

Az egyek-pusztakócsi gyeprekonstrukció hatása vadméhekre (Hymenoptera: Apoidea)

Szabó Gyula

*Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék
4010 Debrecen, Pf. 71.
e-mail: safranek85@gmail.com*

Összefoglaló: A mezőgazdaság intenzifikációjának hatására a pollinátorok és az általuk végzett ökoszisztéma-szolgáltatások világszerte veszélybe kerültek, mely helyzetben a nagy térbeli léptékű élőhelyrekonstrukciós programok javíthatnak valamit. Az egyek-pusztakócsi mocsárrendszerben (Hortobágyi Nemzeti Park) folyó gyeprekonstrukció hatását vizsgáltuk egy előzetes módszertani vizsgálat (2009) után 2010-ben a vadon élő méhegyüttesek összehasonlításával a különböző korú gyepesítésekben, természetes gyepekben és szántóföldeken, összesen 21 területen. A fajgazdagság és a Shannon-diverzitás szignifikánsan magasabb volt a szikes, mint a löszös gyepesítéseken. A gyepesítés első, változatos gyomfajok által dominált, virággazdag évében magas volt a méhfajok fajgazdagsága és abundanciája, majd a viszonylag kevesebb fajból álló szikes és löszgyep-vegetáció kialakulásával a fajok jó része eltűnt, és több gyakori fajból álló és egyenletesebb eloszlású együttesek alakultak ki. Ezen eredmények alapján a diverz, tranziens fajokban gazdag vadméh-együttesek számára a virágos, gyomokban gazdag elsőéves gyeptelepítések a legkedvezőbbek, míg a gyepesítés előrehaladtával kialakuló vegetáció alkalmasabb a természetes löszös és szikes gyeppek fajainak védelmére.

Kulcsszavak: pollináció, visszagyepesítés, Hortobágy, élőhely-rekonstrukció, ökoszisztéma-szolgáltatás.

Bevezetés

A mezőgazdaság intenzifikációja közvetlen hatással van a biodiverzitás csökkenésére a művelt területeken, de indirekt módon befolyásolhatja a megmaradó élőhelyeket és a hozzájuk kötődő ökoszisztéma-szolgáltatásokat is (Holzschuh *et al.* 2011). Az élőhelyvesztés miatt különösen veszélyeztetettek a specializált életmódú, a növények beporzását végző ún. pollinátor szervezetek (Kovács-Hostyánszki *et al.* 2011). A pollináció vagy beporzás olyan ökoszisztéma-szolgáltatás, melyet főként méhek végeznek, és mely elengedhetetlen a világ ételmisszerként termesztett növényeinek kétharmadánál (Klein *et al.* 2007). Az

1980-as évek óta történt változás a beporzók fajösszetételében például a rovar-megporzást igénylő vadvirágok 70%-ának eltűnését eredményezte Nagy-Britanniában és Hollandiában (Biesmeijer *et al.* 2006).

Habár az élőhelyek restaurációja és megfelelő természetvédelmi kezelése kedvező hatással lehet a megporzó szervezetekre, a természetvédelmi beavatkozások tervezésénél ritkán veszik figyelembe a pollinátor szervezetek igényeit, ezért keveset tudunk arról, hogy a pollináció és egyéb ökoszisztéma-szolgáltatások hogyan és milyen mértékben állíthatók helyre célzott rekonstrukciókkal és kezelésekkel (Dixon 2009). Az agrár-környezetvédelmi intézkedésekkel, főként az élőhely-fragmentáció káros hatásainak tájszintű csökkentésével elérhető a pollinációs ökoszisztéma szolgáltatások fenntartása, esetleg restaurációja (Batáry *et al.* 2011, Whittingham *et al.* 2011, Kovács-Hostyánszki *et al.* 2011).

Munkám célja az egyek-pusztakócsi (Hortobágy Nemzeti Park) gyeprekonstrukció vad méhegyüttesekre gyakorolt hatásának vizsgálata volt. Más ízeltlábú-csoportoknál szerzett tapasztalataink (Déri *et al.* 2011) alapján vártuk, hogy a méhek fajszáma és diverzitása nő, fajösszetétele pedig hasonlónak válik a természetes gyepkéhez a rekonstrukció óta eltelt idő során.

Módszerek

Mintavételi területek és mintavételi módszer

Vizsgálatom helyszíne a Hortobágyi Nemzeti Park „Egyek-Pusztakócsi mocsarak” tájegysége volt, mely egy állandó és időszakos mocsarakkal, szikes és löszös jellegű gyepekkel valamint szántókkal tarkított élőhely-komplexum (Aradi *et al.* 2003). A tájegység hazánk egyik legrégebbi, 1976 óta folyó élőhely-rehabilitációs programjának helyszíne, ahol a tájrekonstrukció több mint 5000 hektáron zajlik (Lengyel *et al.* 2007). A programban 760 hektár szántóterület gyepesítésére került sor 2005 és 2008 között kétfajos (*Festuca pseudovina* és *Poa angustifolia*) szikes és háromfajos (*F. rupicola*, *P. angustifolia*, *Bromus inermis*) löszös magkeverék 25 kg/ha mennyiségben történő vetésével (Déri *et al.* 2009, Lengyel *et al.* in press). A vetést követően minden év kora júniusában egyszeri kaszálással kezelték a területeket. Az ízeltlábú (egyenesszárnyú, pók, futóbogár és poloska) együttesek összesített fajszáma nem változott, viszont a fajösszetétel gyorsan átrendeződött, mert a gyepkehez jobban kötődő, természetvédelmi szempontból értékesebb fajok vették át a szántóföldi generalisták helyét (Déri *et al.* 2009, Déri *et al.* 2011).

A vadméheket tálcspadázással mértem fel a vizsgált terület szántóin (kiindulási állapot), gyepesítéseiben (rekonstrukción átesett területek) és természetes gyepeiben (célállapot). Habár a tálcspadák attraktivitása változhat a kihelyezés módjával, a sárga tálcspadák általában alkalmasak a méhfajok relatív abundanciájának becslésére (Toler *et al.* 2005). Az attraktivitásbeli különbségek csökkentésére a tálcspadákat (átmérő: 25 cm, magasság: 3 cm) az adott helyszínen a virágos növényeket nagyobb denzitásban tartalmazó foltokban helyeztem el (Kovács-Hostyánszki *et al.* 2011). 2009-ben előzetes módszertani vizsgálatot végeztem a megfelelő mintavételi eljárás meghatározására öt élőhelytípusban (2005 és 2008 közötti gyepesítések és szikes gyepek mint kontroll), élőhelytípusonként kettő (összesen tíz mintavételi terület) ismétléssel. A felmérés során a tálcspadákat kétféle módon (1 m magas karón vagy a talajon), valamint kétféle ölfolyadék (etilén-glikol és detergens vagy víz és detergens) alkalmazásával, azaz összesen négy különböző módon („csapdatípus”) helyeztem ki. Minden helyszínen három ismétlést alkalmaztam a négy csapdatípusból 3x4-es rácsban (pontok közötti távolság: 10 m), melynek pontjaira véletlenszerűen választottam ki a különböző típusú tálcspadákat (összesen 12 csapda/terület). A csapdákat kéthetente ürítettem, összesen hét alkalommal. Az előzetes vizsgálat szerint legeredményesebbnek a karón elhelyezett, etilén-glikolt és detergens tartalmazó csapda bizonyult (ld. Eredmények), így a 2010-es részletes vizsgálatban kizárólag ezt a csapdatípust használtam.

2010-ben a vadméhek részletes felmérését végeztem el hét élőhelytípusban [a 2009-es kategóriák, kiegészítve lőszös gyepekkel és szántókkal (búza, napraforgó)]. Élőhelytípusonként három ismétlésben (21 mintavételi terület), területenként 6-6 csapdát helyeztem ki. A csapdákat kéthetente ürítettem, összesen hat alkalommal. A befogott egyedeket 75%-os alkoholban tároltam, majd preparálás után fajszinten meghatároztam

Adatfeldolgozás

Az egyedek preparálása és meghatározása után 2009-ben a csapdatípusok közötti különbségeket egyutas varianciaanalízissel (ANOVA) elemeztem, ahol a fajszám és az egyedszám volt a függő változó (szükség szerint log-transzformáció után), míg a területek közötti különbséget nem vizsgáltuk. A gyeprekonstrukció hatását (2010-es adatok) általános vegyes lineáris modellel (GLM) értékeltem, melyben a függő változók a fajszám, egyedszám, Shannon- és Simp-

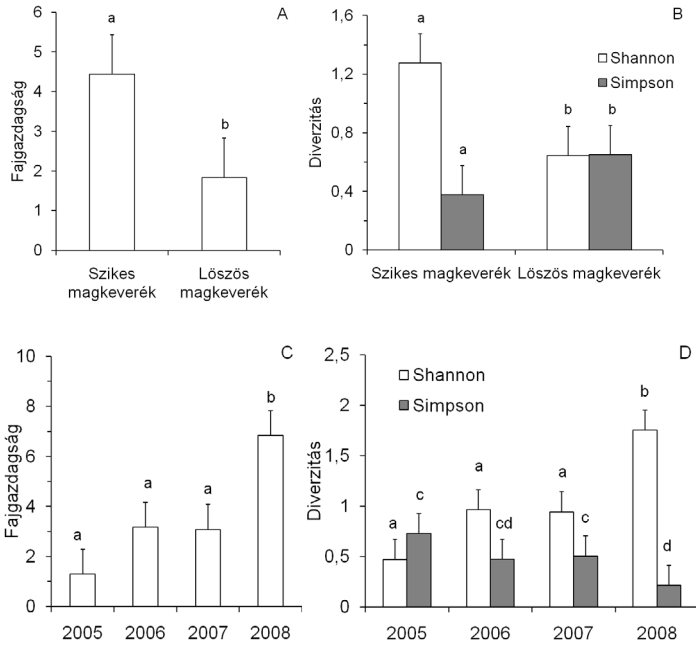
son-diverzitás (Magurran 2004), a független változók (fő hatások) a gyepesítés óta eltelt évek száma, az utolsó vetett kultúra (búza, napraforgó, lucerna), a használt fűmagkeverék (lőszös, szikes) és a természetes gyepektől való távolság, míg a random hatás a terület voltak. A természetes gyepektől való távolságot ArcGIS 10.0 programmal számoltam ki. A fő hatások biológiailag jelentős interakcióit vizsgáltuk, de mivel egyik interakció sem volt szignifikáns, ezeket kizártuk az elemzésekből. Nem-metrikus többdimenziós skálázással (NMDS, Bray-Curtis távolsággal) vizsgáltam, hogy van-e összefüggés a gyepesítés óta eltelt idő, valamint a méhegyüttesek fajösszetétele között.

Eredmények

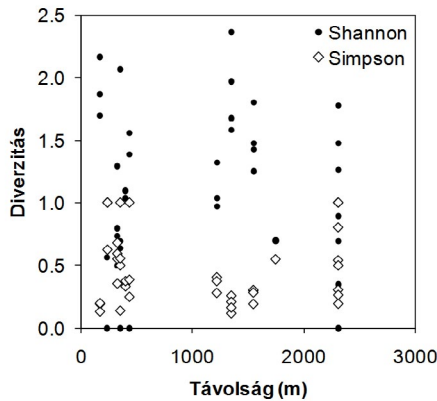
A 2009-es évben a minták 45 méhfaj 710 egyedét, 2010-ben pedig 68 faj 1653 egyedét tartalmazták. A 2009-es év módszertani vizsgálata alapján mind a fajgazdagság (ANOVA: $F_{3,36} = 12.584$; $p < 0.001$), mind pedig az abundancia (ANOVA: $F_{3,36} = 11.882$; $p < 0.001$) a karón elhelyezett, etilén-glikolt és detergenst tartalmazó sárga tálcasapda esetén volt legmagasabb (fajgazdagság: átlag $11.5 \pm \text{S.E. } 1.23$), abundancia: (41.8 ± 8.91) , míg a másik három típusnál a fajgazdagság átlaga 6.8 vagy az alatt, míg az abundancia átlaga 16.4 vagy az alatt alakult.

2010-ben az egyedszám szignifikánsan magasabb volt a szántókon (átlag $43.0 \pm \text{S.E. } 11.09$), mint a gyepeken (13.6 ± 7.84) vagy gyepesített területeken (9.8 ± 5.54) ($F_{2,18} = 3.633$, $p = 0.047$), míg a fajszámban és a diverzitási indexekben nem volt különbség az élőhelyek között.

Csak a rekonstruált gyepek adatait vizsgálva a fajgazdagság magasabb volt a szikes, mint a lőszös gyepesítéseken (1. ábra, A; 1. táblázat). A fűmagkeverék a diverzitást is befolyásolta, mert a Shannon-diverzitás a szikes, a Simpson-diverzitás pedig a lőszös gyepesítéseken volt magasabb (1. ábra, B, D, 1. táblázat). A gyeprekonstrukció óta eltelt idővel szignifikánsan csökkent a fajgazdagság (1. ábra C, 1. táblázat) és a Shannon-diverzitás (1. ábra D, 1. táblázat), míg a Simpson-diverzitás szignifikánsan nőtt (1. ábra, D, 1. táblázat). A célállapotú gyepektől való távolság szintén befolyásolta a diverzitást, mivel a célgyepektől közepes távolságra (1000 - 2000 m) levő gyepesítéseken valamivel magasabb volt a Shannon-index és alacsonyabb volt a Simpson-index értéke, mint az ennél közelebbi és távolabbi gyepesítéseken (2. ábra, 1. táblázat). Az utolsó vetett kultúra nem befolyásolta a vadméh-együttesek fajgazdagságát, abundanciáját és



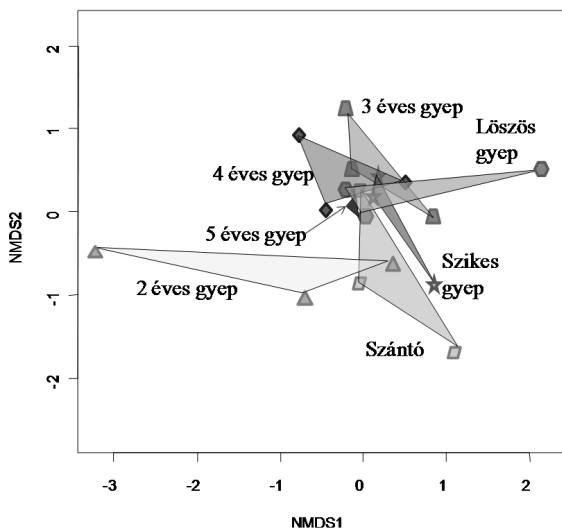
1. ábra. A fajgazdagság (A, C) és a Shannon- illetve Simpson-diverzitás (B, D) a különböző fűmagkeverékekkel gyepesített területeken és a gyepesítés éve szerint. ANOVA [átlag + hiba(SE)], n=48 (A); n=37(C), n=35 (B); n=46 (D).



2. ábra. A Shannon és Simpson diverzitás alakulása a célállapotú gyepektől való távolság függvényében.

1. táblázat. A gyepesítés előtti utolsó kultúra (gabona, lucerna, napraforgó), a fűmagkeverék (szikes, löszös), a célállapotú gyepektől mért távolság és a gyepesítés óta eltelt idő (2-5 év) hatása a függő változókra. A feltüntetett F-értékek általános lineáris vegyes modellekből származnak. A random hatás (hely) egyik változó esetén sem volt jelentős ($SD_{\text{residual}} \gg SD_{\text{intercept}}$; Pinheiro & Bates 2000).

Függő változó	Effect	df _{num}	df _{denom}	F	p
Fajgazdagság	Utolsó kultúra	2	6	0.239	0.795
	Magkeverék	1	6	8.111	0.029
	Távolság	1	6	3.943	0.094
	Évek	1	6	6.974	0.039
	Utolsó kultúra	2	6	1.527	0.291
Abundancia	Magkeverék	1	6	1.765	0.232
	Távolság	1	6	3.339	0.117
	Évek	1	6	0.288	0.611
	Utolsó kultúra	2	6	0.820	0.484
Shannon diverzitás	Magkeverék	1	6	12.355	0.013
	Távolság	1	6	6.396	0.048
	Évek	1	6	8.501	0.027
	Utolsó kultúra	2	6	0.322	0.736
Simpson diverzitás	Magkeverék	1	6	11.710	0.014
	Távolság	1	6	7.063	0.038
	Évek	1	6	4.256	0.085



3.ábra. A vadméh-együttesek fajösszetétele a szántókon, különböző korú gyepesítéseken és a célállapotú szikes és löszös gyepeken (nem-metrikus multidimenziós skálázás, Sørensen-hasonlóság).

diverzitását (1. táblázat). Az együttesek fajösszetétele viszonylag széles határok között változott a szántók és a kétéves gyepek esetén, míg a gyepesítéseken az évek előrehaladtával a fajösszetétel egyre homogénebbé és a célállapotú szikes és löszös gyepekhez hasonlóbbá vált (3. ábra).

Értékelés

A 2010-ben szántókon észlelt magasabb faj- és egyedszámot az magyarázza, hogy az egyik mintavételi terület egy napraforgótábla volt, melynek a felmért szélvédett, virággazdag részén egy alkalommal 602 egyedet találtam a tálcspadokban. Habár ez a fogás egy nagyon egyed- és fajgazdag együttesre utal, hangsúlyozni kell, hogy ez valószínűleg csak ideiglenes táplálkozási együttes volt a napraforgó rövid virágzási idejében. A rovarmegporzású monokultúrák vonzóerejét a természetes gyepekkel szemben már többen is bizonyították (pl. Holzschuh *et al.* 2011).

A löszös gyepesítéseken a gyorsabban kialakuló egyszikű-dominancia miatt sokkal kisebb volt a potenciális táplálékforrást jelentő élőlő gyomok aránya (Török *et al.* 2012), ez magyarázhatja a ritka vadméh-fajok alacsonyabb számát, illetve az alacsonyabb összfajszámot is a szikes magkeveréssel bevetett területekkel szemben. Az első év magas gyomborítása után gyorsan kialakult a fűfajok dominanciája (Török *et al.* 2010), mely hatékonyan visszaszorította a gyomokat (Deák *et al.* 2011, Török *et al.* 2012). Az évek során a természetes gyepek növényfajainak borítása fokozatosan, de lassan nőtt (Lengyel *et al. in press*).

A gyepesítés óta bekövetkezett fajszám-csökkenés magyarázata lehet, hogy a tranziens, ritkább vadméh-fajok aránya csökkent, ezzel ellentétben a gyakoribb vázfajok aránya nőtt. Ezt magyarázhatjuk a rekonstrukció korai éveiben tapasztalható, főképp rovarmegporzású kétszikű, jelentős részben gyomfajokból álló vegetáció nagyarányú megjelenésével, amelyet idővel kiszorítanak a területre jellemző, zömében szélmegporzású egyszikűek és a lassanként betelepülő kétszikűek. E folyamatra további bizonyíték a fajkészlet elemzés eredménye is (3. ábra), amelyben a fajkészlet szélessége az évek előrehaladtával csökkent és a természetes gyepekhez egyre hasonlóbb lett, azaz elképzelhető, hogy a természetes gyepekre jellemző specialista fajok maradtak meg a tranziens generalista fajok csökkenését követően.

A természetes gyepektől való távolság befolyásolta a méhek diverzitását, ám az összefüggés nem egyértelmű, mert a közepes távolságra levő gyepek el-

tértek a közeli és távoli gyepektől. Ennek legfőbb oka az lehetett, hogy ezen gyepesítések döntő hányada 2008-as rekonstrukciók voltak, így magas gyomborítással és virágdenzitással rendelkeztek. További magyarázat lehet, hogy a vizsgált területen a legnagyobb távolság a célgyeptől 2,2 km volt és a nagyobb testű méhek akár kilométereket is repülhetnek (Walther – Hellwig & Frankl 2000, Osborne *et al.* 1999), míg a kisebb testűek is megtehetnek akár több száz métert is (Gathmann & Tschardt 2002), azaz a távolság hatása az általunk vizsgált léptéken nem volt észlelhető.

Eredményeim szerint a vadméh-együtteseket elsősorban a gyepesített területeken kialakuló vegetáció tulajdonságai befolyásolták, nem pedig a terület előtörténete vagy természetes gyeptől való távolsága. Az eredmények legfőbb természetvédelmi jelentősége az, hogy a rekonstrukciók és természetvédelmi kezelések tervezésénél alapvetően fontos a beavatkozás célja. Ha a pollinátorok magas diverzitása a cél, akkor sok friss parlagterületet kell meghagyni a tájban. Ha azonban a cél a löszös és szikes gyepekhez kötődő, ritka fajokban gazdag méhegyüttesek fenntartása, akkor a minél nagyobb területen minél gondosabban végzett gyepesítés és poszt-restaurációs kezelés a fontos, melyek elősegítik a természetes gyepekre jellemző virágkínálat kialakulását.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönet illeti Zakar Erikát és Kozák Lajost a terepi, Józán Zsoltot pedig a taxonómiai segítségéért. Köszönöm a TiKöTeViFe engedélyét, a HNP Igazgatóság logisztikai segítségét és Lengyel Szabolcs általános útmutatását. A vizsgálatot az OTKA-Norvég Finanszírozási Mechanizmus (OTKA NNF 78887, 85562) támogatta.

Irodalomjegyzék

- Aradi, Cs, Göri, Sz. & Lengyel, Sz. (2003): Az Egyek-Pusztakőcsi mocsárrendszer. – In: Teplán, I. (szerk.): *A Tisza és vízrendszere I. Stratégiai tanulmányok a Magyar Tudományos Akadémián, IV. program: A területfejlesztési program tudományos alapozása, 4. alprogram: A Tisza*. MTA Társadalomkutató Központ, Budapest, pp. 277–306.
- Balmer, O. & Erhardt, A. (2000): Consequences of succession on extensively grazed grasslands for central European butterfly communities: Rethinking conservation practices. – *Conservation Biology* **14**: 746–757.
- Batáry, P., Báldi, A., Kleijn, D., & Tschardt, T. (2011): Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: a meta-analysis. – *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **278**: 1894–1902.

- Biesmeijer, J. C., Roberts, S. P. M., Reemer, M., Ohlemuller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A. P., Potts, S. G., Kleukers, R., Thomas, C. D., Settele, J. & Kunin, W. E. (2006). Parallel Declines in Pollinators and Insect-Pollinated Plants in Britain and the Netherlands. – *Science* **313**: 351–354.
- Deák, B., Valkó, O., Kelemen, A., Török, P., Migléc, T., Ölvedi, T., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2011): Litter and graminoid biomass accumulation suppresses weedy forbs in grassland restoration. – *Plant Biosystems* **145**: 730–737.
- Déri, E., Horváth, R., Magura, T., Ködöböcz, V., Kisfali, M., Ruff, G., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2009): A földhasználat-változás hatásai az ízeltlábú együttesekre Egyek-Pusztakőcson. – *Természetvédelmi Közlemények* **15**: 246–256.
- Déri, E., Lengyel, Sz., Lontay, L., Deák, B., Török, P., Magura, T., Horváth, R., Kisfali, M., Ruff, G. & Tóthmérész, B. (2009): Természetvédelmi stratégiák alkalmazása a Hortobágyon: az egyek-pusztakőcsi LIFE-Nature program eredményei. – *Természetvédelmi Közlemények* **15**: 89–102.
- Déri, E., Magura, T., Horváth, R., Kisfali, M., Ruff, G., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2011): Measuring short-term success of grassland restoration: use of habitat affinity indices in ecological restoration. – *Restoration Ecology* **19**: 520–528.
- Dixon, K. W. (2009): Pollination and Restoration. – *Science* **325**: 571–573.
- Gathmann, A. & Tschamtker, T. (2002): Foraging ranges of solitary bees. – *Journal of Animal Ecology* **71**: 757–764.
- Holzschuh, A., Dormann, C. F., Tschamtker, T. & Steffan – Dewenter, I., (2011): Expansion of mass-flowering crops leads to transient pollinator dilution and reduced wild plant pollination. – *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **278**: 3444–3451.
- Klein, A. M., Vaissiere, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C. & Tschamtker, T. (2007): Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. – *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **274**: 303–313.
- Kovács-Hostyánszki, A., Batáry, P. & Báldi, A. (2011): Local and landscape effects on bee communities of Hungarian winter cereal fields. – *Agricultural and Forest Entomology* **13**: 59–66.
- Lengyel, Sz., Göri, Sz., Lontay, L., Kiss, B., Sándor, I. & Aradi, Cs. (2007): Konzervációbiológia a gyakorlatban: természetvédelmi kezelés és tájrehabilitáció az Egyek-Pusztakőcsi LIFE-Nature programban. – *Természetvédelmi Közlemények* **13**: 127–140.
- 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*.
- Magurran, A. E. (2004): *Measuring Biological Diversity*. Blackwell, Oxford, UK.
- Osborne, J. L., Clark, S. J., Morris, R.J., Williams, I. H., Riley, J. R., Smith, A. D., Reynolds, D. R. & Edwards, A. S. (1999): A landscape scale study of bumble bee foraging range and constancy, using harmonic radar. – *Journal of Applied Ecology* **36**: 519–533.
- Pinheiro, J. C. & Bates, D. M. (2000): *Mixed-effects Models in S and S-PLUS*. Springer, New York, USA.

- Rathcke, B. J. & Jules, E. S. (1993): Habitat fragmentation and plant–pollinator interactions. – *Current Science* **65**: 273–277.
- Toler, T. R., Evans, E. W. & Tepedino, V. J. (2005). Pan-trapping for bees (Hymenoptera: Apiformes) in Utah's West Desert: the importance of color diversity. – *Pan-Pacific Entomologist* **81**: 103–113.
- 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., Miglécz, T., Valkó, O., Kelemen, A., Deák, B., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2012): Recovery of native grass biodiversity by sowing on former croplands: Is weed suppression a feasible goal for grassland restoration? – *Journal for Nature Conservation* **20**: 41–48.
- Walther-Hellwig, K., & Frankl, R. (2000): Foraging habitats and foraging distances of bumblebees, *Bombus* spp. (Hym., apidae), in an agricultural landscape. – *Journal of Applied Entomology* **124**: 299–306.
- Whittingham, M. J. (2011): The future of agri-environment schemes: biodiversity gains and ecosystem service delivery? – *Journal of Applied Ecology* **48**(3): 509–513.

The effect of grassland restoration on wild bee assemblages, in Hortobágy National Park (Hungary)

Gyula Szabó

*University of Debrecen, Department of Ecology
H-4010 Debrecen, P. O. Box 71., Hungary*

The decline of ecosystem services in response to agricultural intensification has become a worldwide phenomenon, which, in theory, could be decreased with large-scale habitat restoration. We studied wild bee assemblages in the Egyek-Pusztakócs grassland restoration programme in Hortobágy National Park, Hungary. After a preliminary methodological study in 2009 to identify the type of yellow plate-trap most suitable for sampling, I studied wild bee assemblages in croplands, native grasslands (loess, alkali) and in restored grasslands (four age treatments, three last crop types, two seed mixtures) in 2010. Wild bee species richness and Shannon-diversity were significantly higher in alkali restorations than in loess restorations. Both species richness and abundance were highest in the first year after restoration, which was characterized by a dense cover of weeds and flower-rich vegetation. Afterwards, with the development of a vegetation dominated by monocotyledonous species, wild bee assemblages became more stable and mainly contained species common in target grasslands. Our results suggest that the herb-rich, first year restorations are the most preferable for diverse wild bee assemblages rich in transient species and that a more developed restored vegetation is preferable for species characteristic to target loess and alkali grasslands.

Keywords: pollination, restored grasslands, Hortobágy, grassland restoration programme, ecosystem services.