

A magbank szerepe a szikes gyepek diverzitásának fenntartásában a Hortobágyi Nemzeti Park területén

TÓTH Katalin^{1*}, LUKÁCS Balázs András², RADÓCZ Szilvia¹ és SIMON Edina¹

¹Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.;
*kissa0306@gmail.com

²MTA Ökológiai Kutatóközpont, Duna-kutató Intézet, Tiszakutató Osztály,
4026 Debrecen, Bem tér 18/C

Elfogadva: 2015. január 27.

Kulcsszavak: abiotikus stressz, halofiton, higrofiton, magkészlet, sótartalom.

Összefoglalás: A pannon szikes gyepek a Natura 2000 hálózatban kiemelt közösségi jelentőségű élőhelyek. Megőrzésükért az Európai Unióban nagy felelősség hárul Magyarországra, mert hazánkban található az európai állományok 98%-a. Vizsgálatunkban a vertikális pozíció és a környezeti változók (nedvességtartalom, sótartalom, pH, humusz és kötöttség) szerepét tanulmányoztuk a felszín feletti vegetáció és a talajmagbank fajösszetételére. Három szikes gyeptípus (*Artemisio santonici-Festucetum pseudovinae*; *Puccinellietum limosae* és *Agrostio stoloniferae-Caricetum distantis*) három állományát vizsgáltuk. A következő hipotéziseket teszteltük: (i) A magbank fajgazdagsága és sűrűsége a leginkább stresszelt gyeptípusban a legnagyobb, ahol a magbankból történő regenerációnak nagy szerepe van a fajgazdagság kialakításában. (ii) A higrofitonok sűrűsége a magbankban növekszik az alacsonyabb térszintek felé haladva. Eredményeink azt mutatják, hogy a vizsgált gyeptípusokban az átlagos magbank sűrűség 30 000–50 000 mag/m² volt, ami magasabb, mint a legtöbb száraz gyepeben. A vegetációban 39 fajt, míg a magbankban 50 fajt találtunk, ami arra utal, hogy a magbank alapvetően fontos szerepet játszik a szikes gyepek diverzitásának kialakításában. A legalacsonyabb fajgazdagságú és magsűrűségű magbankot az abiotikusan leginkább stresszelt gyeptípusokban tapasztaltuk, azonban itt volt a legnagyobb sűrűségű a halofitonok magbankja. A *Puccinellietum limosae* gyepekben csak a *Spergularia salina* és a *Juncus compressus* rendelkezett számottevő magbankkal (legalább 1000 mag/m² sűrűségben). A higrofiton fajok többségének a legalacsonyabb térszínen fekvő gyeptípusban volt a legnagyobb sűrűségű magbankja. Az egyszikű fajok közül csak a *Juncus compressus* rendelkezett számottevő magbankkal (38 619 mag/m²-ig). Eredményeink szerint a fűfajok többsége nem rendelkezett számottevő magbankkal, ezért a szikes gyepek fajainak regenerációja nem biztosított a helyi perzisztens magbankból.

Bevezetés

A gyepek fajgazdagságának megőrzése sürgető kérdés napjainkban, mert a természetes gyepek területe rohamosan csökken. A megmaradt gyepeknek jelentős szerepük van Európa flórájának és faunájának megőrzésében (DENGLER et al. 2014, VALKÓ et al. 2012, WILSON et al. 2012). A gyepek diverzitásának a megőrzéséhez és a megőrzésüket szolgáló kezelés kialakításához alapvető fontosságú megértenünk a természetes gyepekben végbemenő folyamatokat. Ezek az ismeretek nagyban hozzájárulnak a természetvédelmi kezelések tervezéséhez és kivitelezéséhez (LINDBORG et al. 2008, PRACH et al. 2014, TÖRÖK et al. 2010, 2014a). Kiemelten fontos az olyan stresszelt élőhelyek vizsgálata, amelyek egyedi faunával és flórával rendelkeznek, mint például a szikes gyepek (DEÁK et al. 2014a, KELEMEN et al. 2013a, b).

Stresszelt közösségek esetén a perzisztens magbanknak a fajgazdagság kialakításában betöltött szerepéről többféle álláspont ismert. Számos szerző szerint stresszelt környezetben az ivaros szaporodás helyett a klonális terjedésnek van nagyobb szerepe, így a tartós magbank kisebb jelentőségű ezekben a közösségekben a gyepergenerációja és a diverzitás fenntartása szempontjából (CHANG et al. 2001, BOSSUYT és HONNAY 2008). Más szerzők szerint a magbank alapvető fontosságú a stresszelt közösségek vegetációdinamikájában (FENNER és THOMPSON 2005). A perzisztens magbankban jelenlévő fajok képesek az időlegesen alkalmatlanná vált élőhelyi körülmények ellenére is a csírázásra és a megtelepedésre (BOSSUYT és HONNAY 2008, UNGAR 1991). A perzisztens magbank különösen fontos olyan élőhelyeken, ahol a magas sótartalom gátolhatja a csírázást. A sótűrő közösségek esetében a talaj sótartalma jelentősen befolyásolja a magok csírázását, ozmotikusan vagy specifikus ionhatáson keresztül (EGAN és UNGAR 2000).

Számos szerző tanulmányozta sótűrő közösségek magbankját összefüggésben a felszín feletti vegetációval, talajsótartalommal és nedvességtartalommal. Ezek a vizsgálatok főként szárazföldi (BADGER és UNGAR 1994, EGAN és UNGAR 2000) vagy tengerparti sós mocsarakra (CHANG et al. 2001), tengerparti gyepekre (JUTILA 1998), mediterrán sós gyepekre (MARANÓN 1998) vagy sós sivatagokra (KHAN 1993) fókuszáltak. A szárazföldi szikes gyepek magbankját kevesen vizsgálták (lásd például VALKÓ et al. 2014). A pannon szikes gyepek a Natura 2000 hálózatban kiemelt közösségi jelentőségű élőhelyekként szerepelnek; hazánkban található az európai állományok 98%-a, ezért megőrzésükért az Európai Unióban elsősorban Magyarország a felelős (TÖRÖK et al. 2012a). A szikes gyepekre jellemző a kontinentális klíma, a talaj mérsékelt vagy magas sótartalma és magas talajvízszint a tavaszi időszakban. A szikes gyepek hagyományosan extenzíven kezelt legelők (TÖRÖK et al. 2014b), mert a gyenge minőségű talaj és ingadozó talajvízszint alkalmatlanná teszi őket az intenzív

mezőgazdasági termelésre és erdészeti művelésre (MOLNÁR és BORHIDI 2003). A szikes gyepek vegetációját számos stresszfaktor befolyásolja, mint például a (i) magas ozmotikus nyomás, (ii) iontoxicitás, (iii) egyenlőtlen és változó ionkoncentráció, (iv) kedvezőtlen talajszerkezet, (v) kedvezőtlen talaj pH és (vi) tápanyaghiány. A térszint és a talaj pH nagyon fontos tényezők a sótűrő közösségek vegetáció-összetételének kialakításában (WANNER et al. 2014, TÓTH és KERTÉSZ 1996). Ezeknek a stresszfaktoroknak az egyenlőtlen eloszlásával összhangban a különböző szikes gyepek egy magassági grádiens mentén helyezkednek el, ahol néhány centiméteres szintkülönbségek eltérő felszín feletti vegetáció kialakulását eredményezik (DEÁK et al. 2014b, KELEMEN et al. 2013a). Tanulmányunkban három szikes gyeptípus magbankjának fajösszetételét vizsgáltuk, összefüggésben a felszín feletti vegetációval és néhány fontos környezeti tényezővel (tengerszint feletti magasság, sótartalom, talaj nedvességtartalma, talaj szervesanyag-tartalma és talaj kötöttsége). A következő hipotéziseket teszteltük: (i) A magbank fajgazdagsága és sűrűsége a leginkább stresszelt gyeptípusban a legnagyobb, ahol a magbankból történő regenerációnak nagy szerepe van a fajgazdagság kialakításában. (ii) A higrofitonok sűrűsége a magbankban növekszik az alacsonyabb térszintek felé haladva.

Anyag és módszer

Vizsgálati terület

Vizsgálati területünk a Nagy-sziken (Hortobágyi Nemzeti Park), Balmazújváros település határában (47° 35' É és 20° 30' K) található. A régióra mérsékelt kontinentális éghajlat jellemző. Az átlagos évi középhőmérséklet 9,5 °C, míg az átlagos éves csapadék mennyiség 550 mm, meglehetősen nagy évek közötti eltérésekkel (MOLNÁR 2004). A táj növényzetében meghatározóak a szikes gyepek, elsősorban szikes mocsarakkal az alacsonyabb, és löszgyepfoltokkal a magasabb térszinteken (DEÁK és TÓTHMÉRÉSZ 2007, DEÁK et al. 2014c). A vizsgálati területet juh és szarvasmarha legeltetéssel kezelik (LUKÁCS és RADÓCZ 2012).

Vizsgálatunkhoz a területen tipikus szikes gyeptípusait választottuk ki egy magassági grádiens mentén (KELEMEN et al. 2013a alapján). A legmagasabb és legalacsonyabb mintaterület közötti magasságkülönbség mindössze 30 cm volt. A vizsgált gyeptípusok az alábbiak voltak: (i) *Artemisio santonici-Festucetum pseudovinae* száraz szikes gyepek a legmagasabb térszinteken; (ii) *Puccinellietum limosae* szikfok növényzet a közepes térszinteken és (iii) *Agrostio stoloniferae-Caricetum distantis* nedves szikes gyepek a legalacsonyabb térszinteken. A gyeptípusokat a továbbiakban rendre a következőképpen rövidítjük: (i) *Artemisio-Festucetum*, (ii) *Puccinellietum* és (iii) *Agrostio-Caricetum*.

Környezeti változók vizsgálata

Minden gyeptípus 3-3 állományában kijelöltünk 5-5 darab 1 m × 1 m állandó kvadrátot 2009 tavaszán. Minden kvadrátban 5 ponton megmértük a tengerszint feletti magasságot 1–3 cm-es pontossággal (TOPCON GRS-1). A talajtani vizsgálatokhoz begyűjtöttünk kvadrátonként 5 talajmintát (4 cm-es átmérővel, 10 cm-es mélységben) talajmintavevővel. A talaj nedvességtartalmának meghatározásához a nedves talaj tömegét táramérleggen mértük közvetlenül laboratóriumba szállítás után. A talajmintákat szobahőmérsékleten légszárakra szárítottuk. A száraz minták tömegét 0,01 g-os pontossággal mértük. A talaj nedvességtartalmát a nedves és légszáraz minták tömegének különbségeként számoltuk ki. A pH- és vezetőképesség-méréshez talajoldatot készítettünk. A nedves talajból 6 g-nyi mintát főzőpohárba mértünk, és 50 ml desztillált vízzel feltöltöttük. A pH-méréshez digitális Testo 206-os készüléket használtunk (Testo AG, Germany). A sótartalmat az elektromos vezetőképességgel (EC_a) fejeztük ki, amelyet Soil Test EC & Temp HI98331, Mauritius készülékkel mértünk. A talaj szervesanyag-tartalmát izzítási módszerrel határoztuk meg. A légszáraz mintákból 0,5 g-ot 105 °C-on szárítottuk egy éjszakán át. A minták tömegét analitikai mérleggel lemértük, majd a mintákat 550 °C-on 5 órára izzító kemencébe tettük (Nabertherm L5/C6, Germany). Kihűlés után az izzított minták tömegét ismét lemértük analitikai mérleggel. A szervesanyag-tartalom kiszámításához a következő egyenletet használtuk: $LOI_{550} = ((DW_{105} - DW_{550}) / DW_{105}) * 100$; ahol a „ LOI_{550} ” a talaj szervesanyag-tartalma, a „ DW_{105} ” a száraz talaj tömege 105 °C-on és „ DW_{550} ” a száraz talaj tömege 550 °C-on (MSZ-15296:1999). A talaj kötöttségét az Arany-féle kötöttségi számmal határoztuk meg (P_A). 100 g légszáraz talajt mozsárban desztillált vízzel keverve homogén keveréket képeztünk. A plaszticitás felső határának eléréséig, a sodrópróba szintjéig desztillált vizet csepegtettünk a mintához (MSZ-08 0205:1978). Az Arany-féle kötöttségi számot a következő egyenlettel számítottuk ki: $P_A = 100 * V/M$, ahol „ V ” a felhasznált desztillált víz mennyisége, míg „ M ” a talaj tömege. A kötöttség alapján a következő fizikai kategóriákat képeztük: $P_A < 25$ durva homok, $25 < P_A < 30$ homok, $31 < P_A < 37$ homokos agyag, $38 < P_A < 42$ agyag, $43 < P_A < 50$ agyagos vályog, $51 < P_A < 60$ vályog, $60 < P_A$ nehéz vályog.

Vegetáció és magbankmintavétel

Az edényes növényfajok százalékos borításának becslését 2009 júniusában végeztük minden kvadrátban. A talajmagbankot csíráztatásos módszerrel vizsgáltuk. Kvadrátonként három fúrt talajmintát (4 cm-es átmérővel, 10 cm-es mélységben; 126 cm³/minta) vettünk hóolvadás után 2010-ben (15 minta állományonként; összesen 135 minta). Az egyazon kvadrátból származó mintákat együtt kezeltük, és a

mintákat szitasoron át történő mosással koncentráltuk TER HEERDT et al. (1996) módszere alapján. A vegetatív részeket eltávolítottuk egy 3 mm-es lyukbőségű szitával, továbbá a magokat nem tartalmazó finom talajrészecskéket 0,2 mm-es lyukbőségű szitán mostuk át. A koncentrált mintákat 3–4 mm-es rétegben terítettük szét a csíráztató ládában, amit előzetesen 5 cm vastagságban sterilizált virágfölddel töltöttünk meg. A ládákat üvegházban helyeztük el és rendszeresen öntöttük áprilistól novemberig. A csíranövényeket rendszeresen számoltuk, meghatároztuk és eltávolítottuk vagy határozásig neveltük. Július elején, amikor már nem volt csírázás, az öntözést leállítottuk és a kiszáritott mintaréteget összemorzoltuk és átforgattuk. Késő augusztusban az öntözést újraindítottuk és folytattuk november elejéig. A szél által terjedő szennyezők kiszűrésére kontroll ládák szolgáltak, amiket sterilizált virágfölddel töltöttünk meg.

Adatfeldolgozás

A határozás során a *Juncus compressus* és *J. gerardii* csíranövényeket, illetve a *Typha angustifolia* és *T. latifolia* csíranövényeket összevontuk. A fajokat halofiton és higrofiton csoportokba soroltuk a Borhidi-féle talajsótartalom (SB) és -nedvesség (WB) indikátor értékek alapján (BORHIDI 1995). A 6-nál magasabb WB-értékkel rendelkező fajokat higrofitonoknak, a 6-nál magasabb SB-értékkel rendelkező fajokat halofitonoknak tekintettük. A fajnevek használata KIRÁLY (2009) nevezéktanát követi.

Az egyazon állományból származó magbankadatokat összevontuk, hogy csökkentsük a minták heterogenitását. A talaj fizikai és kémiai paramétereit, illetve a vegetáció és magbank összetételét egyutas ANOVA-val hasonlítottuk össze az állományok átlagértékével számolva (összesen három átlagot használva gyep-típusonként). A gyep-típusok szignifikáns különbségeinek kimutatására Tukey tesztet használtunk (ZAR 1999). A vegetáció és a magbank diverzitását a Shannon diverzitással, míg a vegetáció és a magbank fajösszetételének hasonlóságát a Sørensen index használatával fejeztük ki. A vegetáció- és a magbankjellemzők és a környezeti paraméterek közötti korrelációanalíziséhez Spearman rangkorrelációt használtunk (ZAR 1999).

Eredmények

A környezeti tényezők hatása a vegetáció- és a magbankösszetételre

Az *Agrostio-Caricetum* gyepekben volt a legkötöttebb a talaj, illetve itt mértük a legmagasabb szervesanyag-tartalmat és talajnedvesség-tartalmat és a legalacsonyabb sótartalmat. A *Puccinellietum* gyepekben mértük a legnagyobb sótartalmat, valamint a legalacsonyabb kötöttséget, szervesanyag-tartalmat és talajned-

vesség-tartalmat (1. táblázat). Nem találtunk szignifikáns összefüggést a sótartalom, valamint a vegetáció és magbank Shannon diverzitása között. A sótartalom növekedésével szignifikánsan csökkent a higrofitonok fajszaa a vegetációban ($r = -0,781$, $p = 0,001$), illetve a higrofitonok denzitása és fajszaa a magbankban ($r = -0,599$, $p = 0,036$; illetve $r = -0,653$, $p = 0,020$). A talaj nedvességtartalmának a magbank fajszaára ($r = 0,585$, $p = 0,041$) és a halofiták magbankjának denzitására ($r = -0,636$, $p = 0,024$) volt szignifikáns hatása. A felszín feletti vegetációban csökkent a higrofitonok borítása és fajgazdagsága a növekvő tengerszint feletti magassággal (Spearman rangkorreláció, $r = -0,622$, $p = 0,029$ borításértékekre, illetve $r = -0,765$, $p = 0,003$ fajgazdagságra). A tengerszint feletti magasságnak nem volt szignifikáns hatása a higrofitonok magbanksűrűségére.

A vizsgált gyeptípusok vegetációja és magbankja

Összesen 39 fajt találtunk a vegetációban (25 fajt az *Artemisio-Festucetum* gyepekben, 23 fajt a *Puccinellietum* gyepekben, 28 fajt az *Agrostio-Caricetum* gyepekben). Összesen 46 fajt találtunk a magbankban (26 fajt az *Artemisio-Festucetum* gyepekben, 17 fajt a *Puccinellietum* gyepekben, 36 fajt az *Agrostio-Caricetum* gyepekben). 27 faj volt jelen a vegetációban és a magbankban is, 12 fajt csak a vegetációban találtunk meg, 23 faj pedig csak a magbankban volt jelen. A vegetáció és a magbank Sørensen hasonlósága 0,37-től (*Puccinellietum*) 0,47-ig (*Agrostio-Caricetum*) terjedt (2. és 3. táblázat). A vegetáció és a magbank fajösszetételének hasonlósága nem különbözött szignifikánsan az egyes gyeptípusokban, a Sørensen hasonlósági index értéke a *Puccinellietum* gyepekben volt a legalacsonyabb és az

1. táblázat. A vizsgált szikes gyeptípusok környezeti jellemzői (átlag \pm szórás). A gyeptípusok közötti szignifikáns különbségeket eltérő betűkkel jelöltük (egyutas ANOVA és Tukey teszt).

Jelölések: ***: $p < 0.001$; **: $p < 0.01$; *: $p < 0.05$; n.s.: nem szignifikáns.

Table 1. Environmental characteristics of the studied alkali grassland types (mean \pm SD). Significant differences are indicated by different letters in superscript (one-way ANOVA and Tukey post hoc test). Notations: ***: $p < 0.001$; **: $p < 0.01$; *: $p < 0.05$; n.s.: non-significant. (1) Soil electric conductivity (mS/cm); (2) Soil water content (%); Elevation above sea level (m); (4) pH; (5) Soil organic matter (%); (6) Soil water capacity (cm³).

	F	p	<i>Artemisio-Festucetum</i>	<i>Puccinellietum</i>	<i>Agrostio-Caricetum</i>
Vezetőképesség (mS/cm) (1)	45,351	***	2,13 \pm 0,56 ^a	2,80 \pm 0,41 ^a	0,98 \pm 0,12 ^b
Nedvességtartalom (%) (2)	43,559	***	22,65 \pm 2,49 ^a	14,80 \pm 3,40 ^b	24,37 \pm 2,76 ^a
Tengerszint feletti magasság (m a.s.l.) (3)	93,452	***	89,79 \pm 0,03 ^a	89,74 \pm 0,05 ^b	89,61 \pm 0,05 ^c
pH (4)	81,413	***	7,40 \pm 0,04 ^a	7,75 \pm 0,02 ^b	6,91 \pm 0,06 ^c
Szervesanyag-tartalom (%) (5)	59,058	***	6,79 \pm 0,17 ^a	5,67 \pm 1,05 ^b	8,95 \pm 0,57 ^c
Kötöttség (cm ³) (6)	15,548	***	53,99 \pm 1,52 ^a	46,66 \pm 6,58 ^b	60,01 \pm 1,62 ^a

Agrostio-Caricetum gyepekben volt a legmagasabb. A növényzet összborítása a *Puccinellietum* gyepekben volt a legalacsonyabb. A higrofitonok borítása az *Agrostio-Caricetum* gyepekben volt a legmagasabb és az *Artemisio-Festucetum* gyepekben volt a legalacsonyabb. A halofitonok borítása a *Puccinellietum* gyepekben volt a legmagasabb és az *Artemisio-Festucetum* gyepekben volt a legalacsonyabb.

Az egyes gyeptípusok Shannon diverzitása sem a vegetáció sem a magbank esetén nem különbözött szignifikánsan. A *Puccinellietum* gyepekben találtuk

2. táblázat. A vizsgált szikes gyeptípusok vegetáció és magbank jellemzői (átlag ± szórás). A gyeptípusok közötti szignifikáns különbségeket eltérő betűkkel jelöltük (egyutas ANOVA és Tukey teszt). Jelölések: ***: $p < 0.001$; **: $p < 0.01$; *: $p < 0.05$; n.s.: nem szignifikáns.

Table 2. Vegetation and seed bank characteristics of the studied alkali grassland types (mean ± SD). Significant differences are denoted by different letters in superscript (one-way ANOVA and Tukey post hoc test). Notations: ***: $p < 0.001$; **: $p < 0.01$; *: $p < 0.05$; n.s.: non-significant. (1) Vegetation; (2) Cover 8%; (3) Total vegetation cover (%); (4) Hygrophytes; (5) Halophytes; (6) Species number; (7) Total; (8) Shannon diversity; (9) Seed bank; (10) Seed density (seeds/m²); (11) *Juncus* spp. (12) Vegetation and seed bank; (13) Sørensen similarity index.

	F	p	<i>Artemisio-Festucetum</i>	<i>Puccinellietum</i>	<i>Agrostio-Caricetum</i>
Vegetáció (1)					
Borítás (%) (2)					
Összborítás (3)	120,980	***	82,6±8,3 ^a	48,0±9,9 ^b	91,6±5,3 ^a
Higrofitonok (4)	5,517	*	6,4±6,6 ^a	41,3±26,9 ^{ab}	50,3±3,7 ^b
Halofitonok (5)	87,746	***	6,5±0,3 ^a	84,9±12,1 ^b	38,7±5,0 ^c
Fajszám (6)					
Összesen (7)	0,939	n.s.	10,5±0,8	8,7±4,0	11,5±1,5
Higrofitonok (4)	13,595	**	1,7±0,3 ^a	1,6±0,3 ^a	3,6±0,5 ^b
Halofitonok (5)	91,986	***	2,1±0,1 ^a	4,5±0,3 ^b	2,2±0,4 ^a
Shannon diverzitás (8)	2,322	n.s.	1,1±0,2	1,3±0,4	1,3±0,5
Magbank (9)					
Magbank sűrűség (db/m ²) (10)					
Összesen (7)	0,749	n.s.	36 287±19 550	30 104±13 081	51 410±22 343
Higrofitonok (4)	2,053	n.s.	28 938±21 245	5 123±3 216	46 022±23 381
Halofitonok (5)	4,623	*	1 343±391 ^a	23 709±11 655 ^b	2 880±2 081 ^{ab}
<i>Juncus</i> spp. (11)	1,862	n.s.	28 231±21 076	4 894±3 155	38 619±18 182
Fajszám (6)					
Összesen (7)	3,077	n.s.	7,7±0,6	4,8±0,9	10,1±3,0
Higrofitonok (4)	3,274	n.s.	2,4±0,5	1,7±0,1	4,9±1,8
Halofitonok (5)	0,890	n.s.	1,1±0,2	1,9±0,3	1,5±0,4
Shannon diverzitás (8)	0,798	n.s.	1,0±0,4	0,7±0,1	1,0±0,2
Vegetáció és magbank (12)					
Sørensen hasonlóság (13)	1,439	n.s.	0,46±0,08	0,37±0,02	0,47±0,04

3. táblázat. A felszín feletti vegetáció jellemző fajainak százalékos borításértékei a Hortobágyi Nemzeti Park három szikes gyeptípusában (N = 15; átlag ± szórás). A higrofiton fajokat **vastag betűvel**, a halofiton fajokat csillaggal (*) jelöltük.

Table 3. Percentage cover scores of the most frequent species in the aboveground vegetation of the studied alkali grassland types in the Hortobágy National Park, Hungary (N = 15; mean ± SD). Hygrophyte species are denoted by **boldface**, while halophyte species are marked by an *. (1) Species present only in the vegetation; (2) Species present both in the vegetation and seed bank.

	<i>Artemisio-Festucetum</i>	<i>Puccinellietum</i>	<i>Agrostio-Caricetum</i>
A vegetáció kizárólagos fajai (1)			
<i>Artemisia santonicum</i>	7,9±8,2	2,3±2,9	0,6±1,2
<i>Cynodon dactylon</i>	3,1±7,7		
<i>Lepidium rudemale</i>		1,2±1,5	
* <i>Plantago tenuiflora</i>	0,1±0,1	0,9±2,1	0,1±0,1
<i>Podospermum canum</i>	0,9±0,5	0,1±0,1	
A vegetáció és magbank közös fajai (2)			
<i>Agrostis stolonifera</i>		0,1±0,1	1,6±3,5
<i>Bupleurum tenuissimum</i>	0,3±0,4	0,1±0,1	0,7±1,0
<i>Carex stenophylla</i>	2,7±2,8		3,9±4,1
<i>Festuca pseudovina</i>	59,8±15,1	2,6±4,9	1,7±2,4
* <i>Hordeum hystrix</i>	5,0±5,9	15,1±15,3	34,9±8,7
<i>Inula britannica</i>	0,1±0,1	0,1±0,1	0,6±1,4
<i>Juncus compressus</i>	4,8±6,6	0,3±1,0	43,2±11,7
<i>Lotus corniculatus</i>	0,7±0,9	0,9±1,8	1,4±1,3
* <i>Matricaria recutita</i>		2,8±3,6	0,1±0,1
<i>Polygonum aviculare</i>	0,1±0,1	0,2±0,3	0,3±0,5
* <i>Puccinellia limosa</i>	0,1±0,3	18,4±12,8	1,9±2,2
* <i>Spergularia maritima</i>	0,4±0,6	0,7±1,0	0,1±0,1
* <i>Spergularia salina</i>	0,1±0,2	4,9±8,8	
<i>Trifolium angulatum</i>	0,8±1,2	0,5±1,1	2,1±1,7
<i>Trifolium fragiferum</i>	0,7±2,6		0,5±1,5
<i>Trifolium retusum</i>	1,5±1,6	0,8±2,0	0,1±0,2

a vegetációban a legnagyobb diverzitási értékeket és a magbankban legalacsonyabb értékeket (2. táblázat). Nem találtunk szignifikáns különbséget az egyes gyeptípusok magbanksűrűsége között, azonban a legkisebb sűrűségű magbankot a *Puccinellietum* gyepekben találtuk (2. táblázat). A legnagyobb magsűrűséget az *Agrostio-Caricetum* gyepekben, a legnagyobb magbank-diverzitási értékeket pedig az *Artemisio-Festucetum* és az *Agrostio-Caricetum* gyepekben (2. táblázat).

A halofitonok borítása és fajszáma a *Puccinellietum* gyepek vegetációjában szignifikánsan magasabb volt, mint a másik két gyeptípusban, valamint ebben a gyeptípusban találtuk a halofitonok szignifikánsan legnagyobb sűrűségű

magbankját. A *Puccinellietum* gyepek magbankjában mindössze 17 faj fordult, elő és csak két faj (*Spergularia salina* és *Juncus compressus*) megsűrűsége haladta meg az 1000 mag/m² értéket (4. táblázat). A *Puccinellietum* gyepek magbankjának 71,5–81,8%-át a *Spergularia salina* alkotta. A *Puccinellietum* gyepekben a

4. táblázat. A magbankban detektált fajok kvadrátonkénti csíranövény-száma (N = 15; átlag ± szórás) a Hortobágyi Nemzeti Park három szikes gyeptípusában. A táblázatban a legalább 3 csíranövénnyel rendelkező fajokat tüntettük fel. Egy csíranövény 265 db/m²-es megsűrűségnek felel meg. A higrofiton fajokat **vastag betűvel**, a halofiton fajokat csillaggal jelöltük.

Table 4. Seedling numbers (number of seedlings per plot) of the species detected from the seed banks of the three alkali grassland types in the Hortobágy National Park, Hungary (N = 15; mean ± SD). Species having at least 3 seedlings were listed. One germinated seedling corresponds to a seed density of 265 seeds/m². Hygrophyte species are denoted by **boldface**, while halophyte species are marked by an *. (1) Species present only in the seed bank; (2) Species present both in the vegetation and seed bank.

	<i>Artemisio-Festucetum</i>	<i>Puccinellietum</i>	<i>Agrostio-Caricetum</i>
A magbank kizárólagos fajai (1)			
<i>Bolboschoenus maritimus</i>			0,3±0,8
* <i>Camphorosma annua</i>		0,9±2,6	0,1±0,3
<i>Centaureum erythraea</i>	1,0±1,7		0,7±1,1
<i>Centaureum pulchellum</i>	1,2±2,5		2,5±6,3
<i>Gypsophila muralis</i>	0,8±1,1	0,1±0,4	4,5±4,4
<i>Lythrum hyssopifolia</i>			13,7±14,8
<i>Medicago lupulina</i>	0,1±0,4		0,2±0,6
<i>Myosotis stricta</i>		2,3±9,0	0,1±0,3
<i>Plantago major</i>			0,3±1,0
<i>Rorippa sylvestris ssp. kernerii</i>		0,3±0,8	1,3±3,4
<i>Typha spp.</i>	0,3±0,6	0,2±0,4	0,1±0,4
A vegetáció és a magbank közös fajai (2)			
<i>Agrostis stolonifera</i>	0,1±0,3		0,6±1,8
<i>Bupleurum tenuissimum</i>	0,1±0,4	0,1±0,3	3,2±6,6
<i>Carex stenophylla</i>	1,7±1,7	0,6±2,1	1,5±2,0
<i>Festuca pseudovina</i>	1,0±1,1	0,7±1,0	0,1±0,5
<i>Inula britannica</i>			1,4±1,8
<i>Juncus compressus</i>	106,5±99,1	18,5±22,6	145,7±81,4
<i>Lotus corniculatus</i>	0,3±0,8		0,9±0,8
* <i>Matricaria recutita</i>	0,3±0,8	1,1±1,4	1,0±1,6
<i>Mentha pulegium</i>			0,1±0,5
<i>Polygonum aviculare</i>	0,5±0,7	0,2±0,4	0,7±1,0
* <i>Spergularia salina</i>	4,6±4,4	87,2±80,9	9,6±10,7
<i>Trifolium angulatum</i>	14,9±11,5	1,0±1,6	4,4±7,7
<i>Trifolium retusum</i>	2,6±5,1		0,1±0,5

további halofiton fajok közül magasabb denzitással a *Camphorosma annua* és a *Matricaria recutita* rendelkeztek, a halofiton fűfajok közül azonban nem rendelkezett számottevő magbankkal a *Puccinellia limosa* és a *Hordeum hystrix* sem.

A felszín feletti vegetációban a legnagyobb borítású fajok közül csak a *Juncus compressus* rendelkezett számottevő magbankkal mindhárom vizsgált gyeptípusban (3. és 4. táblázat). Azt találtuk, hogy a *Juncus compressus* magjai minden vizsgált gyeptípusban jelentősebb sűrűséggel előfordultak, különösen az *Artemisio-Festucetum* és az *Agrostio-Caricetum* gyepekben, ahol a faj a teljes magbank 35,7–89,8%-át, illetve 68,5–78,0%-át adta. Ezekben a gyeptípusokban csupán öt faj magsűrűsége haladta meg az 1000 mag/m² értéket. Bizonyos fajok, mint a *Centaureum erythraea*, *C. pulchellum* és a *Medicago lupulina* nem csíráztak a *Puccinellietum* gyepekből, csak az *Artemisio-Festucetum* és az *Agrostio-Caricetum* gyepekből (4. táblázat). A legtöbb higrofiton faj az *Agrostio-Caricetum* gyepekben rendelkezett a legmagasabb magbanksűrűséggel, például *Agrostis stolonifera*, *Bolboschoenus maritimus*, *Lythrum hyssopifolia*, *Centaureum erythraea* és *C. pulchellum*. Azt találtuk, hogy a magbankban leggyakrabban előforduló fajok közül mindegyik előfordult az *Agrostio-Caricetum* gyepek magbankjában (4. táblázat).

Megvitatás

A vegetáció és magbank hasonlósága

Vizsgálatunkban több fajt találtunk a magbankban, mint a felszín feletti vegetációban, ami arra utal, hogy a magbank alapvetően fontos szerepet tölt be a szikes gyepek diverzitásának kialakításában. A vegetáció és magbank hasonlósága mindhárom vizsgált gyeptípusban alacsony volt. HOPFENSBERGER (2007) áttekintő tanulmányában az irodalmi adatok alapján a vegetáció és a magbank fajösszetételének hasonlósága gyepekben átlagosan 0,54, míg vizes élőhelyek esetén 0,40. Az általunk talált értékek a két érték között helyezkednek el. A viszonylag alacsony hasonlósági értékeket a vegetációban tömeges fűfajok perzisztens magbankjának hiánya okozhatta (lásd VALKÓ et al. 2011, TÖRÖK et al. 2009a, TÖRÖK et al. 2012b). Az alacsony hasonlóság másik oka az, hogy a magbankban számos higrofiton fajt találtunk, amelyek hiányoztak a vizsgált gyeptípusok vegetációjából.

Sótartalom, stressz és magbank

Az általunk detektált magbanksűrűség-értékek 30 104-től 51 410 mag/m²-ig terjedtek. A szikes gyepekben tapasztalt magsűrűség magasabb volt, mint a száraz gyepek többségében (lásd például feketefenyvesek irtását kö-

vetően dolomitgyepekben a Budai-hegységben, 66–105,6 mag/m², CSONTOS 2007a; Fülöpháza melletti nyílt homoki gyepekben 6 767 mag/m², HALASSY 2001, vagy Bagamér melletti zárt homoki gyepek esetében mintegy 11 240–15 950 mag/m², MATUS et al. 2003), de a nedves gyepekben detektált magsűrűségi értékeknél alacsonyabb (10^3 – 10^6 mag/m², BOSSUYT és HONNAY 2008, FENNER és THOMPSON 2005, SCHMIEDE et al. 2009). Egyes tanulmányok jóval alacsonyabb magsűrűségértékeket találtak a tengerparti sós mocsarakban (például 27 mag/m², HUTCHINGS és RUSSELL 1989; 33 mag/m², CRAIN et al. 2008), szárazföldi sós mocsarakban (például 850 mag/m², SMITH és KADLEC 1983) vagy sós sivatagokban (1000–2000 mag/m², KHAN 1993) összehasonlítva az általunk talált magsűrűségekkel. Ezzel ellentétben szárazföldi sós mocsarokról publikálták a valaha talált legnagyobb magbanksűrűség-értékeket (479 200 mag/m², BADGER és UNGAR 1994).

A szikes gyepekben csak néhány faj rendelkezett számottevő magbankkal. A három gyeptípusban a felszín feletti vegetációban a leggyakoribb fajok közül csak a *Juncus* fajoknak volt számottevő magbankja (38 619 mag/m² sűrűségig). A vegetációban gyakori fűfajoknak, (*Festuca pseudovina*, *Hordeum hystrix*, *Puccinellia limosa*) csak szórványos magbankját találtuk (maximum 265 mag/m²). Ezek az eredmények összhangban vannak tengerparti gyepekben és sós mocsarakban tapasztalt korábbi eredményekkel, ahol nem találtak tartós magbankot a domináns élő fűfaj esetén (például *Spartina* fajoknál; UNGAR 2001).

Kimutattuk, hogy a vizsgált gyeptípusok közül a legalacsonyabb térszinten jellemző *Agrostio-Caricetum* gyepek a legkevésbé stresszelt közösségek, mivel a legalacsonyabb sótartalommal, a legmagasabb kötöttséggel, szervesanyag-tartalommal és talajnedvesség-tartalommal jellemezhetőek (lásd KELEMEN et al. 2013a). A leginkább stresszelt közösségek a közepes térszintekre jellemző *Puccinellietum* gyepek voltak; ezekben volt a legnagyobb a sótartalom, legalacsonyabb a kötöttség, a szervesanyag-tartalom és a talajnedvesség. A felszín feletti vegetáció és magbank fajösszetétele között a legnagyobb különbséget a *Puccinellietum* gyepeknél találtuk, ahol a legkisebb sűrűségű volt a magbank.

Számos vizsgálat kimutatta, hogy az abiotikusan erősen stresszelt gyepek diverz és koncentrált talajmagbankkal rendelkezhetnek, így a magbankból történő regeneráció nagy szerepet játszik a növények megtelepedésében a kedvezőtlen környezeti feltételek között (HOPFENSBERGER 2007, BOSSUYT és HONNAY 2008). Ezért azt feltételeztük, hogy a leginkább stresszelt gyeptípusban várható a legnagyobb fajgazdaság és magbanksűrűség. Eredményeink csak részben igazolták ezt a hipotézist, ugyanis a *Puccinellietum* gyepekben a másik két gyeptípusnál alacsonyabb magsűrűséget és fajgazdagságot detektáltunk, ugyanakkor a halofitonok magsűrűsége ebben a gyeptípusban volt a legmagasabb. A mag-

bankban lévő fajok közül csak a *Spergularia salina* rendelkezett sűrű magbankkal (legalább 1000 mag/m²). A *Spergularia* fajok ismertek arról, hogy nagy sűrűségű perzisztens magbankot képeznek. A *S. salina* esetén találták a valaha detektált legnagyobb magdenzitás értékeket: a faj sűrű állományában a magbank sűrűsége 350 000-tól 1 000 000 mag/m²-ig terjedt (UNGAR 1991). Kimutattuk, hogy a legtöbb faj hiányzik a *Puccinellietum* gyepek magbankjából (4. táblázat).

A detektált alacsony magsűrűséget okozhatja, hogy a magbank eloszlására gyakran erősen aggregált horizontális mintázat jellemző (THOMPSON 1986). Ahhoz, hogy a magbankban előforduló valamennyi faj kimutatható legyen, kvadrátonként nagyobb ismétlésszámú furatra lenne szükség (CSONTOS 2001, 2007b), ez azonban a legtöbb terepi vizsgálatban nehezen kivitelezhető. Az alacsony magsűrűség másik lehetséges oka, hogy számos faj magja elpusztul vagy képtelen csírázni vagy megtelepedni az itt jellemző sós körülmények között (UNGAR 1991, UNGAR és WOODSELL 1993). A halofiton fajok sótoleranciája különböző lehet az egyes életszakaszokban; bizonyos halofitonok a magas sótartalmat kifejtett növényként jól tolerálják, de magjaik érzékenyek a sós körülményekre (UNGAR 2001). A szikes gyepek karakterfajainak csírázási körülményeire és különböző sós körülmények között a nem csírázó magvak arányaira vonatkozó kísérletes vizsgálatok még hiányoznak. Emiatt további vizsgálatok szükségesek a szikes gyepek jellemző fajainak csírázási igényeire, a magok túlélésére, illetve a halofiton fajok csíranövényeinek megtelepedési stratégiájára vonatkozólag.

A higrofitonok magbankja

Második hipotézisünket, miszerint a higrofitonok magsűrűsége növekszik az alacsonyabb térszintek felé haladva, eredményeink részben igazolták. Az alacsonyabb térszinteken elhelyezkedő *Agrostio-Caricetum* gyepeknél detektáltuk a legmagasabb magsűrűséget a legtöbb higrofiton faj esetében, valamint minden higrofiton faj rendelkezett életképes magokkal ebben a gyep típusban. Ennek ellenére nem találtunk egyértelműen szignifikáns kapcsolatot a térszint és a higrofitonok magbanksűrűsége között; mert a legtöbb higrofiton faj hiányzott a közepes tengerszint feletti magasságon elhelyezkedő leginkább sós *Puccinellietum* gyepek magbankjából. A legmagasabb fekvésű *Artemisio-Festucetum* gyepekben a higrofitonok magsűrűsége számottevő volt (így például a *Typha* fajoké). Ezt magyarázza a higrofitonok hatékony szél és víz általi terjedése, ami képessé teszi őket, hogy a magok még száraz körülmények között is nagy mennyiségben felhalmozódjanak (például száraz homoki gyepekben, TÖRÖK et al. 2009b).

A higrofitonok között a *Juncus compressus* és *J. gerardii* rendelkezett a leg-sűrűbb magbankkal 4 894 mag/m² sűrűségtől 38 619 mag/m²-ig. A *Juncus* fajok ismertek arról, hogy nagy sűrűségű, hosszú távú tartós magbankot képeznek, így a legtöbb gyeptípus talajában megtalálhatóak (BOSSUYT és HONNAY 2008). Sok esetben a *Juncus* magok olyan élőhelyek talajában is jelen vannak, ahol a felszín feletti vegetációban legfeljebb szórványosan fordultak elő (például hegyi kaszálóréteken, *Juncus conglomeratus* és *J. effusus*, 49 100–76 800 mag/m², VALKÓ et al. 2011; *J. articulatus*, *J. bufonius*, *J. effusus* és *J. inflexus*, 32–177 mag/m², REINÉ et al. 2004). Tanulmányunkban a *Juncus* magokat minden mintavételi területen megtaláltuk a talajban, de különösen magas sűrűségben voltak jelen az *Artemisio-Festucetum* és az *Agrostio-Caricetum* gyepekben. A *Juncus* fajok magsűrűsége alacsonyabb volt a *Puccinellietum* gyepekben, valószínűleg az ott jellemző magas sótartalom miatt.

Vizsgálatunkban kimutattuk, hogy a felszín feletti vegetáció és a magbank fajösszetételének hasonlósága alacsony volt mindhárom szikes gyeptípusban. A magbankban több fajt mutattunk ki, mint a vegetációban, ami arra utal, hogy a magbanknak fontos szerepe van a szikes gyepek biodiverzitásának fenntartásában. Ugyanakkor a vegetáció domináns fajainak többsége nem rendelkezett számottevő magbankkal, így nagyobb területen jelentkező zavarást követően nem számíthatunk a teljes fajkészlet magbankból történő regenerációjára.

Köszönetnyilvánítás

A szerzők köszönik Tóthmérész Béla, Valkó Orsolya, Török Péter, Kelemen András, Deák Balázs és Miglécz Tamás szakmai tanácsait, a terepi és laboratóriumi munkában nyújtott segítségét. A kutatás a TÁMOP 4.2.4.A/2-11-1-2012-0001 azonosító számú Nemzeti Kiválóság Program – Hazai hallgatói, illetve kutatói személyi támogatást biztosító rendszer kidolgozása és működtetése konvergencia program című kiemelt projekt keretében zajlott. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósul meg. A publikáció elkészítését a TÁMOP-4.2.2.B-15/1/KONV-2015-0001 számú projekt támogatta. Köszönjük a kutatás infrastruktúráját támogató pályázatok (a Debreceni Egyetem Belső Kutatási pályázata, az OTKA PD 100192, az OTKA PD 111807, illetve a TÁMOP 4.2.1./B-09/1/KONV-2010-0007, valamint a TÁMOP-4.2.2/B-10/1-2010-0024 program) anyagi támogatását.

Irodalomjegyzék

- BADGER K. S., UNGAR I. A. 1994: Seed bank dynamics in an inland salt marsh, with special emphasis on the halophyte *Hordeum jubatum* L. International Journal of Plant Sciences 155: 66–72. <http://dx.doi.org/10.1086/297148>

- BORHIDI A. 1995: Social behaviour types, the naturalness and relative indicator values of the higher plants in the Hungarian Flora. *Acta Botanica Hungarica* 39: 97–181.
- BOSSUYT B., BUTAYE J., HONNAY O. 2006: Seed bank composition of open and overgrown calcareous grassland soils – a case study from Southern Belgium. *Journal of Environmental Management* 79: 364–371. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.08.005>
- BOSSUYT B., HONNAY O. 2008: Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. *Journal of Vegetation Science* 19: 875–884. <http://dx.doi.org/10.3170/2008-8-18462>
- CSONTOS P. 2001: *A természetes magbank kutatásának módszerei*. Scientia Kiadó, Budapest.
- CSONTOS P. 2007a: Dolomityepepek magbankja ültetett feketefenyvesek talajában. *Tájökológiai Lapok* 5: 117–129.
- CSONTOS P. 2007b: Seed banks: ecological definitions and sampling considerations. *Community Ecology* 8: 75–85. <http://dx.doi.org/10.1556/comec.8.2007.1.10>
- CHANG E. R., JEFFERIES R. L., CARLETON T. J. 2001: Relationship between vegetation and soil seed banks in an arctic coastal marsh. *Journal of Ecology* 89: 367–384. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2745.2001.00549.x>
- CRAIN C. M., ALBERTSON L. K., BERTNESS M. D. 2008: Secondary succession dynamics in estuarine marshes across landscape-scale salinity gradients. *Ecology* 89: 2889–2899. <http://dx.doi.org/10.1890/07-1527.1>
- DEÁK B., TÓTHMÉRÉSZ B. 2007: A kaszálás hatása a Hortobágy Nyírólapos csetkákás társulásában. *Természetvédelmi Közlemények* 13: 179–186.
- DEÁK B., VALKÓ O., ALEXANDER C., MÜCKE W., KANIA A., TAMÁS J., HEILMEIER H. 2014b: Fine-scale vertical position as an indicator of vegetation in alkali grasslands – case study based on remotely sensed data. *Flora* 209: 693–697. <http://dx.doi.org/10.1016/j.flora.2014.09.005>
- DEÁK B., VALKÓ O., TÓTHMÉRÉSZ B., TÖRÖK P. 2014c: Alkali marshes of Central-Europe – ecology, management and nature conservation. In: SHAO H.-B. (ed.) *Salt marshes: ecosystem, vegetation and restoration strategies*. Nova Science Publishers, pp. 1–11.
- DEÁK B., VALKÓ O., TÖRÖK P., TÓTHMÉRÉSZ B. 2014a: Solonetz meadow vegetation (*Beckmannia eruciformis*) in East-Hungary – an alliance driven by moisture and salinity. *Tuexenia* 34: 187–203. <http://doi.doi.org/doi:10.14471/2014.34.004>
- DENGLER J., JANIŠOVÁ M., TÖRÖK P., WELLSTEIN C. 2014: Biodiversity of Palaeartic grasslands: a synthesis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 182: 1–14. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.015>
- EGAN T. P., UNGAR, I. A. 2000: Similarity between seed banks and above-ground vegetation along a salinity gradient. *Journal of Vegetation Science* 11: 189–194. <http://dx.doi.org/10.2307/3236798>
- FENNER M., THOMPSON K. 2005: *The ecology of seeds*. Cambridge University Press, Cambridge.
- HALASSY M. 2001: Possible role of the seed bank in the restoration of open sand grassland in old fields. *Community Ecology* 2: 101–108. <http://dx.doi.org/10.1556/comec.2.2001.1.11>
- HOPFENSBERGER K. N. 2007: A review of similarity between seed bank and standing vegetation across ecosystems. *Oikos* 116: 1438–1448. <http://dx.doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15818.x>
- HUTCHINGS M. J., RUSSELL P. J. 1989: The seed regeneration dynamics of an emergent salt marsh. *Journal of Ecology* 77: 615–637. <http://dx.doi.org/10.2307/2260974>
- JUTILA H. M. 1998: Seed banks of grazed and ungrazed Baltic seashore meadows. *Journal of Vegetation Science* 9: 395–408. <http://dx.doi.org/10.2307/3237104>

- KELEMEN A., TÖRÖK P., VALKÓ O., MIGLÉCZ T., TÓTHMÉRÉSZ B. 2013a: Mechanisms shaping plant biomass and species richness: plant strategies and litter effect in alkali and loess grasslands. *Journal of Vegetation Science* 24: 1195–1203. <http://dx.doi.org/10.1111/jvs.12027>
- KELEMEN A., TÖRÖK P., VALKÓ O., MIGLÉCZ T., TÓTHMÉRÉSZ B. 2013b: A fitomassza és fajgazdagság kapcsolatát alakító tényezők hortobágyi szikes és löszgyepekben. *Botanikai Közlemények* 100: 47–59.
- KHAN M. A. 1993: Relationship of seed bank to plant distribution in saline arid communities. *Pakistan Journal of Botany* 25: 73–82.
- KIRÁLY G. (szerk.) 2009: Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvafő.
- LINDBORG R., BENGTSSON J., BERG A., COUSINS S. A. O., ERIKSSON O., GUSTAFSSON T., PER HASUND K., LENOIR L., PIHLGREN A., SJÖDIN E., STENSEKE M. 2008: A landscape perspective on conservation of semi-natural grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 125: 213–222. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2008.01.006>
- LUKÁCS B., RADÓCZ SZ. 2012: Vegetáció átmenetek dinamikája szikes élőhely komplexumokban, eltérő csapadékjárású években. *Természetvédelmi Közlemények* 18: 326–337.
- MARANÓN T. 1998: Soil seed bank and community dynamics in an annual-dominated Mediterranean salt-marsh. *Journal of Vegetation Science* 9: 371–378. <http://dx.doi.org/10.2307/3237101>
- MATUS G., TÓTHMÉRÉSZ B., PAPP M. 2003: Restoration prospects of abandoned species-rich sandy grassland in Hungary. *Applied Vegetation Science* 6: 169–178. [http://dx.doi.org/10.1658/1402-2001\(2003\)006\[0169:rpoass\]2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1658/1402-2001(2003)006[0169:rpoass]2.0.co;2)
- MOLNÁR A. 2004: A Hortobágy éghajlati jellemzői. In: ECSI Z. (szerk.) *A Hortobágy madárvilága. Hortobágy Természetvédelmi Egyesület, Winter Fair, Balmazújváros, Debrecen*, pp. 39–43.
- MOLNÁR ZS., BORHIDI A. 2003: Hungarian alkali vegetation: origins, landscape history, syntaxonomy, conservation. *Phytocoenologia* 33: 377–408. <http://dx.doi.org/10.1127/0340-269x/2003/0033-0377>
- PRACH K., JONGEPIEROVÁ I., ŘEHOŮNKOVÁ K., FAJMON K. 2014: Restoration of grasslands on ex-arable land using regional and commercial seed mixtures and spontaneous succession: successional trajectories and changes in species richness. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 182: 131–136. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.06.003>
- REINÉ R., CHOCARRO C., FILLAT F. 2004: Soil seed bank and management regimes of semi-natural mountain meadow communities. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104: 567–575. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.024>
- SCHMIEDE R., DONATH T. W., OTTE A. 2009: Seed bank development after the restoration of alluvial grassland via transfer of seed-containing plant material. *Biological Conservation* 142: 404–413. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2008.11.001>
- SMITH L. M., KADLEC J. A. 1983: Seed banks and their role during drawdown of a North American marsh. *Journal of Applied Ecology* 20: 673–684. <http://dx.doi.org/10.2307/2403534>
- TER HEERDT G. N. J., VERWEIJ G. L., BEKKER R. M., BAKKER J. P. 1996: An improved method for seed-bank analysis: seedling emergence after removing the soil by sieving. *Functional Ecology* 10: 144–151. <http://dx.doi.org/10.2307/2390273>
- THOMPSON K. 1986: Small scale heterogeneity in the seed bank of an acidic grassland. *Journal of Ecology* 74: 733–738. <http://dx.doi.org/10.2307/2260394>
- TÓTH T., KERTÉSZ M. 1996: Application of soil-vegetation correlation to optimal resolution mapping of solonchic rangeland. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 10: 1–12. <http://dx.doi.org/10.1080/15324989609381415>

- TÖRÖK P., ARANY I., PROMMER M., VALKÓ O., BALOGH A., VIDA E., TÓTHMÉRÉSZ B., MATUS G. 2009a: Vegetation, phytomass and seed bank of strictly protected hay-making Molinion meadows in Zemplén Mountains (Hungary) after restored management. *Thaiszia* 19: 67–77.
- TÖRÖK P., DEÁK B., VALKÓ O., KELEMEN A., KAPOCSI I., MIGLÉCZ T., TÓTHMÉRÉSZ B. 2014a: Recovery of alkali grasslands using native seed mixtures in Hungary. In: KIEHL K., KIRMER A., SHAW N., TISCHEW S. (eds) *Guidelines for native seed production and grassland restoration*. Newcastle upon Tyne: Cambridge University Press. pp. 183–198.
- 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. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.024>
- TÖRÖK P., KAPOCSI I., DEÁK B. 2012a: Conservation and management of alkali grassland biodiversity in Central-Europe. In: ZHANG W. J. (ed.) *Grasslands: types, biodiversity and impacts*. Nova Science Publishers Inc., New York, pp. 109–118.
- TÖRÖK P., MATUS G., PAPP M., TÓTHMÉRÉSZ B. 2009b: Seed bank and vegetation development of sandy grasslands after goose breeding. *Folia Geobotanica* 44: 31–46. <http://dx.doi.org/10.1007/s12224-009-9027-z>
- TÖRÖK P., MIGLÉCZ T., VALKÓ O., KELEMEN A., DEÁK B., LENGYEL SZ., TÓTHMÉRÉSZ B. 2012b: Recovery of native grass biodiversity by sowing on former croplands: Is weed suppression a feasible goal for grassland restoration? *Journal of Nature Conservation* 20: 41–48. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2011.07.006>
- TÖRÖK P., VALKÓ O., DEÁK B., KELEMEN A., TÓTHMÉRÉSZ B. 2014b: Traditional cattle grazing in a mosaic alkali landscape: effects on grassland biodiversity along a moisture gradient. *PLoS ONE* 9(5): e97095. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0097095>
- UNGAR I. A. 1991: *Ecophysiology of vascular halophytes*. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- UNGAR I. A. 2001: Seed banks and seed population dynamics of halophytes. *Wetland Ecology and Management* 9: 499–510.
- UNGAR I. A., WOODDELL S. R. J. 1993: The relationship between the seed bank and species composition of plant communities in two British salt marshes. *Journal of Vegetation Science* 4: 531–536. <http://dx.doi.org/10.2307/3236080>
- VALKÓ O., TÓTHMÉRÉSZ B., KELEMEN A., SIMON E., MIGLÉCZ T., LUKÁCS B., TÖRÖK P. 2014: Environmental factors driving vegetation and seed bank diversity in alkali grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 182: 80–87. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.06.012>
- VALKÓ O., TÖRÖK P., MATUS G., TÓTHMÉRÉSZ B. 2012: Is regular mowing the most appropriate and cost-effective management maintaining diversity and biomass of target forbs in mountain hay meadows? *Flora* 207: 303–309. <http://dx.doi.org/10.1016/j.flora.2012.02.003>
- VALKÓ O., TÖRÖK P., TÓTHMÉRÉSZ B., MATUS G. 2011: Restoration potential in seed banks of acidic fen and dry-mesophilous meadows: can restoration be based on local seed banks? *Restoration Ecology* 19: 9–15. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1526-100x.2010.00679.x>
- WANNER A., SUCHROW S., KIEHL K., MEYER W., POHLMANN N., STOCK M., JENSEN K. 2014: Scale matters: Impact of management regime on plant species richness and vegetation type diversity in Wadden Sea salt marshes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 182: 69–79. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.08.014>
- WILSON J. B., PEET R. K., DENGLER J., PÄRTEL M. 2012: Plant species richness: the world records. *Journal of Vegetation Science* 23: 796–802. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01400.x>
- ZAR J. H. 1999: *Biostatistical analysis*. New Jersey, Upper Saddle River: Prentice & Hall.

The role of seed banks in sustaining alkali grassland biodiversity in the Hortobágy National Park, Hungary

K. TÓTH^{1*}, B. A. LUKÁCS², Sz. RADÓCZ¹ and E. SIMON¹

¹University of Debrecen, Department of Ecology, P. O. Box 71, Debrecen, H-4010;
*kissa0306@gmail.com

²MTA Centre for Ecological Research, Department of Tisza River Research,
Bem tér 18/C, Debrecen, H-4026

Accepted: 27 January 2015

Key words: halophyte, hygrophYTE, persistence, salt content, water content.

We studied the vegetation, soil seed banks and environmental factors in three alkali grassland associations: *Artemisia santonici-Festucetum pseudovinae* dry alkali grasslands at highest elevations; *Puccinellietum limosae* at medium elevations and *Agrostio stoloniferae-Caricetum distantis* at the lowest elevations. We tested the following hypotheses: (i) Both species diversity in the seed banks and seed density are the highest in the most stressed grassland type (ii) Seed density of hygrophytes increases with decreasing elevation. We detected a mean seed bank density ranging from 30 104 up to 51 410 seeds/m², which was higher than in most dry grasslands. The findings did not support our first hypothesis; both the lowest seed bank diversity and seed density were detected in the most stressed *Puccinellietum limosae* grasslands, where *Spergularia salina* and *Juncus compressus* were the only abundant seed bank species (possessing at least 1 000 seeds/m²). We detected the highest seed densities of the hygrophYTE species in the lowest-elevated *Agrostio stoloniferae-Caricetum distantis* grasslands. The results partly supported the second hypothesis; most of the hygrophYTE species were missing from the seed bank at the medium-elevated, but most saline *Puccinellia* grasslands. We detected more species in the seed banks than in the aboveground vegetation which underlines the importance of seed banks in sustaining the diversity of alkali grasslands. However, most of the graminoid species possessed no considerable seed bank, except for *Juncus compressus* (up to 38 619 seeds/m²). Our results suggest that persistence and establishment of most alkali grassland species are not supported by the local seed banks.