781) – n, 1992.IX.17., M.
Tachyta nana (Gyllenhal, 1810) – n, 1992.IV.25., M.
Bembidion illigeri Netolitzky, 1914 – n, 1992.IV.22., M.
Bembidion properans (Stephens, 1828) – n, 1993.IV.22., M.
Ophonus azureus (Fabricius, 1775) – k, 1993.VI.10., M.
Harpalus distinguendus (Duftschmid, 1812) – k, 1993.V.27., M; k, 1993.VI.10., M; n, 1992.IV.25., M; n, 1992.IX.17., M; n, 1993.IV.22., M.
Harpalus froelichii Sturm, 1818 – n, 1993.IV.22., M.
Harpalus fuscipalpis Sturm, 1818 – n, 1993.VI.10., M. Magyarországon igen ritka.
Harpalus rufipes (De Geer, 1774) – n, 1993.V.29., M.
Harpalus rubripes (Duftschmid, 1812) – n, 1992.IV.22., M.
Harpalus tardus (Panzer, 1797) – k, 1993.V.27., M; k, 1993.V.13., M; k, 1993.VI.10., M; n, 1991.VI.23., M; n, 1992.IV.22., M; n, 1992.IV.25., M; n, 1992.VI.20., M; n, 1993.IV.22., M; n, 1993.V.29–VI.2., Sz.
Harpalus vernalis (Fabricius, 1801) – n, 1991.VI.23., M; n, 1993.IV.22., M.
Acupalpus meridianus (Linnaeus, 1767) – n, 1992.IV.25., M.
Poecilus cupreus (Linnaeus, 1758) – n, 1993.VI.2–30., Sz.
Poecilus punctulatus (Schaller, 1783) – n, 1993.IV.22., M.
Poecilus sericeus Fischer, 1824 – n, 1993.V.13., M.
Poecilus versicolor (Sturm, 1824) – n, 1992.VI.20., M; n, 1993.VI.2–30., Sz.
Pterostichus melanarius (Illiger, 1798) – n, 1991.VI.23., M.
Pterostichus niger (Schaller, 1783) – n, 1980.VIII.18–IX.17., R.
Pterostichus nigrata (Fabricius, 1792) – n, 1992.IX.17., M.
Pterostichus oblongopunctatus (Fabricius, 1787) – n, 1993.V.18., Sz; n, 1993.V.29–VI.2., Sz.
Pterostichus vernalis (Panzer, 1796) – n, 1992.IV.25., M.
Calathus ambiguus (Paykull, 1790) – n, 1992.IV.25., M; n, 1993.VI.2–10., Sz; n, 1993.VI.21–30., Sz.
Calathus cinctus Motschulsky, 1850 – n, 1992.X.17., M.
Calathus fuscipes (Goeze, 1777) – n, 1980.VIII.18–IX.17., R; n, 1993.VI.10., M; n, 1993.V.29–VI.10., M; n, 1993.VI.21–30., Sz.
Calathus melanocephalus (Linnaeus, 1758) – n, 1980.VIII.18–IX.17., R; n, 1993.VI.10., M.
Platyderes rufus (Duftschmid, 1812) – n, 1992.IV.25., M.
Agonum moestum (Duftschmid, 1812) – n, 1980.VIII.18–IX.17., R; n, 1992.IV.25., M.
Agonum viduum (Panzer, 1797) – n, 1980.VIII.18–IX.17., R.
Platynus krynickii (Sperk, 1835) – n, 1992.IX.17., M.
Zabrus tenebrioides (Goeze, 1777) – n, 1993.VI.10., M.
Amara aenea (De Geer, 1774) – k, 1993.VI.10., M; n, 1991.VI.23., M; n, 1992.IV.25., M; n, 1993.IV.22., M.
Amara apricaria (Paykull, 1790) – n, 1993.V.13., M; n, 1993.V.29., Sz.
Amara convexior Stephens, 1828 – n, 1992.IV.22., M.
Amara communis (Panzer, 1797) – n, 1992.IV.25., M.
Amara familiaris (Duftschmid, 1812) – n, 1992.IV.22., M; n, 1993.IV.22., M.
Amara incognita Fassati, 1946 – n, 1993.V.13., M.
Amara saphyrea Dejean, 1828 – n, 1993.IV.22., M; n, 1993.V.13., M; n, 1993.V.29–VI.2., Sz.

- Amara similata* (Gyllenhal, 1810) – n, 1992.IV.25., M.
Amara tricuspidata Dejean 1831 – n, 1992.VI.20., M; n, 1993.V.13., M; n, 1993.V.27., M.
Lebia cruxminor (Linnaeus, 1758) – n, 1992.IV.22., M.
Demetrias monostigma Samouelle, 1819 – n, 1993.V.27., M.
Dromius linearis (Olivier, 1795) – n, 1992.IX.17., M; n, 1992.X.7., M.
Syntomus obscuroguttatus (Duftschmid, 1812) – n, 1992.IV.25., M; n, 1993.IV.22., M; n, 1993.V.27., M.
Syntomus pallipes (Dejean, 1825) – n, 1992.IV.25., M; n, 1992.VI.20., M; n, 1993.IV.22., M; n, 1993.V.29–VI.2., Sz; n, 1993.VI.2., M.
Syntomus truncatellus (Linnaeus, 1761) – n, 1993.IV.22., M.
Microlestes minutulus (Goeze, 1777) – n, 1992.IV.22., M.
Drypta dentata (Rossi, 1790) – n, 1992.IV.25., M.
Brachynus explodens Duftschmid, 1812 – n, 1992.X.7., M; n, 1993.IV.22., M.

Haliplidae – Víztaposó bogarak

meghatározta Ádám László

- Haliplus heydeni* Wehncke, 1875 – n, 1993.V.13., M.

Dytiscidae – Csíkbogarak

meghatározta Ádám László

- Coelambus confluens* (Fabricius, 1787) – n, 1992.IV.22., M.

Gyrinidae – Keringőbogarak

meghatározta Ádám László

- Gyrinus substriatus* Stephens, 1828 – 1992.VI.20., M.

Hydrophilidae – Csíborok

meghatározta Szél Győző

- Ochthebius minimus* (Fabricius, 1792) – n, 1992.IX.17., M.
Helophorus aquaticus (Linnaeus, 1758) – n, 1993.V.13., M.
Helophorus micans Faldermann, 1835 – n, 1993.V.13., M.
Helophorus nubilus Fabricius, 1777 – n, 1993.VI.21–30., Sz.
Sphaeridium marginatum (Fabricius, 1787) – n, 1992.IX.17., M.
Cercyon haemorrhoidalis (Fabricius, 1775) – n, 1991.VI.23., M.
Megasternum boletophagum (Marshall, 1802) – k, 1993.V.27., M; n, 1992.X.7., M.
Anacaena limbata (Fabricius, 1792) – n, 1993.V.13., M.
Enochrus quadripunctatus (Herbst, 1797) – n, 1993.V.13., M.
Enochrus affinis (Thunberg, 1794) – n, 1993.V.13., M.
Hydrophilus flavipes (Steven, 1808) – n, 1992.IV.22., M.

Silphidae – Dögbogarak

meghatározta Merkl Ottó

- Nicrophorus humator* (Gleditsch, 1767) – k, 1993.IV.22., M.
Nicrophorus vespillo (Linnaeus, 1758) – n, 1993.VI.10–21., Sz.
Thanatophilus rugosus (Linnaeus, 1758) – n, 1991.VI.23., M; k, 1993.IV.22., M; k, 1993.V.27., M.
Silpha carinata Herbst, 1783 – n, 1992.IV.25., M; n, 1993.V.29–VI.2., Sz; n, 1993.VI.10–21., Sz.
Silpha obscura Linnaeus, 1758 – n, 1992.IV.25., M.
Ablattaria laevigata (Fabricius, 1775) – n, 1992.IV.22., M; n, 1992.VII.2., Nádai László.

Catopidae – Pecebogarak

meghatározta Merkl Ottó

- Nargus velox* (Spence, 1815) – n, 1993.V.29–VI.2., Sz; n, 1993.VI.21–30., Sz.
Catops chrysomeloides (Panzer, 1798) – n, 1993.VI.21–30., Sz.
Catops fuliginosus Erichson, 1837 – n, 1993.V.29–VI.2., Sz.
Catops grandicollis Erichson, 1837 – k, 1993.IV.22., M; n, 1993.V.29–VI.2., Sz.
Catops nigricans (Spence, 1815) – k, 1993.V.27., M; n, 1993.V.29–VI.2., Sz.
Catops nigriclavus Gerhardt, 1900 – k, 1993.V.27., M.
Catops subfuscus Kellner, 1846 – n, 1993.VI.21–30., Sz.

Scydmaenidae – Gödörkésbogarak

meghatározta Merkl Ottó

- Stenichnus collaris* (Müller et Kunze, 1822) – n, 1993.IV.22., M.
Stenichnus scutellaris (Müller et Kunze, 1822) – n, 1992.IV.25., M.
Euconnus wetterhali (Gyllenhal, 1813) – n, 1993.VI.21–30., Sz.

Scaphidiidae – Sajkabogarak

meghatározta Merkl Ottó

- Scaphium immaculatum* (Olivier, 1790) – n, 1993.V.29–VI.2., Sz.
Scaphisoma agaricinum (Linnaeus, 1758) – n, 1993.VI.10., M.

Staphylinidae – Holyvák

meghatározta Ádám László

- Eusphalerum minutum* (Fabricius, 1792) – k, 1993.V.27., M.
Omalium caesum (Gravenhorst, 1806) – n, 1992.X.7., M.
Omalium rivulare (Paykull, 1789) – k, 1993.V.27., M; n, 1993.V.29–VI.2., Sz.
Anthobium atrocephalum (Gyllenhal, 1827) – n, 1993.V.29–VI.2., Sz.
Trogophloeus corticinus (Gravenhorst, 1806) – k, 1993.X.2., Sz.
Trogophloeus gracilis (Mannerheim, 1830) – n, 1993.IV.22., M.
Myopinus elongatulus (Erichson, 1839) – n, 1993.IV.22., M.
Styloxys insectatus (Gravenhorst, 1806) – n, 1993.IV.22., M; k, 1993.V.27., M.
Styloxys rugosus (Fabricius, 1775) – n, 1992.IV.25., M.
Anotylus sculpturatus (Gravenhorst, 1806) – k, 1993.V.27., M.
Stenus bimaculatus Gyllenhal, 1810 – n, 1992.IV.25., M.
Nestus incrassatus (Erichson, 1839) – n, 1993.V.13., M.
Metastenus binotatus (Ljungh, 1804) – n, 1993.V.13., M.
Metastenus flavipes (Stephens, 1833) – n, 1992.X.7., M.
Hemistenus ludyi (Fauvel, 1886) – n, 1993.IV.22., M.
Astenus brevelytratus Coiffait, 1960 – n, 1993.IV.22., M; n, 1993.V.27., M.
Rugilus subtilis (Erichson, 1840) – n, 1993.V.29–VI.2., Sz.
Leptacinus sulcifrons (Stephens, 1833) – n, 1992.IX.17., M.
Hypnogyra glabra (Nordmann, 1837) – n, 1992.IV.22., M.
Othiellus punctulatus (Goeze, 1777) – n, 1993.IV.22., M.
Philonthus laminatus (Creutzer, 1799) – n, 1992.VI.20., M; n, 1992.IX.17., M.
Gabrius nigrifulus (Gravenhorst, 1802) – 1992.IV.22., M.
Staphylinus maxillosus (Linnaeus, 1758) – k, 1993.V.13., M.
Pseudocypus fuscatus (Gravenhorst, 1802) – n, 1993.VI.10–21., Sz.
Quedius fuliginosus (Gravenhorst, 1802) – n, 1992.IV.22., M.
Sepedophilus marshami (Stephens, 1832) – n, 1993.IV.22., M; n, 1993.V.29–VI.2., Sz.
Palporus nitidulus (Fabricius, 1781) – n, 1992.X.7., M; n, 1993.V.27., M.
Tachyporus chrysomelinus (Linnaeus, 1758) – n, 1993.V.29., Sz.

- Tachyporus pusillus* Gravenhorst, 1806 – n, 1993.V.13., M.
Tachyporus solutus Erichson, 1839 – n, 1993.V.29., Sz.
Tachinus fimetarius Gravenhorst, 1802 – n, 1993.V.13., M.
Tachinus scapularis Stephens, 1832 – k, 1993.V.27., M.
Schistoglossa gemina (Erichson, 1837) – n, 1993.IV.22., M.
Evanystes circellaris (Gravenhorst, 1806) – n, 1993.IV.22., M.
Dinaraea angustula (Gyllenhal, 1810) – k, 1993.V.27., M.
Mocyta fungi (Gravenhorst, 1806) – n, 1992.IV.22., M; n, 1992.IV.25., M; n, 1993.VI.21–30., M.
Drusilla canaliculata (Fabricius, 1787) – n, 1992.IV.25., M; n, 1993.VI.21–30., Sz.
Pella funesta (Gravenhorst, 1806) – n, 1993.IV.22., M.
Pella laticollis (Märkel, 1844) – n, 1993.IV.22., M.
Pella limbata (Paykull, 1789) – n, 1993.IV.22., M.
Meotica capitalis Mulsant et Rey, 1873 – n, 1993.IV.22., M.
Podoxya vicina (Kraatz, 1856) – n, 1992.IX.17., M.

Pselaphidae – Tapogatósbogarak

meghatározta Merkl Ottó

- Biblopectus ambiguus* (Reichenbach, 1816) – n, 1993.IV.22., M.
Tychus niger (Paykull, 1800) – n, 1992.X.7., M.
Brachygluta helferi longispina Reitter, 1884 – n, 1992.X.7., M.

Histeridae – Sutabogarak

meghatározta Merkl Ottó

- Saprinus planiusculus* Motschulsky, 1849 – k, 1993.IV.22., M; k, 1993.V.27., M.
Saprinus semistriatus (Scriba, 1790) – k, 1993.V.13., M.
Paromalus parallelopipedus (Herbst, 1792) – k, 1993.X.2., Sz.
Hister quadrinotatus Scriba, 1790 – k, 1993.V.13., M.
Margarinotus bipustulatus (Schrank, 1781) – n, 1992.IV.25., M; n, 1993.IV.22., M.
Margarinotus brunneus (Fabricius) – k, 1993.IV.22., M; k, 1993.V.13., M; k, 1993.V.27., M.
Margarinotus obscurus Kugelann, 1792 – n, 1993.V.27., M.
Margarinotus purpurascens (Herbst, 1792) – n, 1991.VI.23., M; n, 1992.IV.25., M; n, 1993.IV.22., M; n, 1993.V.13., M; n, 1993.V.29–VI.2., Sz.
Margarinotus ruficornis (Grimm, 1852) – k, 1993.V.27., M. Lótrágyából. Hazánkban csak kevés lelőhelye ismert.
Margarinotus ventralis (Marseul, 1854) – k, 1993.V.27., M.
Eudiplister planulus (Ménétries, 1848) – n, 1991.VI.23., M. Magyarországon nem gyakori.
Platysoma minor Rossi, 1792 – n, 1993.V.27., M; n, 1993.VI.10., M.

Cantharidae – Lágybogarak

meghatározta Szalóki Dezső

- Cantharis lateralis* Linnaeus, 1758 – n, 1991.VI.23., M; n, 1993.V.13., M; n, 1993.VI.21–30., Sz.
Cantharis rustica Fallén, 1807 – k, 1993.V.13., M.
Rhagonycha lignosa (O. F. Müller, 1764) – k, 1993.V.13., M; n, 1993.V.29–VI.2., Sz.
Rhagonycha limbata Thomson, 1864 – n, 1993.V.13., M; n, 1993.V.27., M.
Rhagonycha rorida Kiesenwetter, 1867 – n, 1993.VI.10., M; n, 1993.V.13., M; n, 1993.V.27., M; n, 1993.V.29., Sz; n, 1993.VI.21–30., Sz.

Melyridae – Karimás lágybogarak

meghatározta Szalóki Dezső

- Charopus concolor* (Fabricius, 1801) – n, 1992.VI.30., M; n, 1993.V.13., M; n, 1993.V.18., Sz; n, 1993.V.27., M; n, 1993.VI.21–30., Sz; n, 1993.VI.24., Sz.

- Charopus flavipes* (Paykull, 1798) – n, 1993.V.27., M; n, 1993.VI.2., Sz.
Charopus thoracicus Morawitz, 1861 – n, 1993.V.18., Sz; n, 1993.VI.2., Sz. A felső láprét kiszáradó részein. Magyarországon nagyon ritka.
Axinotarsus marginalis (Laporte de Castelnau, 1840) – n, 1993.V.27., M.
Malachius bipustulatus (Linnaeus, 1758) – n, 1993.V.27., M.
Clanoptilus geniculatus (Germar, 1824) – n, 1993.V.13., M; n, 1993.V.27., M.
Anthocomus coccineus (Schaller, 1783) – n, 1992.IX.17., M.
Dolichosoma lineare (Rossi, 1794) – n, 1993.V.13., M; n, 1993.V.18., Sz; n, 1993.V.27., M.

Cleridae – Szúfarkasok
 meghatározta Szalóki Dezső

- Trichodes apiarius* (Linnaeus, 1758) – k, 1993.V.27., M.
Necrobia violacea (Linnaeus, 1758) – k, 1993.IV.22., M.

Trogossitidae – Korongbogarak
 meghatározta Szalóki Dezső

- Tenebroides fuscus* (Goeze, 1777) – n, 1993.IX.19., Sz.

Buprestidae – Díszbogarak
 meghatározta Merkl Ottó

- Agrilus ater* (Linnaeus, 1767) – n, 1992.VI.20., M. Füzésekre jellemző. Hazánkban elég ritka.
Coroebus elatus (Fabricius, 1787) – n, 1992.VI.20., M; n, 1993.V.27., M; n, 1992.VI.10., M.
Cylindromorphus filum (Gyllenhal, 1817) – n, 1993.V.13., M; n, 1993.V.27., M.
Trachys minuta (Linnaeus, 1758) – n, 1992.IX.17., M.

Elateridae – Pattanóbogarak
 meghatározta Merkl Ottó

- Agrypnus murinus* (Linnaeus, 1758) – n, 1993.V.29–VI.2., Sz; n, 1993.VI.21–30., Sz.
Drasterius bimaculatus (Rossi, 1790) – n, 1992.IV.22., M; n, 1993.V.27., M.
Prosternon tessellatum (Linnaeus, 1758) – n, 1992.IV.22., M; n, 1993.VI.10–30., Sz.
Synaptus filiformis (Fabricius, 1781) – n, 1993.V.13., M; n, 1993.V.27., M.
Melanotus punctolineatus (Pelerin, 1829) – n, 1993.V.13., M; n, 1993.V.27., M.
Kibunea minuta (Linnaeus, 1758) – n, 1992.IV.22., M; n, 1993.V.13., M.
Hemicrepidius hirtus (Herbst, 1784) – n, 1993.VI.10., M.
Agriotes lineatus (Linnaeus, 1767) – n, 1993.IV.22., M; n, 1993.V.27., M.
Agriotes obscurus (Linnaeus, 1758) – n, 1993.V.27., M; n, 1993.VI.2–30., Sz.
Agriotes proximus Schwarz, 1891 – n, 1993.V.29., Sz.
Agriotes sputator (Linnaeus, 1758) – n, 1992.IV.22., M; n, 1993.V.27., M; n, 1993.VI.10., M.
Cardiophorus cinereus (Herbst, 1784) – n, 1991.VI.23., M; n, 1993.V.13., M; n, 1993.V.29–VI.2., Sz.

Scirtidae – Rétbogarak
 meghatározta Merkl Ottó

- Scirtes hemisphaericus* (Linnaeus, 1767) – n, 1992.VI.20., M.

Heteroceridae – Iszabogarak
 meghatározta Merkl Ottó

- Heterocerus fenestratus* (Thunberg, 1784) – n, 1992.IX.17., M.

Dryopidae – Fülecsápú bogarak

meghatározta Merkl Ottó

Dryops griseus (Erichson, 1847) – n, 1993.V.13., M.**Dermestidae – Porvák**

meghatározta Merkl Ottó

Anthrenus pimpinellae Fabricius, 1775 – n, 1993.V.13., M; n, 1993.V.27., M.*Dermestes frischii* Kugelann, 1792 – k, 1993.V.13., M; k, 1993.V.27., M.*Dermestes fuliginosus* Rossi, 1792 – n, 1993.VI.2–10., Sz. Talajcspadából. Hazánkban elég ritka.*Dermestes lanarius* Illiger, 1802 – n, 1992.IV.25., M; n, 1993.IV.22., M; n, 1993.V.29–VI.2., Sz; n, 1993.VI.21–30., Sz.*Dermestes undulatus* Brahm, 1790 – k, 1993.IV.22., M; k, 1993.V.13., M; n, 1993.VI.21–30., Sz.**Nitidulidae – Fénybogarak**

meghatározta Merkl Ottó

Kateretes pedicularius (Linnaeus, 1758) – n, 1992.VI.20., M; n, 1993.IV.22., M.*Brachypterus glaber* Stephens, 1832 – n, 1993.V.27., M.*Brachypterus urticae* (Fabricius, 1792) – n, 1992.VI.20., M.*Brachypterus pulicarius* (Linnaeus, 1758) – n, 1992.IX.17., M.*Omosita discoidea* (Fabricius, 1775) – n, 1992.IV.22., M.*Nitidula carnaria* (Schaller, 1783) – k, 1993.IV.22., M.*Nitidula rufipes* (Linnaeus, 1767) – k, 1993.IV.22., M; k, 1993.V.13., M.*Epuraea unicolor* (Olivier, 1790) – n, 1993.IV.22., M; n, 1993.V.13., M; n, 1993.V.29., Sz.*Pocadius ferrugineus* (Fabricius, 1775) – n, 1992.IV.22., M.**Silvanidae – Lapbogarak**

meghatározta Merkl Ottó

Psammoecus bipunctatus (Fabricius, 1792) – n, 1992.IV.22., M; n, 1992.IV.25., M.*Uleiota planata* (Linnaeus, 1761) – n, 1992.X.7., M.*Silvanus unidentatus* (Fabricius, 1792) – n, 1992.IV.25., M.**Erotylidae – Tarbogarak**

meghatározta Merkl Ottó

Tritoma bipustulata Fabricius, 1775 – n, 1993.VI.10., M.**Cryptophagidae – Penészbogarak**

meghatározta Merkl Ottó

Atomaria analis Erichson, 1846 – n, 1992.IV.25., M; n, 1993.IV.22., M.*Atomaria atricapilla* Stephens, 1830 – n, 1993.IV.22., M.*Atomaria linearis* Stephens, 1830 – n, 1993.IV.22., M.**Cerylonidae – Kéregbogarak**

meghatározta Merkl Ottó

Cerylon histeroideus (Fabricius, 1792) – n, 1992.IV.25., M; n, 1993.VI.10., M.**Corylophidae – Pontbogarak**

meghatározta Merkl Ottó

Corylophus cassidioides (Marsham, 1802) – n, 1992.X.7., M.

Coccinellidae – Katicabogarak

meghatározta Merkl Ottó

- Coccidula rufa* (Herbst, 1783) – n, 1992.IV.22., M.
- Rhyzobius chrysomeloides* (Herbst, 1792) – k, 1992.IV.22., M; k, 1992.IV.25., M. A kiserdő telepített fenyvesében.
- Rhyzobius litura* (Fabricius, 1787) – n, 1992.IV.22., M; n, 1992.IV.25., M; n, 1992.X.7., M.
- Hippodamia (Adonia) variegata* (Goeze, 1777) – n, 1992.X.7., M; n, 1993.VI.2., Sz.
- Tytthaspis sedecimpunctata* (Linnaeus, 1758) – n, 1992.IV.22., M; n, 1992.VI.20., M; n, 1993.V.13., M; n, 1993.V.27., M; n, 1993.V.29., Sz; n, 1993.VI.2., Sz; n, 1993.VI.10., M; n, 1993.VI.21–30., Sz.
- Coccinula quatuordecimguttata* (Linnaeus, 1758) – n, 1992.IV.22., M.
- Harmonia quadripunctata* (Pontoppidan, 1763) – k, 1992.IV.22., M; k, 1992.IV.25., M. A kiserdő telepített fenyvesében.
- Propylea quatuordecimpunctata* (Linnaeus, 1758) – n, 1993.VI.21–30., Sz.
- Psyllobora vigintiduopunctata* (Linnaeus, 1758) – n, 1992.IV.22., M; n, 1993.VI.21–30., Sz.
- Cynegetis impunctata* (Linnaeus, 1767) – n, 1992.IV.22., M; n, 1992.X.7., M; n, 1993.VI.10., M.
- Subcoccinella vigintiquatuor punctata* (Linnaeus, 1758) – n, 1992.X.7., M; n, 1993.V.13., M; n, 1993.VI.10., M.
- Platynaspis luteorubra* (Goeze, 1777) – n, 1993.VI.10., M.
- Exochomus quadripustulatus* (Linnaeus, 1758) – k, 1992.IV.22., M.
- Chilocorus bipustulatus* (Linnaeus, 1758) – k, 1992.IV.22., M.
- Stethorus punctillum* Weise, 1891 – n, 1992.IX.17., M; n, 1992.X.7., M; n, 1993.VI.10., M.
- Clitostethus arcuatus* (Rossi, 1794) – k, 1992.IX.17., M. A kiserdő cserjés részein.
- Scymnus (Scymnus) frontalis* (Fabricius, 1787) – k, 1993.V.13., M; k, 1993.VI.10., M; n, 1991.VI.23., M; n, 1993.V.27., M.
- Scymnus (Scymnus) pallipediformis* Günther, 1958 – n, 1992.IX.17., M.
- Scymnus (Scymnus) rubromaculatus* (Goeze, 1777) – n, 1992.IV.22., M; n, 1992.IV.25., M; n, 1992.V.25., M; n, 1992.VI.20., M; n, 1992.IX.17., M; n, 1993.V.13., M; n, 1993.V.27., M.
- Scymnus (Scymnus) suturalis* Thunberg, 1795 – k, 1992.IV.22., M; k, 1992.IV.25., M. A kiserdő telepített fenyvesében.
- Scymnus (Mimopullus) mediterraneus* Khnzorian, 1972 – n, 1992.IX.17., M; n, 1992.X.7., M; n, 1993.IV.22., M; n, 1993.VI.10., M; n, 1993.VI.21–30., Sz. Kiszáradó lápréteken.
- Nephus (Nephus) nigricans* (Weise, 1879) – n, 1992.X.7., M; n, 1993.IV.22., M. Egész Magyarországon ritka.
- Hyperaspis pseudopustulata* Mulsant, 1853 – n, 1993.V.27., M. A felső láprét kiszáradó részein.

Ptinidae – Tolvajbogarak

meghatározta Merkl Ottó

- Ptinus dubius* Sturm, 1837 – k, 1992.IV.25., M. A kiserdő telepített fenyvesében. Magyarországon ritka.
- Ptinus calcaratus* Kiesenwetter, 1877 – n, 1993.V.29–VI.2., Sz.
- Ptinus rufipes* Olivier, 1790 – n, 1993.V.29–VI.2., Sz; n, 1993.VI.21–30., Sz.

Anobiidae – Álszúk

meghatározta Merkl Ottó

- Ptilinus fuscus* (Fourcroy, 1785) – n, 1992.VI.20., M.
- Xyletinus distinguendus* Kofler, 1970 – n, 1992.IV.22., M.
- Xyletinus pseudoblongulus* Gottwald, 1977 – n, 1993.V.13., M.

Mycetophagidae – Szőrös gombabogarak
meghatározta Merkl Ottó

Mycetophagus fulvicollis Fabricius, 1792 – k, 1993.IX.19., Sz. A kiserdő telepített fenyvesében.

Colydiidae – Fahéjbogarak
meghatározta Szalóki Dezső

Colydium elongatum Fabricius, 1792 – n, 1993.X.2., Sz.

Bothrideres contractus (Fabricius, 1792) – n, 1993.IX.19., M.

Ciidae – Taplószerűk
meghatározta Merkl Ottó

Orthocis alni (Gyllenhal, 1813) – n, 1992.IX.17., M.

Tenebrionidae – Gyászbogarak
meghatározta Szalóki Dezső

Lagria atripes Mulsant et Guillebeau, 1855 – n, 1993.V.29–VI.3., Sz.

Isomira murina (Linnaeus, 1758) – n, 1993.V.27., M; n, 1993.VI.10., M.

Crypticus quisquilius (Linnaeus, 1761) – n, 1991.VI.23., M; n, 1993.V.13., M; n, 1993.VI.21–30., Sz.

Corticeus fraxini (Kugelann, 1794) – n, 1993.X.2., Sz.

Corticeus bicolor (Olivier, 1790) – n, 1993.X.2., Sz.

Mordellidae – Marókák
meghatározta Czető Zsolt

Tomoxia biguttata (Gyllenhal, 1827) – n, 1993.V.27., M; n, 1993.V.29–VI.2., Sz; n, 1993.VI.10., M.

Mordella holomelaena Apfelbeck, 1914 – n, 1993.VI.10., M.

Mordella leucaspis Küster, 1849 – k, 1993.VI.10., M.

Stenalia escherichi Schilsky, 1899 – n, 1993.VI.10., M. Egész elterjedési területén ritka. Magyarországon ez a második lelőhelye.

Mordellistena apicerufa Ermisch, 1977 – n, 1993.VI.21–30., Sz. Eddig csak Magyarországról ismerjük, itt is csak néhány lelőhelyről.

Mordellistena brevicauda (Boheman, 1849) – n, 1993.V.13., M; n, 1993.V.27., M; n, 1993.VI.10., M.

Mordellistena dalmatica Ermisch, 1956 – n, 1993.V.27., M; n, 1993.VI.10., M.

Mordellistena pumila (Gyllenhal, 1811) – n, 1993.VI.2., Sz; n, 1993.V.27., M; n, 1993.VI.10., M

Scaptiidae – Cérnanyakú bogarak
meghatározta Czető Zsolt

Anaspis flava (Linnaeus, 1758) – n, 1993.V.13., M; n, 1993.V.27., M.

Anaspis frontalis (Linnaeus, 1758) – n, 1993.V.27., M.

Anaspis pulicaria Costa, 1854 – n, 1993.V.13., M; n, 1993.V.27., M; n, 1993.VI.10., M.

Anaspis subtilis Hampe, 1870 – n, 1992.VI.20., M; n, 1993.V.13., M; n, 1993.V.27., M; n, 1993.VI.2., Sz; n, 1993.VI.10., M.

Meloidae – Hólyaghúzó bogarak
meghatározta Szalóki Dezső

Meloe scabriusculus Brullé et Erichson, 1832 – n, 1992.IV.25., M; n, 1993.V.13., M.

Anthicidae – Fűrgebogarak

meghatározta Szalóki Dezső

- Notoxus monoceros* (Linnaeus, 1761) – n, 1992.VI.20., M; n, 1992.VI.25., M; n, 1992. X.7., M; n, 1993.IV.22., M; n, 1993.V.13., M; n, 1993.VI.10., M; n, 1993.VI.21–30., Sz.
Formicomus pedestris (Rossi, 1790) – n, 1992.X.7., M.
Hirticomus hispidus (Rossi, 1792) – n, 1992.IV.22., M; n, 1992.IV.25., M; n, 1993.IV.22., M; n, 1993.V.13., M.
Anthicus antherinus (Linnaeus, 1761) – n, 1992.IV.22., M; n, 1992.IX.17., M; n, 1992.X.7., M.

Aderidae – Korhóbogarak

meghatározta Szalóki Dezső

- Aderus pruinus* (Kiesenwetter, 1861) – n, 1992.X.7., M; n, 1993.IV.22., M. Szórványosan gyűjtethető faj, a tó melletti füzesekben azonban gyakori.

Pyrochroidae – Bíborbogarak

meghatározta Szalóki Dezső

- Pyrochroa coccinea* (Linnaeus, 1761) – n, 1992.IV.25., M.
Pyrochroa serraticornis (Scopoli, 1763) – n, 1993.V.13., M.

Oedemeridae – Álcincérek

meghatározta Szalóki Dezső

- Oedemera croceicollis* (Gyllenhal, 1827) – n, 1992.VI.20., M; n, 1993.V.27., M; n, 1993.VI.10., M.
Oedemera podagrariae (Linnaeus, 1767) – n, 1991.VI.23., M.

Lucanidae – Szarvasbogarak

meghatározta Ádám László

- Dorcus parallelipedus* (Linnaeus, 1758) – n, 1993.VI.2–21., Sz.

Scarabaeidae – Lemezescsapú bogarak

meghatározta Ádám László

- Aphodius fimetarius* (Linnaeus, 1758) – n, 1991.VI.23., M.
Aphodius granarius (Linnaeus, 1767) – n, 1992.IV.25., M.
Aphodius putridus (Fourcroy, 1785) – n, 1992.IV.22., M; k, 1993.V.27., M.
Aphodius paracoenosus Balthasar et Hrubant, 1960 – n, 1991.VI.23., M; k, 1993.V.27., M.
Aphodius pusillus (Herbst, 1789) – n, 1991.VI.23., M; k, 1993.V.27., M.
Aphodius scrofa (Fabricius, 1787) – n, 1991.VI.23., M.
Pleurophorus caesus (Panzer, 1796) – n, 1992.IV.25., M.
Onthophagus coenobita (Herbst, 1783) – n, 1991.VI.23., M; k, 1993.IV.23., M.
Onthophagus ovatus (Linnaeus, 1767) – n, 1991.VI.23., M.
Onthophagus taurus (Schreber, 1759) – n, 1991.VI.23., M.
Omaloptia nigromarginata (Herbst, 1786) – n, 1991.VI.23., M; n, 1992.VI.20., M; n, 1993.VI.10., M.
Amphimallon assimile (Herbst, 1790) – n, 1991.VI.23., M.
Hoplia farinosa (Linnaeus, 1761) – n, 1993.VI.21–30., Sz.
Chaetopteroptia segetum (Herbst, 1783) – n, 1991.VI.23., M; n, 1993.V.13., M.
Lasioplia lata (Erichson, 1847) – n, 1993.V.13., M.
Tropinota hirta (Poda, 1761) – n, 1991.VI.23., M.
Valgus hemipterus (Linnaeus, 1758) – n, 1993.V.13., M.

Cerambycidae – Cincérek
meghatározta Hegyessy Gábor

- Rhagium inquisitor* (Linnaeus, 1758) – n, 1993.VI.29–VI.2., Sz.
Pseudovadonia livida (Fabricius, 1776) – n, 1991.VI.23., M.
Stenurella bifasciata (O. F. Müller, 1776) – n, 1993.VI.10., M.
Stenopterus flavicornis Küster, 1846 – n, 1992.VI.20., M; n, 1993.VI.10., M.
Stenopterus rufus (Linnaeus, 1767) – n, 1992.VI.20., M; n, 1993.V.27., M.
Clytus rhamni Germar, 1817 – n, 1991.VI.23., M.
Plagionotus floralis (Pallas, 1773) – n, 1991.VI.23., M; n, 1993.VI.10., M.
Calamobius filum (Rossi, 1790) – n, 1993.V.27., M; n, 1993.VI.2., Sz.
Theophilea subcylindricollis Hladil, 1988 – n, 1993.V.26., Sz; k, 1993.V.27., M; n, 1993.VI.2., Sz.
Phytoecia cylindrica (Linnaeus, 1758) – n, 1993.IV.22., M; n, 1992.IV.25., M.
Phytoecia icterica (Schaller, 1783) – n, 1991.VI.23., M; n, 1993.V.13., M; n, 1993.VI.10., M.
Phytoecia nigricornis (Fabricius, 1781) – n, 1993.V.13., M; n, 1993.V.27., M.
Phytoecia pustulata (Schrank, 1776) – k, 1993.V.27., M; n, 1993.V.13., M; n, 1993.VI.2., Sz; n, 1993.VI.10., M; n, 1993.V.27., M.
Opsilia coerulescens (Scopoli, 1763) – n, 1993.VI.10., M.
Oberea erythrocephala (Schrank, 1776) – n, 1993.V.27., M; n, 1993.VI.10., M.

Chrysomelidae – Levélbogarak
meghatározta Merkl Ottó

- Labidostomis cyanicornis* (Germar, 1817) – n, 1993.V.27., M; n, 1993.VI.10., M.
Labidostomis longimana (Linnaeus, 1761) – n, 1993.VI.10., M.
Clytra laeviuscula Ratzeburg, 1837 – n, 1991.VI.23., M; n, 1993.V.27., M; n, 1993.VI.2., M.
Smaragdina aurita (Linnaeus, 1767) – n, 1993.V.27., M.
Smaragdina cyanea (Fabricius, 1775) – n, 1993.V.27., M.
Pachybrachys hieroglyphicus (Laicharting, 1781) – n, 1992.VI.20., M; n, 1993.V.27., M; n, 1993.VI.10., M.
Cryptocephalus bilineatus (Linnaeus, 1767) – n, 1992.VI.20., M; n, 1993.VI.10., M.
Cryptocephalus bipunctatus (Linnaeus, 1758) – n, 1993.V.27., M.
Cryptocephalus connexus (Olivier, 1807) – n, 1992.IX.17., M.
Cryptocephalus exiguus Schneider, 1792 – n, 1993.V.27., M; n, 1993.VI.10., M.
Cryptocephalus hypochoeridis (Linnaeus, 1758) – n, 1993.VI.10., M.
Cryptocephalus janthinus Germar, 1824 – n, 1993.VI.10., M.
Cryptocephalus moraei (Linnaeus, 1758) – n, 1993.VI.10., M.
Cryptocephalus ocellatus Drapiez, 1819 – n, 1993.V.27., M; n, 1993.VI.10., M.
Cryptocephalus octacosmus Bedel, 1891 – n, 1991.VI.23., M; n, 1993.V.13., M; n, 1993.V.27., M.
Cryptocephalus planifrons Weise, 1882 – n, 1993.V.27., M.
Cryptocephalus sericeus (Linnaeus, 1758) – n, 1991.VI.23., M.
Chrysolina diversipes (Bedel, 1892) – n, 1992.IV.22., M.
Chrysolina fastuosa (Scopoli, 1763) – n, 1991.VI.23., M; n, 1993.V.13., M.
Chrysolina herbacea (Duftschmid, 1825) – n, 1992.IX.17., M.
Chrysolina kuesteri (Helliesen, 1911) – n, 1991.VI.23., M.
Chrysolina marginata (Linnaeus, 1758) – n, 1993.V.27., M.
Chrysolina oricalcia (O. F. Müller, 1776) – n, 1993.VI.10., M.
Chrysolina polita (Linnaeus, 1758) – n, 1992.IX.17., M.
Chrysolina populi Linnaeus, 1758 – n, 1992.IV.25., M; n, 1993.VI.21–30., Sz.
Gastrophysa polygoni (Linnaeus, 1758) – n, 1993.VI.10., M.
Colaphus sophiae (Schaller, 1783) – n, 1993.V.13., M.
Phaedon laevigatus (Duftschmid, 1825) – n, 1993.V.13., M.
Plagioderma versicolora (Laicharting, 1781) – n, 1992.IX.17., M; n, 1993.V.27., M.
Gonioctena fornicata (Brueggemann, 1873) – n, 1992.IV.22., M.

- Luperus xanthopoda* (Schrank, 1781) – k, 1993.V.13., M; k, 1993.VI.10., M; n, 1993.V.27., M; n, 1993.VI.2., M; n, 1993.VI.10., M.
- Phyllotreta atra* (Fabricius, 1775) – n, 1992.X.7., M; n, 1993.IV.22., M.
- Phyllotreta cruciferae* (Goeze, 1777) – n, 1993.VI.21–30., Sz.
- Phyllotreta nemorum* (Linnaeus, 1758) – n, 1992.IX.17., M.
- Phyllotreta vittula* (Redtenbacher, 1849) – n, 1992.IX.17., M.
- Aphthona caerulea* (Fourcroy, 1785) – n, 1992.X.7., M.
- Aphthona euphorbiae* (Schrank, 1781) – n, 1992.IV.22., M.; n, 1993.V.13., M; n, 1993.VI.10., M.
- Aphthona lutescens* (Gyllenhal, 1808) – n, 1992.IV.25., M.
- Aphthona nigricutis* (Foudras, 1860) – n, 1993.V.27., M.
- Longitarsus nasturtii* (Fabricius, 1792) – n, 1992.IX.17., M; n, 1992.X.7., M; n, 1992.IV.25., M; n, 1993.VI.10., M.
- Longitarsus parvulus* (Paykull, 1799) – n, 1992.IX.17., M; n, 1993.V.13., M.
- Longitarsus symphyti* Heikertinger, 1912 – n, 1992.IX.17., M.
- Altica cornivorax* Král, 1969 – n, 1992.X.7., M.
- Altica pusilla* (Duftschmid, 1825) – n, 1991.VI.23., M; n, 1993.V.13., M.
- Lythraría salicariae* (Paykull, 1800) – n, 1992.VI.20., M; n, 1993.V.27., M; n, 1993.VI.10., M.
- Asiorestia ferruginea* (Scopoli, 1763) – k, 1993.V.27., M; n, 1993.VI.21–30., Sz.
- Asiorestia transversa* (Marsham, 1802) – n, 1992.VI.20., M; n, 1992.IX.17., M; n, 1992.X.7., M; n, 1993.VI.10., M; n, 1993.VI.21–30., Sz.
- Crepidodera aurata* (Marsham, 1802) – n, 1992.IX.17., M; n, 1992.X.7., M; n, 1993.V.13., M; n, 1993.V.29–VI.2., Sz; n, 1993.VI.10., M; n, 1993.VI.21–30., Sz.
- Chaetocnema aridula* (Gyllenhal, 1827) – n, 1992.VI.20., M; n, 1993.VI.10., M.
- Chaetocnema chlorophana* (Duftschmid, 1825) – n, 1992.IX.17., M; n, 1992.X.7., M.
- Chaetocnema concinna* (Marsham, 1802) – n, 1992.IX.17., M.
- Chaetocnema hortensis* (Fourcroy, 1758) – n, 1992.X.7., M; 1993.IV.22., M.
- Chaetocnema tibialis* (Illiger, 1807) – n, 1992.X.7., M; n, 1993.V.27., M; n, 1993.VI.10., M.
- Sphaeroderma testaceum* (Fabricius, 1775) – n, 1992.IX.17., M; n, 1993.VI.10., M; n, 1992.VII.1., Nádaí László.
- Psylliodes attenuata* (Koch, 1803) – n, 1993.V.27., M.
- Hispa atra* (Linnaeus, 1767) – k, 1993.V.13., M; n, 1992.VI.20., M; n, 1992.X.7., M; n, 1992.IV.22., M; n, 1993.VI.10., M.
- Cassida denticollis* Suffrian, 1844 – n, 1992.VI.20., M; n, 1993.V.13., M; n, 1993.V.27., M; n, 1993.VI.10., M.
- Cassida nebulosa* Linnaeus, 1758 – n, 1993.VI.10–30., Sz.
- Cassida prasina* Illiger, 1798 – n, 1992.IV.25., M; n, 1993.V.13., M; n, 1993.VI.10., M.
- Cassida subferruginea* Schrank, 1776 – k, 1993.VI.10., M; n, 1991.VI.23., M; n, 1992.VI.20., M.
- Cassida vibex* Linnaeus, 1767 – n, 1993.VI.10., M.

Bruchidae – Zsizsikek

meghatározta Merkl Ottó

- Bruchus luteicornis* Illiger, 1794 – n, 1992.IV.22., M.
- Bruchus rufipes* Herbst, 1783 – n, 1992.VI.20., M.
- Spermophagus sericeus* (Geoffroy, 1785) – n, 1993.V.13., M.

Anthribidae – Orrosbogarak

meghatározta Podlussány Attila

- Raphitropis marchicus* (Herbst, 1797) – n, 1993.VI.10., M.
- Dissoleucas niveirostris* (Fabricius, 1798) – n, 1992.IV.22., M.

Apionidae – Cickányormányosok

meghatározta Podlussány Attila

- Apion aestimatum* Faust, 1890 – k, 1993.V.13., M; n, 1992.VI.20., M; n, 1992.IX.17., M.
Apion brevistrore Herbst, 1797 – n, 1993.VI.10., M.
Apion confluens Kirby, 1808 – n, 1992.IV.22., M.
Apion flavipes (Paykull, 1792) – n, 1992.IV.22., M.
Apion longirostre (Olivier, 1807) – n, 1993.VI.10., M.
Apion minimum Herbst, 1797 – n, 1993.VI.10., M.
Apion onopordi Kirby, 1808 – n, 1992.IX.17., M; n, 1992.X.7., M; n, 1993.VI.10., M.
Apion punctigerum (Paykull, 1792) – n, 1992.IV.22., M.
Apion tenue Kirby, 1808 – n, 1992.X.7., M.
Apion trifolii (Linnaeus, 1768) – n, 1993.VI.10., M.
Apion urticarium (Herbst, 1784) – n, 1992.IX.17., M; n, 1992.X.7., M; n, 1993.VI.10., M.
Apion violaceum Kirby, 1808 – n, 1993.VI.2., Sz.
Nanophyes globiformis Kiesenwetter, 1864 – n, 1992.X.7., M.

Attelabidae – Eszelények

meghatározta Podlussány Attila

- Doydirhynchus austriacus* (Olivier, 1807) – k, 1992.IV.22., M; k, 1992.IV.25., M. A kiserdő telepített fenyvesében.
Rhinomacer attelaboides Fabricius, 1787 – k, 1993.V.13., M. A kiserdő telepített fenyvesében.
Pselaphorhynchites tomentosus (Gyllenhal, 1839) – n, 1992.VI.10., M.
Lasiorrhynchites olivaceus (Gyllenhal, 1833) – n, 1992.IV.25., M.
Coenorhinus germanicus (Herbst, 1797) – k, 1992.IV.22., M; n, 1993.V.13., M; n, 1993.V.27., M
Rhynchites auratus (Scopoli, 1763) – k, 1992.IV.22., M; k, 1992.IV.25., M.
Auletobius sanguisorbae (Schrank, 1798) – n, 1992.VI.20., M. Kiszáradó lápréteken.

Curculionidae – Ormányosbogarak

meghatározta Podlussány Attila

- Otiorrhynchus ligustici* (Linnaeus, 1758) – n, 1992.IV.25., M.
Otiorrhynchus orbicularis (Herbst, 1795) – n, 1993.VI.10., M.
Otiorrhynchus ovatus (Linnaeus, 1758) – n, 1993.VI.21–30., Sz; n, 1993.V.29–VI.2., Sz.
Otiorrhynchus ruscus (Fabricius, 1777) – n, 1993.VI.10., M; n, 1993.VI.21–30., Sz.
Peritelus familiaris Boheman, 1834 – n, 1992.IV.22., M; 1992.VI.20., M; n, 1993.IV.22., M.
Phyllobius oblongus (Linnaeus, 1758) – n, 1993.V.13., M.
Phyllobius maculicornis Germar, 1824 – n, 1993.V.29–VI.2., Sz.
Phyllobius argentatus (Linnaeus, 1758) – n, 1993.V.29–VI.2., Sz.
Phyllobius vespertinus (Fabricius, 1792) – n, 1993.V.13., M.
Phyllobius scutellaris Redtenbacher, 1849 – n, 1993.V.13., M.
Omius seminulum (Fabricius, 1792) – k, 1993.V.13., M.
Omius rotundatus (Fabricius, 1792) – n, 1992.IV.22., M.
Trachyphloeus aristatus (Gyllenhal, 1827) – n, 1993.V.29–VI.2., Sz; n, 1993.VI.21–30., Sz.
Trachyphloeus frivaldszkyi Kuthi, 1887 – n, 1993.V.29–VI.2., Sz. Eddig csak Magyarországról ismert. Az alacsonyabb fekvésű területeken, a talajfelszínen él.
Eusomus ovulum Germar, 1824 – n, 1991.VI.23., M; n, 1993.V.13., M; 1993.VI.21–30., M.
Paophilus afflatus (Boheman, 1833) – n, 1991.VI.23., M; n, 1992.VI.20., M; n, 1993.VI.10., M; n, 1993.V.13., M; n, 1993.V.27., M; n, 1993.VI.21–30., Sz.
Foucartia squamulata (Herbst, 1795) – n, 1993.V.27., M; n, 1993.V.29–VI.2., Sz; n, 1993.VI.10., M; n, 1993.VI.21–30., Sz.
Sitona suturalis Stephens, 1831 – n, 1992.VI.20., M; n, 1993.VI.10., M.
Sitona crinitus (Herbst, 1795) – n, 1992.IV.25., M.
Tanymecus palliatus (Fabricius, 1787) – n, 1991.VI.23., M; n, 1993.V.27., M.

- Lixus angustatus* (Fabricius, 1775) – n, 1993.V.27., M.
Lixus brevipes Brisout, 1866 – n, 1992.IV.22., M.
Lixus elongatus (Goeze, 1777) – n, 1993.V.27., M; n, 1993.VI.10., M.
Lixus fasciculatus Boheman, 1836 – k, 1993.V.13., M; n, 1993.V.27., M; n, 1993.VI.10., M. Hazánkban igen ritka.
Larinus obtusus Gyllenhal, 1836 – n, 1992.VI.20., M; n, 1993.VI.10., M; n, 1993.V.27., M.
Larinus planus (Fabricius, 1792) – n, 1993.V.27., M; n, 1993.VI.10., M.
Larinus turbinatus Gyllenhal, 1836 – k, 1993.VI.10., M; n, 1991.VI.23., M; n, 1993.VI.10., M.
Cleonis piger (Scopoli, 1763) – n, 1993.IV.22., M.
Chromoderus fasciatus (Müller, 1776) – n, 1993.V.13., M.
Alophus triguttatus (Fabricius, 1775) – n, 1992.IX.17., M; n, 1992.X.7., M; n, 1993.IV.10., M; n, 1993.V.27., M.
Lepyrus capucinus (Schaller, 1783) – n, 1993.V.27., M; n, 1993.V.29–VI.2., Sz; n, 1993.VI.21–30., Sz.
Magdalis nitidipennis Boheman, 1843 – n, 1993.IV.22., M.
Sphenophorus striatopunctatus (Goeze, 1777) – n, 1993.IV.22., M; n, 1993.V.13., M
Anthonomus rubi (Herbst, 1795) – n, 1993.IV.22., M; n, 1993.VI.21–30., Sz.
Curculio crux Fabricius, 1776 – n, 1993.IV.22., M.
Pissodes pini (Linnaeus, 1758) – k, 1992.IV.25., M.
Dorytomus schoenherri Faust, 1882 – n, 1993.V.13., M.
Smicronyx reichii (Gyllenhal, 1836) – n, 1993.VI.10., M.
Aoromius quinquepunctatus (Linnaeus, 1758) – n, 1993.V.13., M.
Mecinus pyraister (Herbst, 1795) – n, 1992.IV.22., M.
Gymnetron pascuorum (Gyllenhal, 1813) – n, 1993.VI.10., M.
Sibinia pellucens (Scopoli, 1772) – n, 1992.VI.20., M; n, 1993.V.13., M; n, 1993.VI.10., M.
Hypera pedestris (Paykull, 1792) – n, 1992.VI.20., M; n, 1993.V.13., M; n, 1993.V.27., M.
Hypera variabilis (Herbst, 1795) – n, 1992.IV.22., M.
Hypera viciae (Gyllenhal, 1813) – n, 1992.IV.22., M; n, 1993.V.13., M.
Homoroma validirostre (Gyllenhal, 1837) – n, 1993.VI.10., M. Hazánkban igen ritka.
Rhinoncus inconspicuum (Herbst, 1795) – n, 1993.VI.10., M
Rhinoncus pericarpus (Linnaeus, 1758) – n, 1993.VI.10., M; n, 1993.VI.21–30., M.
Nedyus quadrimaculatus (Linnaeus, 1758) – n, 1993.IV.22., M; n, 1993.V.13., M.
Boraginobius symphyti (Bedel, 1885) – n, 1993.V.13., M.
Parathelcus pollinarius (Förster, 1771) – n, 1992.IV.25., M; n, 1993.IV.22., M; n, 1993.V.13., M.
Microplontus rugulosus (Herbst, 1795) – n, 1991.VI.23., M; n, 1992.IV.25., M; n, 1992.X.7., M.
 Hazánkban ritka.
Microplontus triangulum (Boheman, 1845) – n, 1992.IV.22., M. Magyarországon ritka.
Mogulones abbreviatus (Fabricius, 1792) – n, 1993.VI.21–30., Sz.
Ceutorhynchus erysimi (Fabricius, 1787) – n, 1991.VI.23., M; n, 1992.IV.22., M; n, 1993.V.13., M; n, 1993.V.27., M; n, 1993.VI.10., M.
Ceutorhynchus floralis (Paykull, 1792) – n, 1993.V.13., M.
Ceutorhynchus napi Gyllenhal, 1837 – n, 1992.IV.25., M.
Coeliastes lamii (Fabricius, 1792) – n, 1992.IV.22., M; n, 1992.IV.25., M.
Baris artemisiae (Herbst, 1795) – n, 1992.IV.25., M; n, 1993.V.13., M; n, 1993.V.27., M; n, 1993.VI.10., M
Baris scolopacea Germar, 1824 – k, 1993.VI.10., M.

Értékelés

A Naplás-tó környékéről a jelen dolgozat 447 bogárfajt mutat ki. Ezek túlnyomó többsége a jó vízellátású társulások (láprétek, mocsárrétek, vízparti er-

dők) tipikus faja. A Cinkotai-kiserdő nagy részén az általános lomberdei fajok az uralkodók, melyek közé színező elemként keverednek a telepített fenyvesekre, illetve a homoki gyepekre jellemző bogarak.

Hangsúlyozni kívánom, hogy a fajlista messze nem tekinthető teljesnek, inkább csak a további vizsgálódások kiinduló pontjának. Mivel a ritkább, érdekesebb fajok kimutatására törekedtem, sok olyan bogár hiányzik a felsorolásból, melyek nyilvánvalóan előfordulnak a területen, de nem tettem el belőlük bizonyító példányt. Ilyenek pl. a hétpettyes katica (*Coccinella septempunctata*), a sá-roshátú bogár (*Opatrum sabulosum*), vagy a vörösnnyakú árpabogár (*Oulema melanopa*). Ezek a fajok az ország bármely pontján (a lakott területeken is) előfordulhatnak, így említésük egyelőre semmilyen információs jelentőséggel nem bír. Egy majdani teljes listánál, illetve az egyes családok behatóbb vizsgálata során természetesen nem hagyhatók el. A területen más bogarászok is jártak, így az ő gyűjteményeikben is rejthetnek további adatok.

A területről eddig a következő védett és vörös könyves bogárfajok kerültek elő:

Balkáni futrinka (*Carabus montivagus blandus*): eszmei értéke 10 000 Ft. Legtöbb hazai adata az Északi-középhegységéből származik, de a hegylábi peremterületek mentén eléri az Alföld szegélyét is (pl. Kerecsend, Pesti-síkság). Előfordulását a területen eddig egyetlen példánya bizonyítja, melyet Rahmé Zoltán amatőr bogarász talált a Cinkotai-kiserdő sétaútján eltaposva.

Bőrfutrinka (*Carabus coriaceus*): eszmei értéke 2000 Ft. Hazánk erdős területein általánosan elterjedt, az erdőtársulásokban nem válogat.

Érdes futrinka (*Carabus scabriusculus*): eszmei értéke 2000 Ft. A hazai nagy futrinkák között a ritkábbak közé tartozik. A kifejezetten pusztai elemnek számító magyar futrinka (*Carabus hungaricus*) után ez a leginkább szárazságtűrő faj a *Carabus*-ok közül. A füzes és a szántó föld határán találtam meg egy példányát.

Kék futrinka (*Carabus violaceus rakosiensis*): eszmei értéke 10 000 Ft. A Duna–Tisza közén (észak felé a Börzsönyig) előforduló alfaj. Elterjedési területén erdőkben gyakori.

Mezei futrinka (*Carabus granulatus*): eszmei értéke 2000 Ft. Magyarország vízközeli erdeiben (füzesek, nyárasok, égeresek) mindenütt előfordul és gyakori.

Ragyás futrinka (*Carabus cancellatus*): eszmei értéke 2000 Ft. Szél Győző (személyes közlés) szerint a Naplás-tó környéki példányok azonosak a Duna–Tisza közén honos, eddig még leíratlan (a törzsalaknál kisebb testű) alfajjal.

Változó futrinka (*Carabus scheidleri distinguendus*): a faj eszmei értéke 2000 Ft; míg az alfaj vörös könyves. A Szilas-patak mentén, a lápréteken, de leginkább a füzesekben került elő, gyakorinak látszik. A Vörös Könyv (Kaszab 1990: 246) szerint „eltűnt, védett alfaj”. A Naplás-tó környéki populációja elég erős, így az idézett tételt módosítanunk kell. Minden valószínűség szerint előfor-

dul a Szilas- és a Rákos-patak mentén mindenütt, ahol még nincsenek beépített vagy megművelt területek. Vélt ritkaságának magyarázata valószínűleg az, hogy a nagy futrinkafajok többségével ellentétben nem erdei, hanem réti állat, így elkerüli a bogarászok figyelmét.

Kis szarvasbogár (*Dorcus parallelipipedus*): eszmei értéke 2000 Ft. A hazai lomboserdők minden típusában előfordul, közönséges.

Szalmacincér (*Calamobius filum*): eszmei értéke 2000 Ft. Az irodalomban mindenütt igen ritkának tartott fajról az utóbbi időben kiderült, hogy számos helyen (főleg a Balaton-felvidéken) gyakori, sőt tömegesen is felléphet. A felső lápréten került elő.

Hengeres szalmacincér (*Theophilea subcylindricollis*): eszmei értéke 2000 Ft. A szakirodalomban és a védett fajok listájában is *T. cylindricollis*-ként szerepel, újabban azonban az európai példányokat *T. subcylindricollis* néven különítik el. Nem vörös könyves faj, Varga (1990: 174) mégis megemlíti a Vörös Könyv egy helyén, mint „a kipusztulás közvetlen veszélyébe került” fajok egyik példáját. Medvegy (1987) szerint azonban „ez a faj kifejezetten terjedőben van”. Kétségtelen, hogy az utóbbi években egyre újabb és újabb lelőhelyei válnak ismertté. Szalóki Dezső a felső láprét szárazabb részein gyűjtötte, magam a Cinkotai-kiserdő gyepfoltjain fogtam. E példányok a faj eddig ismert legészakibb előfordulását jelölik ki.

Irodalom

- Hajóss, J. (1930): Káposztás-Megyer bogárvilágáról. – *Folia ent. hung.* 2(2): 108–113.
- Kaszab, Z. (1990): Bogarak (Coleoptera) rendje. – In: Rakonczay, Z. (szerk.): *Vörös Könyv. A Magyarországon kipusztult és veszélyeztetett növény- és állatfajok.* 2. kiadás. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 245–258.
- Kecskés, F. & Ócsag, A. (1992): A Naplás-tó és környékének botanikai értékei. – *Természetvéd. Közlem.* 2: 29–40.
- Medvegy, M. (1987): A Bakony cincerei. – In: *A Bakony természettudományi kutatásainak eredményei (Resultationes investigationum rerum naturalium montium Bakony), XIX.* Zirc, 106 pp.
- Stollmayerné Boncz, E., Kecskés, F., Ócsag, A., Bognár, A., Puky, M. & Bódi, L. (1991): Adatok a Naplás-tó és környezete élővilágához. – *Calandrella* 5(1): 65–84.
- Varga, Z. (1990): Gerinctelen állatok – Invertebrata. Bevezető. – In: Rakonczay, Z. (szerk.): *Vörös Könyv. A Magyarországon kipusztult és veszélyeztetett növény- és állatfajok.* 2. kiadás. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 171–177.

Data to the wildlife of Naplás-tó (pond) and its surroundings III.
Beetles (Coleoptera)

Merkl, O.

Department of Zoology, Hungarian Natural History Museum
H-1088 Budapest, Baross u. 13, Hungary

Situated in the eastern part of Budapest, the Naplás-tó (pond) with its surroundings was hitherto unexplored from coleopterological point of view. The present paper lists 447 species of Coleoptera from the area as a result of collecting work carried out by the author between 1991 and 1993 and by minor earlier collectings. The following 10 protected species were found: *Carabus montivagus blandus*, *Carabus coriaceus*, *Carabus scabriusculus*, *Carabus violaceus rakosiensis*, *Carabus granulatus*, *Carabus cancellatus*, *Carabus scheidleri distinguendus* (Carabidae), *Dorcus parallelipipedus* (Lucanidae), *Calamobius filum* and *Theophilea subcylindricollis* (Cerambycidae).