

## TÁJLÉPTÉKŰ GYEPREKONSTRUKCIÓ LÖSZ ÉS SZIK FŰMAG-KEVERÉKEKKEL A HORTOBÁGYI NEMZETI PARK (EGYEK-PUSZTAKÓCS) TERÜLETÉN

TÖRÖK PÉTER<sup>1</sup>, DEÁK BALÁZS<sup>2</sup>, VIDA ENIKŐ<sup>1</sup>, LONTAY LÁSZLÓ<sup>2</sup>,  
LENGYEL SZABOLCS<sup>1</sup>, TÓTHMÉRÉSZ BÉLA<sup>1</sup>

<sup>1</sup> DE TTK Ökológiai Tanszék, 4010 Debrecen, Egyetem tér 1., Pf.: 71.

<sup>2</sup> Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, 4024 Debrecen, Sumen út 2.

kapcsolattartó szerző: molinia@gmail.com

Elfogadva: 2008. október 10.

**Kulcsszavak:** gyeprekonstrukció, irányított szukcesszió, diverzitás, fitomassza, lucernás

**Összefoglalás:** Az utóbbi évtizedekben a természet- és tájvédelemben egyre nagyobb szerepet kapnak a tájléptékű rehabilitációs programok, melyek a faj- és élőhely- védelem mellett, fontos szerepet játszanak a biológiai sokféleség megőrzésében. Cikkünkben Egyek-Pusztakócs térségében (Hortobágyi Nemzeti Park) zajló, az Európai Unió által támogatott visszagyepesítési program eredményeit mutatjuk be.

Vizsgálatainkban arra kerestük a választ, hogy a visszaállítani kívánt gyepok vázfajait tartalmazó magkeverékek kiszórása hogyan hat a felhagyott lucernások szekunder szukcessziójára. Kutatásunk során az alábbi kérdésekre kerestük a választ: (i) Hogyan befolyásolja alacsony fajgazdagságú (2–3 faj) magkeverék kiszórása a korai kolonizáló közösség diverzitását és fajkészletét? (ii) Milyen hatással van a megszórással történő gyepesítés a korai stádiumú növényközösségek fajainak fitomasszájára? (iii) Milyen gyors az átmenet a gyomok által dominált közösségek és az évelő fűvek által dominált vegetáció között?

Intenzív művelésű lucernások helyén 93,5 ha területen végeztünk magvetéssel visszagyepesítést 2005-ben. A visszagyepesítés során kétféle, sziki és löszgyepi vázfajokat tartalmazó magkeveréket használtunk. A sziki magkeverék *Festuca pseudovina* (67%), *Poa angustifolia* (33%) tartalmazott, míg a lösz magkeverék *Festuca rupicola* (40%), *Poa angustifolia* (30%), *Bromus inermis* (30%) keverékből állt. Mélyszántást és vetőágy készítést követően 2005 őszén vetettük a magkeverékeket mintegy 25 kg/ha mennyiségben. A gyepesítés sikerességét állandó kvadrátok növényzetének felméréssel és fitomassza mintavétellel vizsgáltuk (2006. és 2007. június).

A vetést követő évben a vegetációban rövid élettartamú fajok voltak dominánsak (*Matricaria inodora*, *Capsella bursa-pastoris*, *Polygonum aviculare*). Az évelő dominanciájú gyep kialakulása igen gyorsnak bizonyult. A vetett fűvek már a gyepesítést követő második évben dominánssá váltak, kiszorítva a rövid élettartamú kétszikű fajokat. A vetett magkeverék fajai erőteljesen csökkentették a korai kolonizáló kétszikűek által dominált közösség fajsámát és diverzitását. Az átlagos fajsám mintegy felére, a kétszikűek átlagos fajszáma közel a harmadára csökkent. A visszagyepesedés folyamán elindult a fűavar felhalmozódás; 2007-ben minden területen szignifikánsan magasabb holt fitomassza tömeget találtunk. Ezzel szemben a kétszikű fitomassza tömege 2007-re mintegy két nagyságrenddel csökkent.

Eredményeink jól mutatják, hogy a magvetéssel történő visszagyepesítés hatékony és gyors módszer a gyepok domináns fűállományának helyreállítására és a gyomok visszaszorítására. Azonban a helyreállítani kívánt társulásokat jellemző kísérő fajok visszatelepüléséhez további beavatkozások lehetnek szükségesek (kétszikű magkeverékkel történő felülvetés, szénaránhordás illetve legelő állat segítségével történő propagulum szállítás).

## Bevezetés

Az intenzív mezőgazdasági művelés, a nagy kiterjedésű tájrendezés, a mocsarak lecsapolása és egyéb élőhely átalakító tevékenységek miatt a korábban jellemző füves élőhelyek Európa-szerte szinte teljesen megszűntek (BRADSHAW 1983, BAKKER 1989). Az intenzív tájhasználat, a természetes gyepi ökoszisztémák agrár-ökoszisztémákká alakítása, a természetközeli gyepek területének drasztikus csökkenését (CRITCHLEY et al. 2003, JONGEPIEROVÁ et al. 2007), a megmaradt füves élőhelyek fajösszetételének megváltozását, degradációját, a fajdiverzitás csökkenését eredményezte (BUREL et al. 1998, SCHLÄPFER et al. 1999). Ennek a folyamatnak a visszafordítása leggyakrabban az élőhelyek rehabilitációjával, rekonstrukciójával vihető végbe, melynek célja az eredeti állapot visszaállítása a jelenkori lehetőségek figyelembe vételével (CLEWELL 2000). A legtöbb természetvédelmi szempontokat figyelembe vevő gyepterületi intézkedés fontos eleme a gyepterületek fragmentációjának csökkentése, esetleg felszámolása a megmaradt gyepterületek közötti átjárhatóság biztosításával, illetve a gyepterületek területének növelésével (CRITCHLEY et al. 2003). Világszerte, így az Európai Unióban is növekszik a mezőgazdasági művelés alól kivett területek aránya (CRAMER et al. 2007). A füves élőhelyek területének növelésére az egyik legkézenfekvőbb megoldás így a felhagyott szántóföldek és intenzív mezőgazdasági művelés alól kivett területek visszagyepesítése.

A gyepterületek létrehozása támaszkodhat csupán a spontán szukcessziós folyamatokra (PRACH és PYŠEK 2001, PRACH et al. 2001, TÖRÖK et al. 2008a, 2008b). Az intenzív mezőgazdasági művelésű területek spontán átalakulása természetes gyepekké azonban lassú, gyakran alacsony hatékonyságú vagy sikertelen folyamat (HUTCHINGS és BOOTH 1996). Az átalakulási folyamatot sokszor késlelteti a megfelelő fajok magkészletének hiánya, amit számos tényező okozhat: (1) A tartós mezőgazdasági művelés a korábbi, természetes növényzet lokális magbankjának jelentős csökkenését okozza (HUTCHINGS és BOOTH 1996, THOMPSON et al. 1997, BISSELS et al. 2005). (2) Az intenzív mezőgazdasági művelés nyomán csak izolált fragmentumok (propagulumforrások) maradtak a korábbi természetes növénytakarót alkotó közösségekből, ami csak korlátozott mértékű magszórást tesz lehetővé (SIMMERING et al. 2006). (3) Az intenzív művelés felhagyásával vagy megváltozásával a korábbi biotikus vektorok (pl. a legelő állatok) hiányoznak (STRYKSTRA et al. 1997; POSCHLOD és BONN 1998, RUPRECHT 2006). (4) A spontán szukcessziós folyamatok megakadhatnak a korai stádiumokban a gyomfajok kompetíciójának eredményeképpen (PRACH és PYŠEK 2001). Ezek a tényezők azt eredményezhetik, hogy a spontán regenerációs folyamatok a célfajok aktív terjesztésének hiányában csak alacsony hatékonyságúak vagy csak részlegesen sikeresek (BAKKER és BERENDSE 1999). Éppen ezért az ökológiai restaurációval és a természetvédelmi kezeléssel foglalkozó szakemberek gyakran igyekeznek a vegetáció változását a célfajok vetésével befolyásolni (LUKEN 1990, PAKEMAN et al. 2002).

Az elszegényedett fajkészletű füves területek rehabilitációjával szemben, ahol a domináns fűvek visszaszorítása a cél (TÖRÖK et al. 2007), az intenzív mezőgazdasági művelésű területek helyén történő gyepesítés esetén fontos a magas főként fűvek dominálta évelő borítás kialakítása. A magas évelő borítás akadályozza a rövid életű fajokból álló gyomközösségek fenmaradását (LAWSON et al. 2004, LEPŠ et al. 2007). Magas diverzitású magkeverékekkel történt visszagyepesítések tapasztalatai alapján látható,

hogy a 8–10 vagy akár több fajból álló magkeverékek vetése igen hatékony módszer gyepek létrehozására, degradált gyepok rehabilitációjára illetve szántókon kivitelezett gyeprekonstrukciók esetén is (PYWELL et al. 2002, LEPŠ et al. 2007). Ezen vizsgálatok szerint a gyepok jól rekonstruálhatók, de a gyepesítés gyakran igen költséges, hiszen több eltérő időpontban érő faj magjait kell begyűjteni illetve megvásárolni a gyepesítés kivitelezéséhez, illetve ha a vetni kívánt fajok magmérete eltérő, akkor a vetés gépesítése is gyakran problémás lehet. Természetvédelmi szempontból tehát fontos kérdés, hogy a sikeres gyepesítéshez elégséges-e csupán a létrehozni kívánt közösségből néhány vázfaj magjainak kiszórása a célterületen.

Vizsgálatainkban arra a kérdésre kerestük a választ, hogy a visszaállítani kívánt gyep néhány vázfajának vetése hogyan hat a felhagyott lucernások szekunder szukcessziójára. Kutatásunk során az alábbi kérdéseket vizsgáltuk részletesebben:

(1) Hogyan befolyásolja az alacsony fajgazdagságú (2–3 faj) magkeverék kiszórása a korai kolonizáló közösség diverzitását és fajkészletét?

(2) Milyen hatással van a magszórással történő gyepesítés a korai stádiumú növényközösségek fajainak fitomasszájára?

(3) Milyen gyorsan zajlik az átmenet a gyomok által dominált közösségek és az évelő füvek által dominált vegetáció között?

## Anyag és módszer

### A mintaterület jellemzése és története

Az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer a Nagykunság keleti peremén (EOV 790600 249800), Tiszafüred és Egyek községek közigazgatási határában elhelyezkedő, mintegy 4000 ha-os terület. Az 1973 óta a Hortobágyi Nemzeti Park (HNP) részét képező Natura 2000 és Ramsari terület, Fontos Madárelőhely (IBA) valamint a Világörökség része. Domborzata változatosabb, mint a tőle keletre elterülő Hortobágyé. Átlagos tengerszint feletti magassága 88–92 m. Az éves középhőmérséklet 9,5 °C, a csapadék évi összege 550 mm. A csapadékmaximum júniusban van (80 mm) (PÉCSI 1989). A vetés évében (2005) a csapadék mennyiségére Poroszló adatai (18 km-re Ny-ra) álltak rendelkezésünkre. Mintegy 730 mm csapadék esett. A térségben mért átlagoknál ez jelentősen magasabb (Hortobágy 1936–1984: 514 mm, Polgár 1955–1984: 561 mm, Karcag 1955–1984: 506 mm, Tiszaörs 1955–1986: 502 mm). Különösen sok csapadék esett áprilisban és augusztusban, a mért értékek a klimatikus átlagok mintegy kétszeresei (MOLNÁR 2004).

A terület mélyebben fekvő részein nagy kiterjedésű mozaikos szikes és nem szikes mocsarak (*Bolboschoenion*, *Phragmition australis*) helyezkednek el. A mocsarak környékén a magasabb térszínek felé haladva szikes rétzóna húzódik (*Beckmannion eruciformis*), majd nagy kiterjedésű szikes pusztai gyepet találhatunk (*Festucion pseudovinae*). Az övzátonyok tetőrésein löszvegetáció (*Festucion rupicolae*) maradványai maradtak fenn (JAKUCS 1976). A katonai felmérések tanulsága szerint az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer a 19. századig ártér volt, övzátonyokkal, folyóhátakkal tagolt mozaikos tájszerkezettel. Az intenzív mezőgazdasági művelésű területek a folyóhátak, övzátonyok tetején és a magasabb térszíneken helyezkedtek el. Ebben az időben rendszerezsek voltak a Tiszáról érkező áradások. A folyószabályozások után azonban a területet már csak kivételes esetekben érték el az áradások. A mocsarak közvetlen vízutánpótlása így megszűnt. Az ármentesítést és a több hullámban végzett lecsapolásokat követően a szántóföldi gazdálkodás nagyobb teret nyert és a szántóföldi művelésre alkalmas gyepok túlnyomó hányadát beszántották. A beszántások elsősorban a tetőhelyzetben található löszgyepet (*Salvia nemorosae-Festucetum rupicolae*), valamint a magasabb térszíneken található cickafarkfüves pusztagyepet (*Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae*) érintették (VARGA és VARGA SÍPOS 1984). A mintaterületek közepesen kötött, semleges kémhatású feltalaját (0–5cm) 2007-ben jellemzően magas foszfor- és káliumtartalom, és alacsony sótartalom (<0,02 %) jellemezte (1. táblázat).

1. táblázat  
Table 1

A szik és lösz magkeverékekkel történt visszagyepesítések talajának fontosabb jellemzői (átlag±SE, 2007)  
Major soil characteristics of the restored sites (mean±SE, 2007)  
(1) soil characteristics; (2) alkali seed mixture; (3) loess seed mixture; (4) indicator of viscosity;  
(5) phosphorus; (6) potassium

Talajjellemző (1)	Szik magkeverékes gyepesítések (2)	Lösz magkeverékes gyepesítések (3)
Arany-féle kötöttségi szám (KA) (4)	36,5±1,52	31,7±1,12
pH (H <sub>2</sub> O)	6,3±0,29	6,7±0,23
Foszfor (Al-P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ), mg/kg (5)	567,3±304,5	489,5±186,8
Kálium (Al-K <sub>2</sub> O), mg/kg (6)	708,5±210,7	565,3±53,6

A térség rehabilitációja már közvetlenül a védetté nyilvánítás után megkezdődött (1976), mely elsőként a mocsarak vízutánpótlásának helyreállítására koncentrált. A rehabilitáció sikerességét nagyban befolyásolta az a tény, hogy a helyreállítani kívánt mocsarakat (Fekete-rét, Kis Jusztus, Csattag, Meggyes-mocsár, Hagymás-mocsár) nagy kiterjedésű mezőgazdasági területek választották el egymástól. Mivel ezek a meliorált területek a mocsarak vízgyűjtő területein helyezkedtek el, jelentősen csökkentették a vizes élőhelyek vízutánpótlását, és területükről vegyszerek (műtrágya és növényvédő szerek) mosódtak be a természetes vizekbe, ami növelte az eutrofizáció sebességét, valamint a mocsarak degradációját. Mindezek miatt a hosszútávú tájrehabilitációs program második ütemeként 2004-ben indult LIFE-Nature program egyik legfontosabb célja ezeknek az intenzíven művelt területek gyepterületté alakítása volt.

### Kezelés

2005-ben összesen 93,5 ha területen, intenzív művelésű lucernások helyén végeztünk magvetéses visszagyepesítést. A visszagyepesítés során kétféle, sziki és löszgyepi vázfajokat tartalmazó magkeveréket használtunk. A Hortobágyra jellemző löszgyepi vázfajokat (*Festuca rupicola* - 40%, *Poa angustifolia* - 30%, *Bromus inermis* - 30 %) tartalmazó magkeverékkel vetett hat gyepesítés összterülete 37,3 ha (átlag: 5,9 ha, 1,2–11,1 ha) volt. A szikes gyepesítés vázfajait (*F. pseudovina* - 67%, *P. angustifolia* - 33 %) tartalmazó magkeverékkel vetett négy gyepesítés összterülete 56,1 ha (átlag: 11,4 ha, min-max: 2,1–26,2 ha) volt. A négy szik magkeverékkel vetett gyepesítés területe 2,1 ha-tól 29,2 ha-ig terjedt. A visszagyepesítést megelőzőleg teljes talaj-előkészítést (szántás, boronálás, simítózás) végeztünk. A magvetés 2005. szeptember 15. és október 10. között történt. A magasabb térszíneken, tetőhelyzetű területeken lösz, az alacsonyabban fekvő részekben szik magkeveréket vetettünk 25 kg/ha mennyiségben. A gyepesítést követően a területeket évi egyszeri kaszálással, illetve mérsékelt extenzív legeltetéssel (szarvasmarha, birka) kezeltük (DEÁK ET AL. 2008).

### Mintavétel

A visszagyepesített területeken a vetést követő év tavaszán (2006. május) az egyes gyepesítések területétől függően véletlenszerűen 1 vagy 2 mintavételi helyet jelöltünk ki, ahol minden mintavételi helyen 4 darab, állandósított 1 m<sup>2</sup>-es kvadrátot mértünk fel. A kvadrátokban felvettük fajoként a növényzet százalékos borításiértékeit (2006. és 2007. május). Minden mintavételi ponton 10 darab 20×20 cm-es földfeletti fitomasszámintát is vettünk, melyeket szárítószekrényben tömegállandóságig szárítottunk (105 °C, 24 h). A száraz mintákat holt, egyszikű és kétszikű csoportokra válogattuk, majd válogatás után a csoportok száraztömegeit 0,01 g-os pontossággal mértük.

## Adatfeldolgozás

Kiszámítottuk a vegetációfelvételek alapján a borítással súlyozott életforma csoportok arányait (therophyta csoport = egy- és kétéves fajok: therophyta és hemitherophyta; hemikryptophyta csoport = évelők: chamaephyta, hemikryptophyta és kryptophyta. A számítások során felhasználtuk a fajok relatív nitrogénigény (NB) értékeit és Szociális Magatartási Típus besorolásait (BORHIDI 1993). Az utóbbi esetben a fajokat természetes termőhelyek jellemző fajok (S, C, G, NP) és bolygatott termőhelyekre jellemző növények (DT, W, I, A, AC, RC) összevont csoportokba osztottuk (BORHIDI 1993) alapján. Az adatsorok normalitását Kolmogorov-Smirnov próbával teszteltük. Az összetartozó páros adatsorok átlagait a normalitás teszt eredményétől függően páros t-tesztel vagy Wilcoxon tesztel vetettük össze. A gyepesítések fajösszetételét Rogers-Tanimoto hasonlóság alkalmazásával sokdimenziós skálázással (MDS) hasonlítottuk össze (LEGENDRE és LEGENDRE 1998). A holt fitomassza és a kétszikű fajgazdagság közötti összefüggést Pearson-féle korreláció segítségével vizsgáltuk.

## Eredmények

### Fajösszetétel és borítás

A vizsgált két évben a kvadrátokban összesen 104 fajt, 78 kétszikűt és 26 egyszikűt találtunk. A lősz magkeveréssel gyepesített területek mintakvadrátjaiban az első évben 75, míg a második évben 51 magasabb rendű növényfaj fordult elő. A szik magkeverékkel vetett területek kvadrátjaiban az első évben összesen 57, a második évben 42 faj fordult elő. A szik és lősz magkeveréssel gyepesített területek növényzetében a vetést követő évben magas részességgel voltak jelen a rövid élettartamú gyomok. A második évre (2007) a therophyta csoport borítása és fajszáma a legtöbb területen erőteljesen lecsökkent ( $p < 0,001$ ). Ezzel szemben a vetett füvek borítása szignifikánsan növekedett ( $p < 0,001$ , 3–4. táblázat).

A kimutatott átlagos fajszaám 2007-ben szignifikánsan alacsonyabb volt mindkét magkeverékkel vetett területen, mint 2006-ban ( $p < 0,001$ ). A természetes termőhelyek fajainak borítással súlyozott aránya szignifikánsan magasabb ( $p < 0,001$ ), míg a nagy nitrogénigényű és az egy-, illetve kétéves fajok aránya szignifikánsan alacsonyabb ( $p < 0,001$ ) volt 2007-ben mind a lősz, mind a szik magkeverékkel vetett területen (1. ábra, 2. táblázat). A gyepesítések Shannon diverzitás értékei az első évben szignifikánsan magasabbak voltak, mint a második évben ( $p < 0,001$ ). A szikes és löszös vetések fajösszetétele az első és a második évben is jelentősen eltért egymástól (2. ábra). A második évben szikes és löszös felvételek konvex burkai kisebbek, mint az első évek felvételeinek burkai, ami a fajkészletek homogénebbé válására utal.

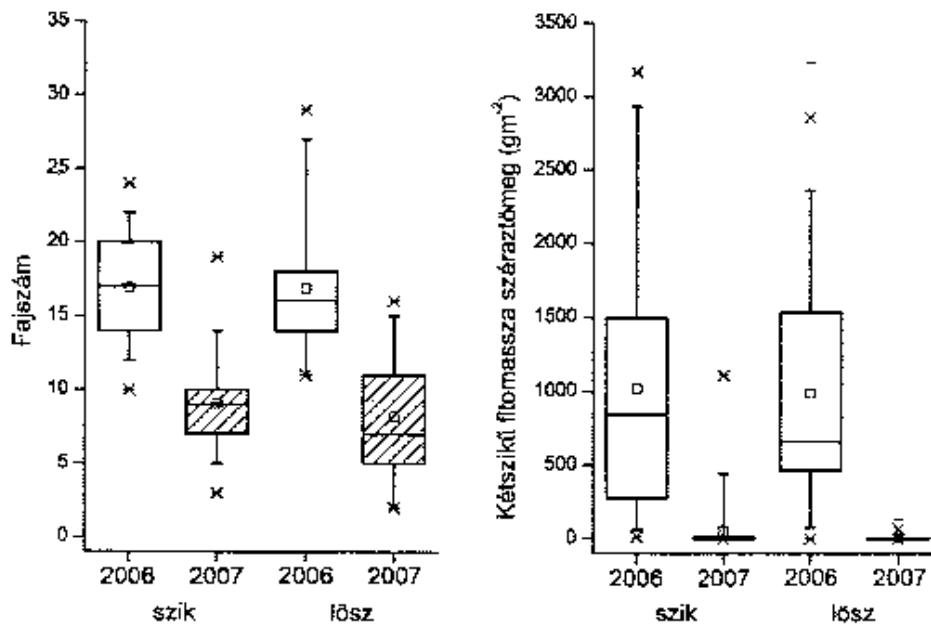
### Fitomassza

A fűnemű fitomassza értékei a lősz magkeverékkel gyepesített területeken szignifikánsan magasabbak voltak 2007-ben, mint 2006-ban ( $p < 0,001$ ), míg a szik magkeverékkel történt gyepesítések esetében nem tapasztaltunk szignifikáns eltérést (2. táblázat). A legszembetűnőbb változás az volt, hogy a dudvanemű fitomassza tömege mindkét típusú magkeverékkel történt gyepesítésben szignifikánsan, két nagyságrenddel csökkent ( $p < 0,001$ ) 2007-re a 2006-os értékekhez képest. Minden gyepesített területen, 2007-ben a holt fitomassza átlagtömege szignifikánsan magasabb volt ( $p < 0,001$ ) mint 2006-ban (2. táblázat). 2007-ben az összfitomassza mennyisége minden területen mint-

egy harmada volt a 2006-os értékekhez képest, vetett magkeveréktől függetlenül. A holt fitomassza mennyisége és a kétszikű fajgazdagság között erős negatív korreláció áll fent (szik magkeverék:  $r = -0,77$ ,  $p=0,002$ , lősz magkeverék:  $r = -0,79$ ,  $p<0,001$ ).

1. ábra. A fajszám és a kétszikű fitomassza változása a gyepesítést követő első és második évben a szikes és lőszös magkeverékkel vetett területeken

Figure 1. Changes in species richness and herbaceous phytomass in year 1 and year 2 after restoration of grasslands using alkali and loess seed mixtures.



2. táblázat  
Table 2

A vegetáció fontosabb jellemzőinek változásai 2006 és 2007 között a szik és lősz magkeverékkel vetett területeken (átlag±SE). A felső indexben szereplő eltérő betűk szignifikáns különbségeket jeleznek az egyes évek között (páros t-teszt vagy \*Wilcoxon teszt  $p<0,001$ )

Changes in major vegetation characteristics of the sites restored using loess and alkali seed mixture (mean±SE). Superscripts indicate significant differences between years (paired t-test or \*Wilcoxon signed rank test).

- (1) characteristics studied; (2) alkali seed mixture; (3) loess seed mixture;  
(4) average number of plant species per  $m^2$ ; (5) number of dicotyledons per  $m^2$ ;  
(6) covers of annuals and biannuals; (7) nitrogen demand; (8) shannon diversity; (9) phytomass of monocotyledons ( $gm^2$ ); (10) phytomass of dicotyledons; (11) plant litter

Vizsgált jellemző	Szik magkeverék (2)		Lősz magkeverék (3)	
	2006	2007	2006	2007
Átlagos fajszám ( $m^2$ ) (4)	16,9±0,8 <sup>a</sup>	9,1±0,7 <sup>b</sup>	16,8±0,6 <sup>a</sup>	8,2±0,6 <sup>b</sup>
Kétszikű fajszám ( $m^2$ ) (5)	11,6±0,8 <sup>a</sup>	4,1±0,6 <sup>b</sup>	11,6±0,8 <sup>a</sup>	3,2±0,4 <sup>a*</sup>
Egy- és kétéves fajok borítása ( $m^2$ ) (6)	65,3±5,2 <sup>a</sup>	20,3±5,9 <sup>b</sup>	81,5±3,2 <sup>a</sup>	6,5±1,2 <sup>b</sup>
N-igény (NB) értékek átlaga (7)	4,9±0,1 <sup>a</sup>	3,9±0,2 <sup>b</sup>	6,0±0,1 <sup>a*</sup>	3,9±0,1 <sup>b*</sup>
Shannon diverzitás (8)	1,6±0,1 <sup>a</sup>	1,1±0,1 <sup>b</sup>	1,5±0,1 <sup>a</sup>	1,2±0,1 <sup>b</sup>
Egyszikű fitomassza ( $gm^2$ ) (9)	545,8±51,2 <sup>a</sup>	482,5±22,0 <sup>a</sup>	389,0±39,8 <sup>a</sup>	445,7±25,1 <sup>b</sup>
Kétszikű fitomassza ( $gm^2$ ) (10)	1020,2±108,0 <sup>a</sup>	54,2±24,7 <sup>b</sup>	989,0±75,9 <sup>a</sup>	6,4±1,8 <sup>b</sup>
Holt fitomassza ( $gm^2$ ) (11)	19,95±2,0 <sup>a</sup>	262,4±20,8 <sup>b</sup>	37,8±5,71 <sup>a</sup>	288,2±18,0 <sup>b</sup>

A szik magkeverékkel vetett gyepesítések felmérésének két évében tömegesebb fajok borításának átlagai (Azok a fajok, amelyek legalább egy gyepesítésben, min. 5%-os átlagborítással voltak jelen).

Jelmagyarázat: SZ-1-4 = szik magkeverékkel történt visszagyepesítések

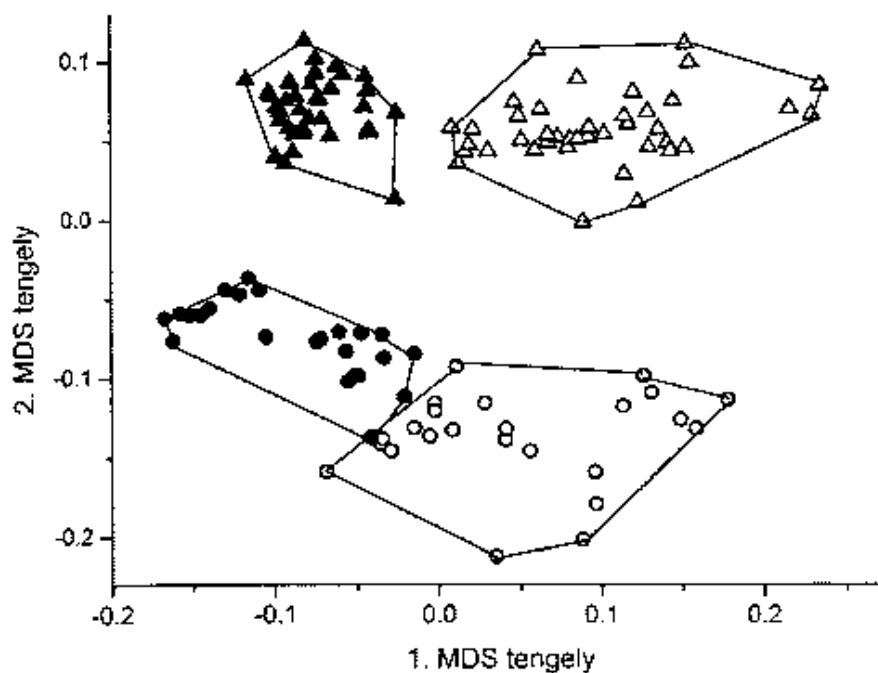
The cover scores of abundant species in the sites restored with alkali seed mixture. Species with average cover over 5% at least in one site were listed. Abbreviations: SZ-1-4 = sites restored with alkali (szik) seed mixture.

(1) sown grasses; (2) unsown grasses; (3) dicotyledons

	SZ-1		SZ-2		SZ-3		SZ-4	
	2006	2007	2006	2007	2006	2007	2006	2007
<b>Vetett egyszikűek (1)</b>								
<i>Poa angustifolia</i>	0,76	18,94	81,75	41,13	13,50	86,25	26,50	35,00
<i>Festuca pseudovina</i>	0,90	8,50	1,09	35,38	3,75	10,50	13,38	45,75
<b>Nem vetett egyszikűek (2)</b>								
<i>Elymus hispidus</i>	1,63	16,38	0,49	9,63	0,00	0,00	2,00	12,38
<i>Festuca pratensis</i>	0,00	0,71	0,00	2,31	0,00	1,25	0,00	6,13
<i>Bromus arvensis</i>	2,78	0,44	5,13	0,26	1,48	0,00	19,25	0,00
<i>Bromus mollis</i>	1,14	7,56	3,56	1,44	0,53	0,00	14,50	0,00
<b>Kétszikűek (3)</b>								
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	23,75	32,00	10,75	3,31	0,83	0,00	4,00	0,00
<i>Matricaria inodora</i>	5,59	5,28	25,88	0,51	6,25	0,13	29,50	0,00
<i>Polygonum aviculare</i>	50,00	0,30	14,25	0,01	3,75	0,00	3,75	0,00
<i>Descurainia sophia</i>	9,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,00

2. ábra. A fajösszetétel változásai 2006 (üres szimbólumok) és 2007 (telített szimbólumok) között a löszös (háromszöggel jelölt) és szikes (körrel jelölt) magkeverékkel gyepesített területeken Rogers-Tanimoto hasonlóság és MDS ordináció alapján

Figure 2. Changes in species composition from 2006 (open symbols) to 2007 (closed symbols) in plots restored with loess (triangles) or alkali (circles) seed mixture using Rogers-Tanimoto similarity and MDS ordination.



4. táblázat  
Table 4

A lösz magkeverékekkel vetett gyepesterítések felméréseinek két évében tömegesebb fajok borításának átlagai (Azok a fajok, amelyek legalább egy gyepesterítésben, min. 5%-os átlagborítással voltak jelen). Jelmagyarázat: L-1-6 = lösz magkeverékek történt vizsgálgyepesterítések

The cover scores of abundant species in the sites restored with loess seed mixture. Species with average cover over 5% at least in one site were listed.

Abbreviations: L-1-6 = sites restored with loess (lösz) seed mixture. (1) sown grasses; (2) unsown grasses; (3) dicotyledons

	L-1		L-2		L-3		L-4		L-5		L-6	
	2006	2007	2006	2007	2006	2007	2006	2007	2006	2007	2006	2007
<b>Vetett egyszikűek (1)</b>												
<i>Bromus inermis</i>	21,01	47,50	0,74	27,50	24,50	33,13	16,00	40,00	1,25	20,50	0,50	26,69
<i>Poa angustifolia</i>	6,25	24,00	1,50	26,50	6,25	11,00	8,25	32,50	0,49	13,00	1,74	13,63
<i>Festucarupicola</i>	5,75	2,19	0,68	8,56	3,38	1,94	1,25	8,75	1,43	28,88	0,81	25,50
<b>Nem vetett egyszikűek (2)</b>												
<i>Elymus hispidus</i>	0,00	0,00	0,00	5,50	0,00	0,00	3,50	20,00	0,00	0,00	0,38	0,88
<i>Bromus mollis</i>	1,70	0,04	0,21	1,18	3,88	0,06	8,50	0,08	0,34	2,26	0,73	2,35
<b>Kétszikűek (3)</b>												
<i>Matricaria inodora</i>	23,75	0,38	52,25	0,19	24,25	0,00	2,75	0,00	1,38	0,13	18,13	0,79
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	10,88	0,00	2,94	0,01	30,00	0,00	21,50	0,00	47,13	2,29	14,88	0,91
<i>Polygonum aviculare</i>	0,20	0,00	8,14	0,06	1,25	0,00	18,00	0,00	3,44	0,04	21,00	0,01
<i>Bilderdykia convolvulus</i>	0,00	0,00	0,36	0,00	0,00	0,00	0,58	0,00	6,63	0,00	16,55	0,03
<i>Fumaria officinalis</i>	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,23	0,00	3,63	0,00	15,53	0,00
<i>Lamium aptericaule</i>	0,03	0,00	0,26	0,00	0,05	0,00	0,45	0,00	3,25	0,00	5,31	0,00
<i>Stellaria media</i>	0,19	0,00	12,50	0,00	0,00	0,00	0,68	0,00	1,19	0,00	0,21	0,00
<i>Convolvulus arvensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,16	0,00	0,44	0,00	0,00	0,00	0,13	1,23	8,75



## Megvitatás

### Fajkészlet, diverzitás és fitomassza

Eredményeink szerint az ősszel végzett gyepesítést követő vegetációs időszakban meghatározó gyomvegetáció a visszagyepesítési folyamat elkerülhetetlen velejárója. A rövid életű gyomok hatása a visszagyepesítés sikerességére azonban nem egyértelműen negatív. A korai gyomfajok által kialakított borítás a talajfelszíni árnyékolás és magasabb páratartalom révén ugyanis valószínűleg még kedvező hatással is volt a vetett cél-fajok csírázására. A vetett magkeverék megerősödő, itt-ott már az első évben záródó gyepeket alkotó fajai a második évre erőteljesen csökkentették a korai kolonizáló kétszikűek által dominált fajközösség fajszámát és diverzitását. Ehhez hozzájárult a megfelelő időpontban, a gyomfajok többségének megszórása előtt végzett kaszálás is. Az átlagos fajszám a második évre mintegy felére, a kétszikűek átlagos fajszáma pedig közel a harmadára csökkent. Eredményeink, összhangban az eddigi vizsgálatok eredményeivel, jól mutatják, hogy a vetéssel történő visszagyepesítés hatékony módszer a vágfajok telepítésére, a szekunder szukcesszió felgyorsítására és a gyomok visszaszorítására (SZEMÁN 2000, 2005, LEPSH et al 2007, VAN DER PUTTEN et al. 2000). Vizsgálatainkban kimutattuk, hogy a rövid életű fajok fajszáma és borítása erőteljesen csökkent, míg ezzel párhuzamosan minden mintaterületen a holt fitomassza szignifikánsan növekedett. Számos vizsgálat kimutatta, hogy az avar mennyiségének növekedésével a kétszikű fajgazdagság csökken (JENSEN és MEYER 2001, WHEELER és SHAW 1991, TÖRÖK et al. 2007, DEÁK és TÓTHMÉRÉSZ 2007). A vetést követő második évben mind a lősz, mind a szik magkeverékekkel vetett lucernások növényzetében jelentős fajszám-csökkenést figyeltünk meg, melynek fő oka a rövid életű, elsősorban egy- és kétéves fajok eltűnése. Az évelő fűvek a területek többségében már a második év elejére jól záródó gyepeket alkottak, amelyben a kevésbé jó kompetíciós képességű, nyílt talajfelszínt igénylő egy- és kétéves gyomok nem tudtak felújulni (REES és LONG 1992). A kezdeti nagy fajszámú, elsősorban gyomok által dominált közösségek átalakultak egy kevesebb fajjal rendelkező, de a természetes gyepekhez jobban hasonlító, évelő fajok által dominált gyepekké. Az avar-felhalmozódás következtében a talajfelszín fény ellátottsági viszonyai is romlanak (BOBBINK et al. 1989), ami akadályozza a fényigényes gyommagvak csírázását (ERIKSSON 1995), valamint csökkenti a csíranövények túlélési esélyeit (TILMAN 1993).

### A visszagyepesítés sikeressége, kitekintés

A spontán gypepedés folyamata általában lassú, tíz évnél jóval hosszabb ideig is eltarthat (MOLNÁR és BOTTA-DUKÁT 1998, RUPRECHT 2005, MATUS et al. 2003, 2005, TÖRÖK et al. 2008ab) és kimenetele gyakran bizonytalan (HALASSY 2001), mivel a hozszantartó mezőgazdasági művelés következtében a föld feletti és a földalatti vegetáció diverzitása is erőteljesen lecsökken (BAKKER et al. 1997). Ezzel szemben eredményeink alapján jól látszik, hogy a magvetéses visszagyepesítés igen hatékony és gyors módszer gyepek helyreállításában. Két év alatt zárt évelő fűvek dominálta növényzet alakult ki. A zárt, magas fűnemű dominanciával jellemezhető gyepekben az évelő kétszikű kísérő-fajok spontán betelepülése azonban igen lassú, mint azt több korábbi tanulmány is kimu-

tatta (MATUS et al. 2003, 2005, TÖRÖK et al. 2008a). Ennek számos oka lehet. Ezeknek a fajoknak a többsége nem képez tartós magkészletet (BEKKER et al. 1997, ZOBEL et al. 1998), terjedőképességük korlátozott (VAN DER VALK és PEDERSON 1989). Hiányukat okozhatja kompetitív kizáródás is (ODUM 1969). Ezért további beavatkozások szükségesek a fajgazdag gyepközösségek helyreállításához azokban az esetekben, amikor a lokális diaszpóra-források hiányoznak. A betelepíteni kívánt kísérőfajok magjait célzott vetéssel (ZEITER et al 2006), széna- vagy feltalaj ráhordással (STROH et al. 2002, DONATH et al. 2003, HÖLZEL és OTTE 2003), illetve biotikus vektorok (pl. legelő állatok) segítségével juttathatjuk a területre (BAKKER et al. 1996).

#### Köszönetnyilvánítás

A szerzők hálásak GÁL LAJOS természetvédelmi őrnök, CZIGÁN ZSÓFIA, KELEMEN ANDRÁS, MIGLÉCZ TAMÁS, TATÁR BERNADETT, és VALKÓ ORSOLYA egyetemi hallgatóknak, TEGDES LÁSZLÓNÉNÁK valamint SÁNDOR ISTVÁNNÁK, MOLNÁR ATTILÁNAK, GÓRI SZILVIANÁK és KAPOCSI ISTVÁNNÁK (Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság) a terepmunkában és a laboratóriumi munkában nyújtott segítségét. CENTERI CSABA és VONA MÁRTON a talajelemzés során nyújtottak segítséget, köszönet érte. Kutatásunkat 2004 óta az Európai Unió LIFE-Nature programja (LIFE04NAT/HU/000119) támogatja.

#### IRODALOM – REFERENCES

- BAKKER J. P., BERENDSE F. 1999: Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 63–68.
- BAKKER J. P. 1989: *Nature management by grazing and cutting*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- BAKKER J. P., BAKKER E. S., ROSÉN E., VERWEIJ G. L. 1997: The soil seed bank of undisturbed and disturbed dry limestone grassland on Öland (Sweden). *Z. Ökologie u. Naturschutz* 6: 9–18.
- BAKKER J. P., POSCHLOD P., STRYKSTRA R. J., BEKKER R. M., THOMPSON K. 1996: Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Bot. Nederl.* 45: 461–490.
- BEKKER R. M., VERWEIJ G. L., SMITH R. E. N., REINE R., BAKKER J.P., SCHNEIDER S. 1997: Soil seed banks in European grasslands: does land use affect regeneration perspectives? *Journal of Applied Ecology* 34: 1293–1310.
- BISSELS S., DONATH T. W., HÖLZEL N., OTTE A. 2005: Ephemeral wetland vegetation in irregularly flooded arable fields along the northern Upper Rhine: The importance of persistent seed banks. *Phytocoenologia* 35: 469–488.
- BOBBINK R., DEN DUBBELDEN K., WILLEMS J. H. 1989: Seasonal dynamics of phytomass and nutrients in chalk grassland. *Oikos* 55: 216–224.
- BORHIDI A. 1993: *A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai*. Janus Pannonius Tudományegyetem, Pécs.
- BRADSHAW A. D. 1983: The reconstruction of ecosystems: Presidential address to the British Ecological Society. *Journal of Applied Ecology* 20: 1–17.
- BUREL F., BAUDRY J., BUTET A., CLERGEAU P., DELETTRE Y., LE COEUR D., DUBS F., MORBAN N., PAILLAT G., PETIT S., THENAIL C., BRUNEL E., LEFEUVRE J.-C. 1998: Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta Oecologica* 19: 47–60.
- CLEWELL A. F. 2000: Restoring for natural authenticity. *Ecological Restoration* 18: 216–217.
- CRAMER V. A., HOBBS R. J. (szerk.) 2007: *Old fields: dynamics and restoration of abandoned farmland*. Island Press, Washington D.C.
- CRITCHLEY C. N. R., BURKE M. J. W., STEVENS D. P. 2003: Conservation of lowland semi-natural grasslands in the UK: a review of botanical monitoring results from agri-environment schemes. *Biological Conservation* 115: 263–278.
- DEÁK B., TÓTHMÉRÉSZ B. 2007: A kaszálás hatása a Hortobágy Nyírólapos csetkákás társulásában. *Természetvédelmi Közlemények* 13: 179–186.

- DEÁK B., TÖRÖK P., KAPOCSI I., LONTAY L., VIDA E., VALKÓ O., LENGYEL SZ., TÓTHMÉRÉSZ BÉLA 2008: Szikes löszgyep-rekonstrukció vázfajokból álló magkeverék vetésével A Hortobágyi Nemzeti park területén (Egyek-Pusztakőcs). *Tájökológiai Lapok* (megjelenés alatt)
- DONATH T. W., HÖLZEL N., OTTE A. 2003: The impact of site conditions and seed dispersal on restoration success in alluvial meadows. *Applied Vegetation Science* 6: 13–22.
- ERIKSSON O. 1995: Seedling recruitment in deciduous forest herbs: the effects of litter, soil chemistry and seed bank. *Flora* 190: 65–70.
- HALASSY M. 2001: Possible role of the seed bank in the restoration of open sand grassland in old fields. *Community Ecology* 2: 101–108.
- HÖLZEL N., OTTE A. 2003: Restoration of a species-rich flood-meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. *Applied Vegetation Science* 6: 131–140.
- HUTCHINGS M. J., BOOTH K. D. 1996: Studies on the feasibility of re-creating chalk grassland vegetation on ex-arable land. I. The potential roles of the seed bank and the seed rain. *Journal of Applied Ecology* 33: 1171–1181.
- JAKUCS P. 1976: A Hortobágy növényvilága. In: *Hortobágy a nomád Pusztától a Nemzeti Parkig* (szerk.: KOVÁCS G-né, SALAMON F.). Natura, Budapest.
- JENSEN K., MEYER C. 2001: Effects of light competition and litter on the performance of *Viola palustris* and on species composition and diversity of an abandoned fen meadow. *Plant Ecology* 155: 169–181.
- JONGEPIEROVÁ I., MITCHLEY J., TZANOPOULOS J. 2007: A field experiment to recreate species rich hay meadows using regional seed mixtures. *Biological Conservation* 139: 297–305.
- LAWSON C. S., FORD M. A., MITCHLEY J. 2004: The influence of seed addition and cutting regime on the success of grassland restoration on former arable land. *Applied Vegetation Science* 7: 259–266.
- LEGENDRE P., LEGENDRE L. 1998: *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam.
- LEPŠ J., DOLEŽAL J., BEZEMER T. M., BROWN V. K., HEDLUND K., IGUAL A. M., JÖRGENSEN H. B., LAWSON C. S., MORTIMER S. R., PEIX G. A., RODRÍGUEZ B. C., SANTA REGINA I., ŠMILAUER P., VAN DER PUTTEN W. H. 2007: Long-term effectiveness of sowing high and low diversity seed mixtures to enhance plant community development on ex-arable fields. *Applied Vegetation Science* 10: 97–110.
- LUKEN J. O. 1990: *Directing Ecological Succession*. Chapman and Hall, New York.
- MATUS G., PAPP M., TÓTHMÉRÉSZ B. 2003: Restoration prospects of abandoned species-rich sandy grassland in Hungary. *Applied Vegetation Science* 6: 169–178.
- MATUS G., PAPP M., TÓTHMÉRÉSZ B. 2005: Impact of management on vegetation dynamics and seed bank formation of inland dune grassland in Hungary. *Flora* 200: 296–306.
- MOLNÁR A. 2004: A Hortobágy éghajlati jellemzői. In: *A Hortobágy madárvilága* (szerk.: ECSEDI ZOLTÁN). Balmazújváros-Szolnok.
- MOLNÁR Zs., BOYTA-DUKÁT Z. 1998: Improved space-for-time substitution for hypothesis generation: secondary grasslands with documented site history in SE-Hungary. *Phytocoenologia* 28: 1–29.
- ODUM E. P. 1969: The strategy of ecosystem development. *Science* 164: 262–270.
- PAKEMAN R. J., PYWELL R. F., WELLS T. C. E. 2002: Species spread and persistence: implications for experimental design and habitat re-creation. *Applied Vegetation Science* 5: 76–86.
- PÉCSI M. (szerk.) 1989: *Magyarország nemzeti atlasza*. Kartográfiai Vállalat, Budapest.
- POSCHLOD P., BONN S. 1998: *Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas*. Quelle & Meyer Verlag, Wiesbaden.
- PRACH K., PYŠEK P. 2001: Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecological Engineering* 17: 55–62.
- PRACH K., BARTHA S., JOYCE C. B., PYŠEK P., VAN DIGGELEN R., WIEGLEB G. (2001): The role of spontaneous vegetation succession in ecosystem restoration: A perspective. *Applied Vegetation Science* 4: 111–114.
- PYWELL R. F., BULLOCK J. M., HOPKINS A., WALKER K. J., SPARKS T.H., BURKE M. J. W., PEEL S. 2002: Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment. *Journal of Applied Ecology* 39: 294–309.
- REES M., LONG M. J. 1992: Germination biology and the ecology of annual plants. *American Naturalist* 139: 484–508.
- RUPRECHT E. 2005: Secondary succession in old-fields in the Transylvanian Lowland (Romania). *Preslia* 77: 145–157.
- RUPRECHT E. 2006: Successfully recovered grassland: a promising example from Romanian old-fields. *Restoration Ecology* 14: 473–480.

- SCHLÄPPER F., SCHMID B., SEIDL I. 1999: Expert estimates about effects of biodiversity on ecosystem processes and services. *Oikos* 84: 346–352.
- SIMMERING D., WALDHARDT R., OTTE A. 2006: Quantifying determinants contributing to plant species richness in mosaic landscapes: a single- and multi-patch perspective. *Landscape Ecology* 21: 1233–1251.
- STROH M., STORM C., ZEHEM A., SCHWABE A. 2002: Restorative grazing as a tool for directed succession with diaspore inoculation: the model of sand ecosystems. *Phytocoenologia* 32: 595–625.
- STRYKSTRA R. J., VERWED G. L., BAKKER J. P. 1997: Seed dispersal by mowing machinery in a Dutch brook valley system. *Acta Botanica Neerlandica* 46: 387–401.
- SZEMÁN L. 2000: Takarmányfüvek és telepített gyepek gyomnövényzete és gyomirtása. In: *Gyomnövények, gyomirtás, gyombiológia* (Szerk.: HUNYADI K., BÉRES I., KAZINCZI G.). Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- SZEMÁN L. 2005: A fajgazdag, vadvirágos gyepek jelentősége. In: *Gyep-Állat-Vidék-Kutatás-Tudomány* (szerk.: JÁVOR ANDRÁS). DE Agrártudományi Centrum, Debrecen 2005.
- THOMPSON K., BAKKER J. P., BEKKER R. M. 1997: *Soil seed banks of North West Europe: Methodology, Density and Longevity*. Cambridge University Press, UK.
- TILMAN D. 1993: Species richness of experimental productivity gradients: how important is colonization limitation? *Ecology* 74: 2179–2191.
- TÖRÖK P., ARANY I., PROMMER M., VALKÓ O., BALOGH A., VIDA E., TÓTHMÉRÉSZ B., MATUS G. 2007: Újrakezdtetett kezelés hatása fokozottan védett kékperjés láprét fitomasszájára, faj- és virággazdagságára. *Természetvédelmi Közlemények* 13: 173–184.
- TÖRÖK P., MATUS G., PAPP M., TÓTHMÉRÉSZ B. 2008a: Secondary succession of overgrazed Pannonian sandy grasslands. *Prestlia* 80: 73–85.
- TÖRÖK P., MATUS G., PAPP M., TÓTHMÉRÉSZ B. 2008b: Seed bank and vegetation development of sandy grasslands after goose breeding. *Folia Geobotanica* (megjelenés alatt).
- VAN DER VALK A. G., PEDERSON R. L. 1989: Seed banks and the management and restoration of natural vegetation. In: *Ecology of soil seed banks* (szerk.: LECK M. A., PARKER V. T., SIMPSON R. L.). Academic Press, San Diego, pp. 329–346.
- VAN DER PUTTEN W. H., MORTIMER S.R., HEDLUND K., VAN DIJK C., BROWN V.K., LEPŐ J., RODRIGUEZ-BARRUECO C., ROY J., DIAZ LEN T.A., GORMSEN D., KORTHALS G.W., LAVOREL S., SANTA REGINA I., SMLAUER P. 2000: Plant species diversity as a driver of early succession in abandoned fields: a multi-site approach. *Oecologia* 124: 91–99.
- VARGA Z., VARGA SÍPOS J. 1984: A Hortobágyi Nemzeti Park sziki gyepeinek fitocönológiai viszonyai és szukcessziós kapcsolatai. *Botanikai Közlemények* 71: 63–77.
- WHEELER B. D., SHAW S. C. 1991: Above-ground crop mass and species richness of the principal types of herbaceous rich-fen vegetation of lowland England and Wales. *Journal of Ecology* 79: 285–301.
- ZEITER M., STAMPFLI A., NEWBERY D. M. 2006: Recruitment limitation constrains local species richness and productivity in dry grassland. *Ecology* 87: 942–951.
- ZOBEL M. E., VAN DER MAAREL E., DUPRÉ C. 1998: Species pool: the concept, its determination and significance for community restoration. *Applied Vegetation Science* 1: 55–66.

LANDSCAPE-SCALE RESTORATION OF LOESS AND ALKALI GRASSLANDS IN THE HORTOBÁGY NATIONAL PARK (EGYEK-PUSZTAKÓCS).

P. Török<sup>1</sup>\*, B. Deák<sup>2</sup>, E. Vida<sup>1</sup>, L. Lontay<sup>2</sup>, Sz. Lengyel<sup>1</sup>, B. Tóthmérész<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Department of Ecology, University of Debrecen, H-4010 Debrecen, Egyetem tér 1. P.O. Box 71

<sup>2</sup>Hortobágyi National Park Directorate, H-4024 Debrecen, Sumen út 2.

\*corresponding author: molinia@gmail.com

Accepted: 10 October 2008

**Keywords:** grassland restoration, directed succession, diversity, phytomass, alfalfa fields

Restoration of grasslands is a potential way to increase biodiversity on former fields. We report the results of a grassland restoration experiment conducted as part of a landscape-scale rehabilitation programme in Hortobágy National Park (Egyek-Pusztakócs LIFE-Nature project). Here we address the following questions: (i) How do the species sown influence species richness and diversity of the early plant assemblages? (ii) How do the low-diversity seed mixtures sown affect the biomass of early colonists? (iii) How fast is the transition from the short lived assemblages to the perennial dominated vegetation?

In 2005 we started the restoration of grasslands with seed sowing on 93.5 ha former alfalfa fields. In autumn, after deep ploughing, we sowed loess seed mixture (*Festuca rupicola* – 40%, *Bromus inermis* – 30%, *Poa angustifolia* – 30%) on loess plateaus, and alkali seed mixture (*Festuca pseudovina* – 67%, *Poa angustifolia* – 33%) in lower-lying areas in a density of 25kg/ha. Percentage cover of vascular species was recorded in permanent plots and above-ground phytomass was sampled close to the plots in June 2006 and 2007.

In the first year, assemblages dominated by short-lived species (e.g. *Matricaria indodora*, *Capsella bursa-pastoris*, *Polygonum aviculare*) were typical. By the second year, closed, grass-dominated vegetation formed, indicating a quick transition from weedy assemblages to perennial vegetation. The sown species affected the performance of short lived species negatively. The species numbers and the weight of herbaceous phytomass decreased significantly by year 2 ( $p < 0.001$ ).

Our results show that grassland restoration using seed mixture consisting of a few basic species is an effective way to restore grassland vegetation. To further increase species richness and naturalness of the restored fields, sowing of seed mixtures of herbaceous species, hay transport from non-degraded sites, and/or moderated grazing are also necessary.