

A gyeprekonstrukció hatása a kisméltós együttesekre Egyek-Pusztakócson (Hortobágy)

Mérő Thomas Oliver és Bocz Renáta

*Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.
e-mail: thomas.oliver.mero@gmail.com*

Összefoglaló: Elevenfogó csapdázással vizsgáltuk az Egyek-Pusztakócsi-mocsárrendszer (Hortobágyi Nemzeti Park) szántóinak, valamint rekonstruált és természetes gyepeinek kisméltós együtteseit. A mintavételre 2011-ben tavasszal és ősszel került sor 12 kijelölt kvadrátban (1 ha). Tavasszal mindössze három faj 20 egyedét, míg ősszel 12 faj 359 egyedét fogtuk. A két időszak közti nagy fogási eltérés a kisméltósok gyors reprodukciós képességeivel, valamint a talajvízszint csökkenésével magyarázható. Ismételt méréses ANOVA elemzések szerint sem az élőhelytípusnak, sem pedig a gyepezítés óta eltelt időnek nem volt hatása a kisméltósok fajszámára és abundanciájára. Ezen eredmény szerint a kisméltósok a vegetációs időszakban történő diszperzió során a rekonstruált gyepeket is ugyanolyan mértékben népesítik be, mint egy természetes gypet vagy szántót. A gyepeken végzett kezelések azonban jelentős hatással voltak a kisméltós abundanciára, a fajszámra viszont nem. A kezeléssel ugyanis befolyásolható a növényzet magassága, amely a ragadozó madarakkal szembeni takarást biztosítja a kisméltósoknak. Minél kevésbé volt bolygatott a gyp növényzete, annál több kisméltóst fogtunk.

Kulcsszavak: élőhelytípus, gyepek kezelése, Sherman csapda, kisméltós abundancia, fajszám, diverzitás.

Bevezetés

A gyepek rekonstrukciója az egyik leggyakoribb restaurációs ökológiai tevékenység (Török *et al.* 2011). Magyarországon több ízben is zajlottak élőhely-rehabilitációs projektek, de a Hortobágyi Nemzeti Parkon belül található Egyek-Pusztakócsi-mocsárrendszer területén történt meg az egyik legnagyobb kiterjedésű és legrégebbi rehabilitációs program (Déri *et al.* 2009a, Lengyel *et al.* 2007). A projekt sikeressége bizonyítható mind az élőhelyekre, mind a vegetációra és a benne élő ízeltlábú-együttesekre nézve (Déri *et al.* 2009b, Lengyel *et al.* in press, Török *et al.* 2010). A projekt befejezése utáni monitoring programok több fajcsoportot is felöleltek (virágos növények, egyenesszárnyúak, futóbogarak, poloskák, pókok, madarak). A területen élő kisméltósokról ennek ellenére nem áll rendelkezésre reprezentatív adat.

A kismélsők jó indikátorai az élőhelyek állapotának (Goncalves *et al.* 2011, Leis *et al.* 2008). Ez egyrészt annak köszönhető, hogy jó reprodukciós képességekkel rendelkeznek (Leis *et al.* 2008), másrészt az abundanciájukra nagy hatást gyakorol az adott élőhely mikro- és makrohabitat struktúrája (Carballido *et al.* 2011, Heroldová *et al.* 2007). A rovarrevő cickányok meghatározó predációs tevékenységet végezve jelentős szerepet játszanak az élőhely minőségének szempontjából (Churchfield 1990, Nicolas *et al.* 2009). Mind a növényevő, mind a rovarrevő kismélsők prédaállatokként nagymértékben befolyásolják az adott élőhelyen előforduló ragadozó madár és ragadozó emlős közösség összetételét (Butet *et al.* 2006, Goncalves *et al.* 2011, Torre *et al.* 2007). Kutatásunk fő kérdése, hogy volt-e és ha igen, akkor milyen hatása volt a gyeprekonstrukciónak a kismélső együttesekre az Egyek-Pusztakócsi-mocsárrendszer területén található visszagyepesített szántóin.

Módszerek

Kutatási terület

Az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer (4073 ha) a Hortobágyi Nemzeti Park nyugati részén található. A tájszintű élőhely-rehabilitációs program első lépcsőjében (1976-1997) vízpótló csatornák létesítésével, a Tiszából származó víz segítségével szabályozták a mocsárrendszer vízszintjét. A tájrehabilitációs program második ütemében 2005 és 2008 között 760 ha nagyságú területen végezték el a gyepek rekonstrukcióját. Ez lett Európa legnagyobb kiterjedésű gyeprekonstrukciós programja (Lengyel *et al.* in press).

Csapdázási módszer

A mocsárrendszer területén összesen 12 darab egy hektáros kvadrátot jelöltünk ki, melyből nyolc rekonstruált gyep (2005 és 2008 között minden gyepesítési évből két terület), két természetes gyep és két szántó volt. Minden területen 36 db élvefogó csapdát helyeztünk el 6×6-os csapdahálóban, melyek öt éjszakán át működtek. Egyszerre három helyen voltak kihelyezve a csapdáink. A csapdapontok közötti távolság 20 m volt. A csapdázásra 2011 tavaszán (03.30-04.18.) illetve őszén (09.15-10.09.) került sor. Összesen 4320 csapdaéjszaka (2 évszak, 12 terület, 5 éjszaka és 36 csapda területenként) adatait használtuk fel az elemzéshez. A csapdázások során perforált oldalú Sherman típusú csapdákat használ-

tunk. Csalétekként szalonnát és gabonamag keveréket használtunk. A csapdák ellenőrzésére reggel 7:30 - 10:00 óra között illetve este 18:00 - 19:30 között került sor. Nem alkalmaztunk egyedi jelölést, azonban a visszafogások azonosítása érdekében a megfogott állatokat a faroktövön alkoholos filccel jelöltük.

Statisztikai módszerek

A három élőhelytípusban (szántó, rekonstruált gyep, természetes gyep) levő 12 kvadrátot öt csoportba soroltuk annak megfelelően, hogy milyen kezelést végeztek rajtuk: a természetes gyepek a „nem kezelt”, négy rekonstruált gyep a „kora nyári kaszálás” (június), kettő a „késő nyári kaszálás” (július/augusztus) és kettő az „erősen legelt” kategóriába került. A korán kaszált területeken a vegetáció magasabb volt, mint a későn kaszált területeken. A legintenzívebben kezelték az erősen legelt gyepek voltak, melyeken juhok legeltek és a növényzet igen alacsony volt. Az ötödik kategóriába soroltuk az aratást követően gyomirtó tárcsázásnak alávetett szántóföldeket.

A rekonstrukció hatását a gyepesítés óta eltelt évek függvényében vizsgáltuk (összesen négy csoport: 2005-2008). Hipotézisünk szerint a rekonstrukció kora befolyásolja a kisemlősök abundanciáját és a fajgazdagságot. A régebben gyepesített területeken hosszabb idő állt rendelkezésre a fajok betelepülésére, továbbá az élőhely szerkezete, növényzet optimálisabbá vált, ezért várakozásunk szerint minél idősebb egy gyepesítés, annál több kisemlős fajt és egyedét tartalmaz. Függő változóink az egy mintavételi területre jellemző fajszám, abundancia és diverzitás voltak. A fajdiverzitás jellemzésére a Shannon és Simpson diverzitási indexeket alkalmaztuk. Az élőhelytípus, a gyepesítési kor és a kezelés hatását a kisemlős együttesekre ismételt mérés ANOVA segítségével elemeztük az SPSS statisztikai programban.

Eredmények

Fajszám, abundancia

Összesen 12 kisemlősfaj 379 egyedét fogtuk meg 2011-ben a tavaszi és az őszi vizsgálat során. A tavaszi csapdázás alkalmával három faj (mezei pocok (*Microtus arvalis*) 17, mezei cickány (*Crocidura leucodon*) egy és güzüegér (*Mus spicilegus*) két egyed) mindössze 20 egyedét fogtuk meg, míg az őszi mintavételezés során összesen 12 faj 359 egyedét mutattuk ki (1. táblázat). Mindkét

mintavételi időszakban a leggyakoribb kismélfaj a mezei pocok volt. A második leggyakoribb faj a mezei cickány volt, egy kvadrát kivételével mindenhol előfordult. A többi kismélfaj fogásszáma jóval alacsonyabb, és megjelenésük is szórványosabb (1. táblázat).

A mintaterületeken jellemző abundancia viszonyok szempontjából kiemelkedő eredmény a pirók erdeiegér (*Apodemus agrarius*) és a közönséges erdeiegér (*Apodemus sylvaticus*) egy-egy mintaterületen jellemző nagyobb tömegességű megjelenése. Más területeken e fajok csak szórványosan kerültek elő (1. ábra). A két szántó esetében fontos kiemelni, hogy az intenzíven művelt szántóföldön (L kvadrát) több faj és egyed is sikerült kimutatnunk (1. táblázat, 1. ábra).

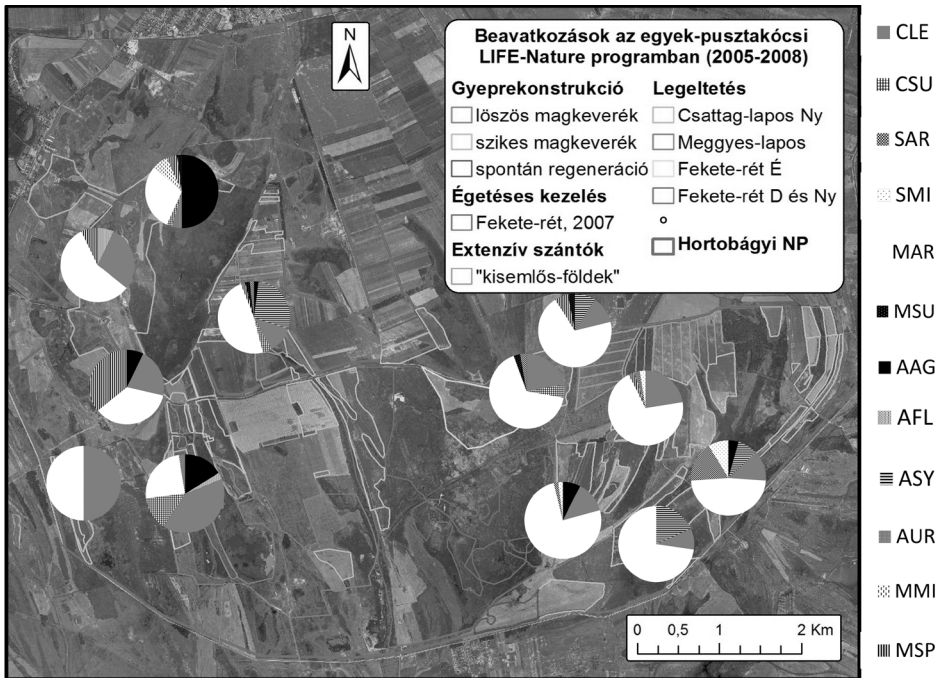
A Simpson diverzitás alapján a B kvadrát (2005-ös gyepesítés) hat faj 23 egyedével a legdiverzebb területnek bizonyult (1. táblázat). Ezt követte az F kvadrát – 2007-es gyepesítés – (hat faj 37 egyedével) és a H mintaterület – 2008-as gyepesítés – (nyolc faj 50 egyedével) (1. táblázat). A Shannon diverzitás sorrendjében a B (2005-ös gyepesítés) és F (2007-es gyepesítés) kvadrát helye felcserélődött, míg a harmadik helyet a K (extenzív szántó) mintaterület foglalta el, ahol négy faj 14 egyedét sikerült megfogni. A H kvadrátban (2008-as gyepesítés) sikerült kimutatnunk a legnagyobb fajgazdagságot, ami az összes mintavételi területen előforduló faj 67%-át jelentette (1. táblázat). Az abundancia tekintetében két kvadrát emelkedett ki, az I kvadrát (természetes gyepek) 53 és a H kvadrát (2008-as gyepesítés) 50 egyeddel. A legalacsonyabb abundanciával az erősen legelt (A: 4, G:14) és a későn kaszált (E: 11) gyepek illetve a szántók (K:14) rendelkeztek. A legnagyobb egyedszámmal jellemezhető területek nem a legdiverzebb élőhelyek, mert általában magasabb diverzitási értékeket kaptunk azokra a területekre, ahol kevesebb egyed, de több fajt sikerült megfogni (1. táblázat).

A kezelés hatása

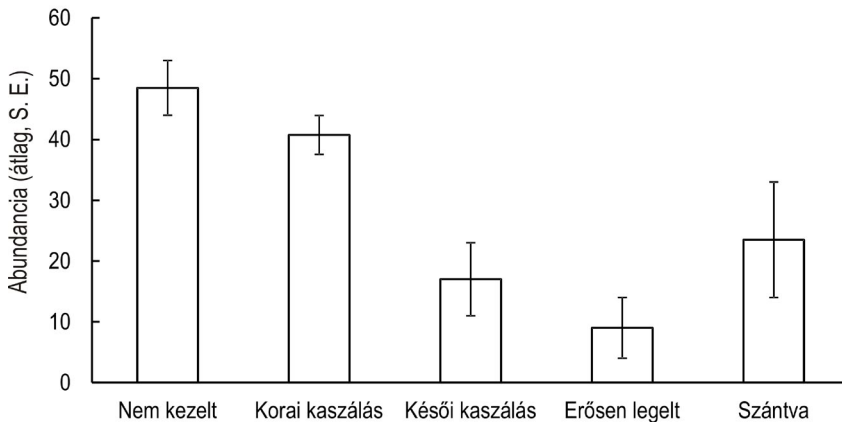
Az élőhelytípusok között nem volt szignifikáns különbség sem az abundanciában ($F = 2,29$, *NS*), sem a fajszámokban ($F = 0,56$, *NS*). Hasonló eredményeket kaptunk a gyepesítés óta eltelt idő tekintetében (abundancia: $F = 0,61$, *NS*; fajszám: $F = 0,01$, *NS*). A kezelés viszont szignifikánsan befolyásolta a kismélfajok abundanciáját ($F = 9,47$, $p = 0.009$). Az egyedszám a kezelés intenzitásával csökkent, ahogyan haladunk a nem kezelt gyepektől az erősen legelt gyepek felé (2. ábra). A legjobb értékeket a nem kezelt területek és a korán kaszált

1. táblázat. Az őszi (2011.09.15-10.04.) kisémlős-csapdázás eredményei (*term.: természetes, ext. sz.: extenzív szántó, int. sz.: intenzív szántó).

Mintavételi terület	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	Össz.
Gyepesítés éve ill. előhelytípus*	2005		2006		2007		2008		term. gyep	ext. sz.	int. sz.	Össz.	
Mezei cickány	2	15	9	8	1	3	4	6	7		3	4	62
Keleti cickány		5		2			2			1			10
Erdei cickány		1	1	1	1	4	1	1	1				9
Törpe cickány			1			2			1				4
Földi pocok				1			1			1		1	4
Mezei pocok	2	9	28	24	8	11	8	24	40	13	5	23	195
Pirók erdeiegér		6				1		1	4	22	1		35
Sárganyakú erdeiegér		1					1						2
Kislábú erdeiegér										2			2
Közönséges erdeiegér					2	2	14				3		21
Törpeegér										3			3
Güztüegér							1	1		2	5	2	12
Fajszám	2	6	5	5	3	6	4	8	5	7	4	5	12
Összes egyedszám	4	37	40	36	11	23	14	50	53	44	14	33	359
Shannon diverzitás	0.7	1.5	0.9	1	0.8	1.5	1.1	1.4	0.8	1.3	1.3	1	–
Simpson diverzitás	0.5	0.7	0.5	0.5	0.4	0.7	0.6	0.7	0.4	0.7	0.7	0.5	–



1. ábra. A kisemlős fajok egyedszám szerinti megoszlása a mintavételi kvadrátokon belül. CLE - mezei cickány, CSU - keleti cickány, SAR - erdei cickány, SMI - törpecickány, MAR - mezei pocok, MSU - földi pocok, AAG - pirók erdeiegér, AFL - sárganyakú erdeiegér, ASY - közönséges erdeiegér, AUR - kislábú erdeiegér, MMI - törpeegér, MSP - güzüegér.



2. ábra. Kezelések hatása a kisemlős-abundanciára.

gyepek mutatják, míg a két erősen legelt területen az abundancia a legkisebb (2. ábra). A szántók, melyeken búzát termesztettek meglepően magas volt a kisémlős abundancia (2. ábra). Az abundanciával ellentétben a fajgazdagság nem különbözött a kezelések között ($F=1,74$, *NS*).

Értékelés

Az itt bemutatott élvefogó csapdázás adatai hiánypótlóak, mert ilyen nagyszabású kisémlős csapdázást a Hortobágy területén eddig nem végeztek. A ki-mutatott 12 faj mellett a mintavétel során végzett tájékozódó jellegű csapdázás alkalmával megfogtuk a közönséges vízicickányt (*Neomys fodiens*), míg bagolykőpet-gyűjtés közben megtaláltuk a vakond (*Talpa europaea*) egy példányának tetemét is egy gyöngybagoly (*Tyto alba*) pihenőhelyén. A tavaszi csapdázás célja az volt, hogy meghatározzuk, milyen mértékben omlik össze a populáció a téli ragadozásnak és a 2010-es extrém csapadékos év miatti magas tavaszi talajvíz-szintnek köszönhetően. A magas tavaszi vízszinttel jellemezhető területeken más vizsgálat is alacsony kisémlős abundanciát mutatott ki (Gubányi *et al.* 2001). A tavasszal fogott kisémlősök előfordulási helyeire a magasabb térszint volt jellemző. Az őszi, közel 18-szoros abundancia növekedés az állatok szaporaságának és a terület jó táplálék-ellátottságának tulajdonítható. A mezei pocok egy szapora (Gubányi & Horváth 2007) és tágtúrésű faj, így nem véletlen, hogy szinte mindenhol a leggyakoribb volt. A mezei cickány magas egyedszáma valószínűleg a 2011-es, száraz időjárásnak is tulajdonítható, mely kedvez ennek a fajnak (Horváth 2007, Mérő 2004). Egy francia kutatásban is kimutatták, hogy a *Sorex coronatus* cickányfaj a második leggyakoribb kisémlős, de nem említi a faj előfordulási gyakoriságának okát (Butet *et al.* 2006).

Eredményeink alapján a rekonstruált gyepek fajszáma és egyedszáma nem különbözött szignifikánsan a szántók (kiindulási állapot) és a természetes gyepek (cél-állapot) faj- és egyedszámától, mely arra utalt, hogy a rekonstrukció során a kisémlősöknek megfelelő élőhelyek alakultak ki. A rekonstrukció hatásával kapcsolatban megfogalmazott hipotézisünket azonban, miszerint a rekonstrukció korával nő a faj- és az egyedszám is, az adataink nem támasztották alá. A tavaszi és az őszi fogásszámok összehasonlítása inkább azt az elképzelést valószínűsíti, hogy a vegetációs időszakban az ún. refúgium területeken gyorsan szaporodó kisémlős populációk igen gyorsan terjednek szét a környező területekre, tekintet nélkül arra, hogy azok rekonstruált vagy természetes gyepek illetve hogy a

rekonstruált gyepek milyen korúak. Így a gyeprekonstrukciónak inkább indirekt hatása és konzervációs jelentősége van, ami azt jelenti, hogy a diszperzióban lévő állapotoknak életteret biztosít, függetlenül a gyepek korától. Egy Nagy-Britanniában végzett kísérletben hasonló hipotézist teszteltek és hasonló eredményekre jutottak (Moro & Gadal 2007). Ezek alapján kijelenthető, hogy a kisemlősök élőhely-választásának szempontjából nem a gyepek kora számít mérvadónak.

A kezelésnek elsődleges hatása van a hortobágyi kisemlős-együttesekre és intenzitása szorosan összefüggésbe hozható a gyepek magasságával. Így eredményeink jól magyarázhatóak a kezelés intenzitásával csökkenő növényzeti magassággal. Chapman & Ribic (2002) kimutatta, hogy az intenzíven legelt területeken a kisemlős fajszám és abundancia alacsonyabb, mint az ún. puffer területeken. Egy USA-ban végzett kutatás szerint is a kisemlősök nagyobb arányban fordultak elő a nem kezelt területeken (Richardson 2010). Mediterrán füves területeken ezzel ellentétben nem bizonyították a növényzet magasságának és a legelés intenzitásának hatását a kisemlős abundanciára (Torre *et al.* 2007). Esetünkben fontos a kezelés intenzitása és annak időzítése is, hiszen ez befolyásolta a növényzeti borítás magasságát a mintavételi időszakban. Ha a kaszálást a kora nyári periódusban végezték el (korai kaszálás), a gyepeknek volt ideje őszi magasabbra növekednie, mint a nyár végén kaszált (késői kaszálás) területeken. A juhokkal erősen legeltetett területeken mindössze 7-8 cm volt a növényzet magassága. Más restaurációval kapcsolatos kutatás is megerősíti azt a tényt, hogy a növényzeti borítás struktúrája fontos a kisemlősök eloszlásában (Moro & Gadal 2007). A háborítatlanság tekintetében, a természetes gyepek bizonyultak a legmegfelelőbbnek, amit Mathis (2006) is alátámaszt.

Következtetésünk, hogy az élőhelytípus és a rekonstrukció óta eltelt idő nem befolyásolta a kisemlősök fajgazdagságát és abundanciáját. Egyetlen markáns befolyásoló tényező a kezelés volt, mely a növényzet magasságának változtatásával szignifikánsan befolyásolta a kisemlősök abundanciáját.

*

Köszönetnyilvánítás – Jelen kutatást az OTKA-Norvég Alap (NNF 78887, 85562) támogatta. Köszönet illeti Nagy Zsuzsint a terepi munkában nyújtott segítségével, továbbá a DE Ökológiai Tanszék Konzervációökológiai Kutatócsoportja minden tagjának az általános segítségért.

Irodalomjegyzék

- Butet, A., Paillat, G. & Delettre, Y. (2006): Seasonal changes in small mammal assemblages from field boundaries in an agricultural landscape of western France. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* **113**: 364–369.
- Carballido, M. F., Aristide, P., Busch, M., Cittadino, E. A. & Villafane, I. E. G. (2011): Are the closed landfills recovered habitats for small rodents? A case study in a riparian site, Buenos Aires, Argentina. – *Urban Ecosystem* **14**: 699–710.
- Chapman, E. W. & Ribic, C. A. (2002): The impact of buffer strips and stream-side grazing on small mammals in southwestern Wisconsin. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* **88**: 49–59.
- Churchfield, S. (1990): *The Natural History of Shrews*. – C Helm/A and C Black, London.
- Déri, E., Lengyel, Sz., Lontay, L., Deák, B., Török, P., Magura T., Horváth, R., Kisfalvi, M., Ruff, G. & Tóthmérész, B. (2009a): Természetvédelmi stratégiai alkalmazása a Hortobágyon: az egyek-pusztakócsi LIFE-Nature program eredményei. – *Természetvédelmi Közlemények* **15**: 89–102.
- Déri, E., Horváth, R., Magura, T., Ködöböcz, V., Kisfalvi, M., Ruff, G., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2009b): A földhasználat-változás hatásai az izeltlábú együttesekre Egyek-Pusztakócscon. – *Természetvédelmi Közlemények* **15**: 246–256.
- Goncalves, P., Alcobia, S., Simoes, L. & Santos-Reis, M. (2011): Effects of management options on mammal richness in a Mediterranean agro-sylvo-pastoral system. – *Agroforestry System* DOI: 10.1007/s10457-011-9439-7.
- Gubányi, A., Kalmár, S. & Horváth, Gy. (2001): Kisemlős közösségek vizsgálata a Fertő-Hanság Nemzeti Park területén. – *Magyar Ápróvad Közlemények* **6**.
- Gubányi, A. & Horváth, Gy. (2007): Mezei pocok. – In: Bihari, Z., Csorba, G & Heltai, M. (szerk.) *Magyarország emlőseinek atlasza*. Kossuth Kiadó, Budapest Pp: 162–163.
- Heroldová, M., Bryja, J., Zejda, J. & Tkadlec, E. (2007): Structure and diversity of small mammal communities in agriculture landscape. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* **120**: 206–210.
- Horváth, Gy. (2007): Mezei cickány. – In: Bihari, Z., Csorba, G & Heltai, M. (szerk.) *Magyarország emlőseinek atlasza*. Kossuth Kiadó, Budapest Pp: 52–55.
- Leis, S. A., Leslie, D. M. JR., Engle, D. M. & Fehmi, J. S. (2008): Small mammals as indicators of short-term and long-term disturbance in mixed prairie. – *Environmental Monitoring and Assessment* **137**: 75–84.
- Lengyel, Sz., Göri, Sz., Lontay, L., Kiss, B., Sándor, I. & Aradi, CS. (2007): Konzervációbiológia a gyakorlatban: természetvédelmi kezelés és tájrehabilitáció az Egyek-Pusztakócsi LIFE-Nature programban. – *Természetvédelmi Közlemények* **13**: 127–140.
- Lengyel, Sz., Lontay, L., Aradi Cs., Göri, Sz., Kapocsi, I., Molnár, A. (2008): *Gyepterületek rekonstrukciója és mocsarak védelme Egyek-Pusztakócscon*. – Projektfüzet. Kiadó: Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság.
- Lengyel, Sz., Varga, K., Kosztyi, B., Lontay, L., Déri, E., Török, P. & Tóthmérész, B. (In press): Grassland restoration to conserve landscape-level biodiversity: a synthesis of early

- results from a large-scale project. – *Applied Vegetation Science*, DOI: 10.1111/j.1654-109X.2011.01179.x
- Mathis, V. L., Whithford, W. G., Kay, F. R. & Alkon, P. U. (2006): Effect of grazing and shrub removal on small mammal populations in southern Mexico, USA. – *Journal of Arid Environments* **66**: 76–86.
- Mérő, T. O. (2004): A két hazai fehérfogú cickányfaj (*Crocidura suaveolens*, *Crocidura leucodon*) területhasználata mozaikos élőhelyen. – TDK dolgozat, PTE TTK, Zootaxonomiai és Szünzoológiai Tanszék.
- Moro, D. & Gadal, S. (2007): Benefits of habitat restoration to small mammal diversity and abundance in a pastoral agricultural landscape in mid-Wales. – *Biodiversity and Conservation* **16**: 3543–3557.
- Nicolas, V., Barrière, P., Tapiero, A. & Colyn, M. (2009): Shrew species diversity and abundance in Ziam Biosphere Reserve, Guinea: comparison among primary forest, degraded forest and restoration plots. – *Biodiversity and Conservation* **18**: 2043–2061.
- Richardson, M. L. (2010): Effect of grassland succession on communities of small mammals in Illinois, USA. – *Biologia* **65**: 344–348.
- Török, P., Deák, B., Vida, E., Valkó, O., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2010): Restoring grassland biodiversity: Sowing low-diversity seed mixtures can lead to rapid favourable changes. – *Biological Conservation* **143**: 806–812.
- Török, P., Vida, E., Deák, B., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2011): Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs. – *Biodiversity and Conservation* **20**: 2311–2332.
- Torre, I., Díaz, M., Martínez-Padilla, J., Bonal, R., Vinuela, J. & Fargallo, J. A. (2007): Cattle grazing, raptor abundance and small mammal communities in Mediterranean grasslands. – *Basic and Applied Ecology* **8**: 565–575.

Effect of grassland restoration on small mammal assemblages in Egyek-Pusztakócs (Hortobágy National Park)

Thomas Oliver Mérő and Renáta Bocz

University of Debrecen, Department of Ecology, H-4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

We studied small mammal assemblages on croplands, and restored and natural grasslands of the Egyek-Pusztakócs marsh system by live trapping in 12 grids of 36 traps covering 1 hectare in the spring and autumn of 2011. In the spring, we captured only 20 individuals of three species during 2160 trap-nights, while in the autumn we caught 359 specimens of 12 species with the same sampling effort. This 18-fold increase in abundance was due to the fast reproduction of these animals after a catastrophic collapse of populations in the extreme wet 2010. Neither habitat type nor time since grassland restoration affected abundance or species richness, indicating that small mammals colonised restored grasslands to the same extent as croplands and natural grasslands during their dispersion from overwinter refugia. Grassland management affected the abundance of small mammals significantly because more intensive management resulted lower vegetation height. We captured the most specimens in undisturbed natural grasslands where vegetation cover was high. Our results suggest that grassland restoration offers suitable habitats for small mammals but that time since restoration is not important because large between-year fluctuations in small mammal populations override the potential benefits of grassland restoration. Further testing is required to determine whether restored grasslands offer higher chances of survival for small mammals than croplands do which are ploughed several times a year.

Keywords: habitat, grassland, Sherman traps, small mammal abundance, species richness, diversity.