

SPONTÁN GYEPREGENERÁCIÓ EXTENZÍVEN KEZELT LUCERNÁSOKBAN

KELEMEN András¹, TÖRÖK Péter^{*}, DEÁK Balázs², VALKÓ Orsolya¹, LUKÁCS Balázs András²,
LENGYEL Szabolcs¹, TÓTHMÉRÉSZ Béla¹

¹ Debreceni Egyetem TEK, Ökológiai Tanszék, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

² Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, 4024 Debrecen, Sumen út 2.

* molinia@gmail.com

Kulcsszavak: szekunder szukcesszió, *Medicago sativa*, évelő, gyepesítés, regeneráció

Összefoglalás: Vizsgálatainkban 1, 3, 5 és 10 éve telepített, extenzíven kezelt lucernások szekunder szukcesszióját tanulmányoztuk a Hortobágy Nemzeti Park területén. Vizsgálatainkban az alábbi kérdésekre kerestük a választ: (1) A telepítést követően, extenzív művelés esetén milyen gyorsan tűnik el a takarmánylucerna a vegetációból? (2) Miben tér el a lucernások spontán vegetációfejlődése a rövid életű kultúrák felhagyását követő szukcessziótól? (3) Milyen gyors a szikes és löszgyepek spontán regenerációja lucernások helyén? Eredményeink azt mutatják, hogy a lucerna mennyisége a három évesnél idősebb lucernásokban alacsony volt. A tíz éves állományok vegetációjából szinte teljesen eltűnt. Eltérően a rövid életű kultúrák felhagyását követő vegetációfejlődéstől, az extenzíven kezelt lucernásokban zajló szekunder szukcesszió során nem tapasztaltunk gyomok dominálta stádiumot. A lucernát az idősebb állományok vegetációjában évelő fűvek váltották fel, közben a diverzitás folyamatos növekedését tapasztaltuk. Eredményeink azt mutatják, hogy a fajszegény társulások (fűves szikes puszta, ecsetpázsitos sziki rét) regenerációja már 5-10 év alatt bekövetkezhet. Bár számos lösz- és szikes gyepekre jellemző kísérőfaj spontán betelepülését tapasztaltuk, természetközeli állapotú gyepek kialakulása vizsgálatunk időtávtálatánál hosszabb folyamat.

Bevezetés

Magyarországon a rendszerváltást követő mintegy két évtizedben a mezőgazdasági területek közel 10%-án (600 000 ha) hagytak fel a korábbi műveléssel (CRAMER & HOBBS 2007). Az Alföldön, ezeken a területeken, természetközeli állapotú gyepek kialakítását tartjuk kívánatosnak. Így megteremthető az összeköttetés a fennmaradt természetes állapotú gyeppragmentumok között. Az új élőhelyek létrehozása segíti a természetes gyepek fajkészletének megőrzését (STEVENSON et al. 1995, CRITCHLEY et al. 2003, SIMMERING et al. 2006). illetve a meglévő gyepek területének növelésével csökkenti azok sérülékenységét (PYWELL et al. 2002). Gyepterületek létesítése támaszkodhat különböző technikai beavatkozásokra (pl. magvetés, szénaránhordás stb.), illetve spontán szukcesszióra (PRACH & PYŠEK 2001). A spontán szukcesszió restaurációs ökológiai jelentőségét gyakran alulértékelik, annak ellenére, hogy bizonyos esetekben a kisebb költség- és munkaigényen kívül is számos előnye van a technikai jellegű beavatkozásokkal szemben (PRACH & PYŠEK 2001, PRACH et al. 2001, VIDA et al. 2008). A spontán regeneráció során diverz, színező elemekben gazdag gyep keletkezhet, ha az adott terület viszonylag kis kiterjedésű (PRACH & PYŠEK 2001, LEPŠ et al. 2007) és a természetes vegetáció fajainak propagulumai jelen vannak a lokális magkészletben (HUTCHINGS & BOOTH 1996, THOMPSON et al. 1997, MANCHESTER et al. 1999), vagy vannak a közelben olyan élőhelyek, ahonnan bejuthatnak a területre (HALASSY 2001, RUPRECHT 2005). Ha a művelés nem volt hosszan tartó, akkor a természetes gyepek fajainak csíráképes magjai fennmaradhatnak a mezőgazdaság által hasznosított terület talajában (JONGEPIEROVÁ et al. 2004). Számos vizsgálat kimutatta, hogy a tartós művelés a lokális magkészlet elszegényedését, összetételének megváltozását (pl.

gyommagvak arányának növekedését) okozhatja (HUTCHINGS & BOOTH 1996, THOMPSON et al. 1997, MANCHESTER et al. 1999). Emiatt szükség van olyan, természetközeli állapotban megmaradt élőhelyekre, ahonnan a természetes vegetáció fajainak propagulumai bejuthatnak a gyepesedő területekre (SIMMERING et al. 2006). Emellett a bejutó propagulumok csírázásához és a csíranövények megtelepedéséhez megfelelő menedékhelyekre („safe site”) is szükség van (HARPER 1977, COULSON et al. 2001). A szükséges propagulum-források és menedékhelyek hiányában a spontán szukcesszió viszonylag lassú (PRACH & PYSEK 2001, TÖRÖK et al. 2009) és erősen sztochasztikus lehet, így a folyamat végkimenetele nehezen megjósolható (MANCHESTER et al. 1999, HALASSY 2001). Egyes esetekben a spontán szukcesszió korai stádiumban megrekedhet, és sokáig fennmarad egy gyomok által dominált állapot (COLLINS et al. 2001, PRACH & PYSEK 2001).

A spontán szukcesszió szempontjából fontos a korai kolonizáló közösség fajösszetétele és dominanciaviszonyai (LI et al. 2007). Rövidéletű kultúrák felhagyása után jellemző, hogy a pionír gyomfajok kezdetben nagy borítással vannak jelen (CSECSERITS & RÉDEI 2001, BLUMENTHAL et al. 2005, FENG et al. 2007). A legnagyobb fajgazdagság a pionír stádium és az évelők dominanciájával jellemezhető állapot közötti átmeneti fázisban figyelhető meg (FENG et al. 2007, PRACH et al. 2007). Az évelő dominancia kialakulásával párhuzamosan a fajgazdagság, a gyomok visszaszorulása miatt gyakran csökken (PRACH et al. 2007). Évelő kultúrák esetén természetesen már a kezdeti időszakban magas az évelő fajok borítása, ami eltérő vegetációfejlődési mintázatot eredményezhet. Ennek ellenére kevés az olyan publikáció, amely évelő kultúrák szekunder szukcesszióját vizsgálja (LENGYEL 2006, PRACH et al. 2007). A legtöbb, mezőgazdasági területeket vizsgáló, szekunder szukcessziót bemutató publikáció rövidéletű gabona és kapás-kultúrák helyén történő gyp-regenerációt vizsgál, vagy az előtörténetre vonatkozó ismeretek hiányában nem foglalkozik annak vegetációfejlődésre gyakorolt hatásával (CSECSERITS & RÉDEI 2001, RUPRECHT 2006, PRACH et al. 2007).

Vizsgálataink során eltérő korú, spontán gyepesedő, extenzíven kezelt lucernások szukcesszióját értékeltük tér-idő helyettesítéses módszer alkalmazásával. Kutatásunkban az alábbi kérdésekre kerestük a választ: (1) A telepítést követően, extenzív művelés esetén milyen gyorsan tűnik el a takarmánylucerna a vegetációból? (2) Miben tér el a lucernások spontán vegetációfejlődése a rövid életű kultúrák felhagyását követő szukcessziótól? (3) Milyen gyors a szikes és löszgyepek spontán regenerációja lucernások helyén?

Anyag és módszer

Lucernások jellemzése

A Hortobágyon és a Nagykunságban a takarmánylucernát (*Medicago sativa*) általában magasabban fekvő területekre vetik, ahol jó minőségű, nem vagy csak mélyben szikes talajok találhatóak. A térségben a lucernaföldeket leggyakrabban évi kétszeri kaszálással hasznosítják. A lucernásokat általában 3–4 év elteltével beszántják, majd helyükre más kultúrát telepítenek (KEMENESY & MANNINGER 1966, KISS & HORVÁTH 1972). Az általunk vizsgált idősebb állományokban ez a beszántás és újratelepítés elmaradt. Extenzív művelésűnek mi akkor tekintettük a lucernásokat, ha területükön öntözés, műtrágyabevitel és peszticid-használat nem történt, illetve évi kétszer kaszálással kezelték őket.

A vizsgált, extenzíven művelt lucernások a Hortobágy Nemzeti Park területén, Kócsújfalu, Karcag, Tiszacsege és Nádudvar térségében, mintegy 50 km-es sugarú körön belül helyezkednek el. A Hortobágyi Nemzeti Park mintegy 9600 ha nagyságú saját vagyongazdálkodású szántóterülete található a térségben, amelynek hozzávetőlegesen 20–25%-a lucernás. Magántulajdonban hozzávetőlegesen ugyanennyi lucernás található. Az elmúlt tíz évben a magánkézben lévő és a nemzeti parki tulajdonú lucernások esetében is jellemző volt, hogy a kiöregedő kultúrákat nem számolták fel, hanem a területek kaszálással történő hasznosítását továbbra is fenntartották. Ennek köszönhetően évente mintegy 10–50 ha lucernás gyepterületre történő földhivatali átminősítése történik meg. Azonban ennek többszöröse az a terület, amely a tulajdoni lap szerint szántó művelési ágban van annak ellenére, hogy már jelentősen előrehaladt rajtuk a gyepesedés.

A referencia gyeppek jellemzése

Referencia felvételeinket három, a térségre jellemző gyeptársulásban készítettük. Szikes gyeppek közül a zavartabb, alacsony sótartalmú talajokra jellemző füves szikespuszta (*Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae*) társulást vizsgáltuk. Lőszgyeppek esetében három eltérő természetességű közösséget választottunk. Az első egy intenzív legeltetés után felhagyott, degradált lőszlegelő (*Cynodonti-Poëtum angustifoliae*). A második egy jobb természetességű, *Bromus inermis* dominanciájú lőszmezsgye (*Salvio nemorosae-Festucetum rupicolae* társulás); míg a harmadik egy fajgazdag, természetközeli állapotú lőszpuszta volt (*Salvio nemorosae-Festucetum rupicolae*). A nedves gyeppek közül a kevésbé szikes területeken előforduló, rendszeresen kaszált fajszegény gyeptípust, az ecsetpázsitos sziki rét társulást (*Agrostio stoloniferae – Alopecuretum pratensis*) vizsgáltuk. A társulások elnevezése BORHIDI (2003), míg a fajnevek használata SIMON (2001) nevezéktanát követi.

Mintavétel

Összesen 12 spontán gyepesedő lucernás állományt vizsgáltunk. Vizsgálatainkban 1, 3, 5 és 10 éve telepített, extenzíven kezelt lucernások szekunder szukcesszióját tanulmányoztuk (mindegyik korcsoportban három lucernaföldet vizsgáltunk). Minden lucernásban 3 random módon elhelyezett blokkban, blokkonként 4 kvadrátban rögzítettük a fajonkénti borítás százalékos értékeit, 2009. júniusában, még az első kaszálás előtt. Minden lucernásban a kvadrátok közelében egyenletesen elhelyezve, blokkonként 10 darab 20×20 cm-es négyzetben begyűjtöttük a teljes földfelszín feletti fitomasszát (élő növényi anyag és avar). Mintáinkat tömegállandóságig szárítottuk (25°C, 2 hét), majd a szárított mintákat avar, egyszikű és kétszikű csoportokra válogattuk. A takarmánylucerna fitomasszáját minden esetben különválogattuk. A minták száraz tömegét 0,01 g-os pontossággal mértük. A referenciagyeppek minden állományában ugyanezt a mintavételt és elrendezést alkalmaztuk.

Adatfeldolgozás

A cönológiai felvételek és a fitomassza minták fajait négy funkcionális csoportba soroltuk az eltérő morfológiai és életmenet sajátosságok alapján. Ezek a kategóriák a rövid életű egyszikű és rövid életű kétszikű fajok (therophytonok és hemitherophytonok), illetve az évelő egyszikű és évelő kétszikű fajok csoportjai voltak (kryptohytonok, hemikryptohytonok, chamaephytonok). A kvadrátokban detektált fajszám, borítás és

fitomassza adatokat blokkonként, majd a blokkokat területenként átlagoltuk. A statisztikai elemzésekhez ezeket az átlagolt értékeket használtuk. A fajszámok, a borításértékek és a fitomassza tömegek átlagait ANOVA segítségével hasonlítottuk össze. A szignifikánsan különböző csoportok kiválasztására Student-Newman-Keuls tesztet használtunk ($p < 0,05$). A területek fajgazdagságának jellemzésére Shannon-diverzitást számoltunk. A diverzitásértékek átlagait ANOVA segítségével vetettük össze. A spontán gyepesedő lucernások és a referencia területek vegetációjának összevetéséhez DCA ordinációt használtunk.

Eredmények

Eltérő korú lucernások vegetációja

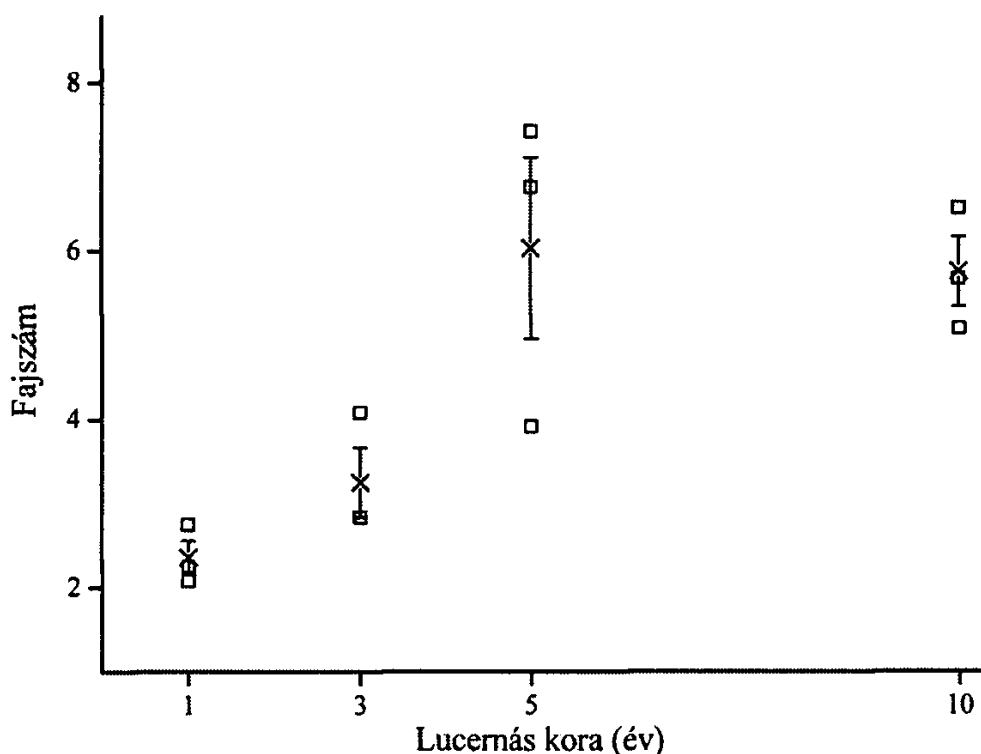
A lucernások területén a cönológiai felvételekben összesen 104 fajt találtunk. Az össz-fajszám az idősebb (5 és 10 éves) lucernásokban magasabb volt, mint a fiatalabbakban (1 és 3 éves). Az évelő fajok száma esetében is növekvő tendenciát tapasztaltunk. Az évelő fajok száma az 5 és 10 éves területeken szignifikánsan magasabb volt, mint az 1 és 3 éves lucernásokban (ANOVA; $n=3$; $F=8,64$; $p < 0,05$) (1. ábra). A rövidéletű növények fajszámában nem mutattunk ki szignifikáns különbséget.

1. táblázat Az egyes csoportok borításértékei (% átlag ± standard hiba) a vizsgált lucernásokban. A csoportokon belüli szignifikáns eltéréseket az értékek után felső indexbe tett eltérő betűk jelzik. (* = *Medicago sativa* nélkül).

Table 1. Percentage cover scores of the functional groups (% mean ± standard error). Significant differences are indicated by different superscripted letters (* = without *Medicago sativa*).

	1 éves	3 éves	5 éves	10 éves
<i>Medicago sativa</i>	75,2±1,1 ^a	72,8±11,0 ^a	24,1±4,9 ^b	2,3±2,3 ^c
Évelő kétszikűek*	0,7±0,2 ^a	6,5±4,5 ^{ab}	10,7±2,7 ^{ab}	16,3±2,2 ^b
Évelő egyszikűek	0,5±0,2 ^a	0,9±0,1 ^a	29,8±14,1 ^{ab}	50,2±15,0 ^b
Rövidéletű kétszikűek	8,9±1,6	5,4±2,2	10,6±7,6	6,2±0,5
Rövidéletű egyszikűek	0,1±0,1 ^a	0,2±0,1 ^a	11,0±3,9 ^b	2,6±1,5 ^a
Összes évelő	76,4±1,2	80,2±6,4	64,6±12,2	68,8±11,4
Összes rövid életű	9,0±1,6	5,6±2,3	21,6±10,8	8,8±1,3

Az 1 és 3 éves lucernások esetén a lucerna átlagos borítása nem különbözött szignifikánsan. A többi esetben mindig szignifikánsan alacsonyabb volt minél idősebb lucernást vizsgáltunk (ANOVA; $n=3$; $F= 34,66$; $p < 0,05$). Az évelő fajok összborítása közel azonos volt minden korcsoportban. Viszont a takarmánylucerna nélkül számított évelő borítás az 5 és 10 éves állományokban szignifikánsan magasabb volt, mint az 1 és 3 éves lucernásokban (ANOVA; $n=3$; $F= 10,90$; $p < 0,05$). Az évelő fűvek borítása szintén magasabb volt az 5 és 10 éves lucernásokban, mint az 1 illetve 3 évesekben (ANOVA;

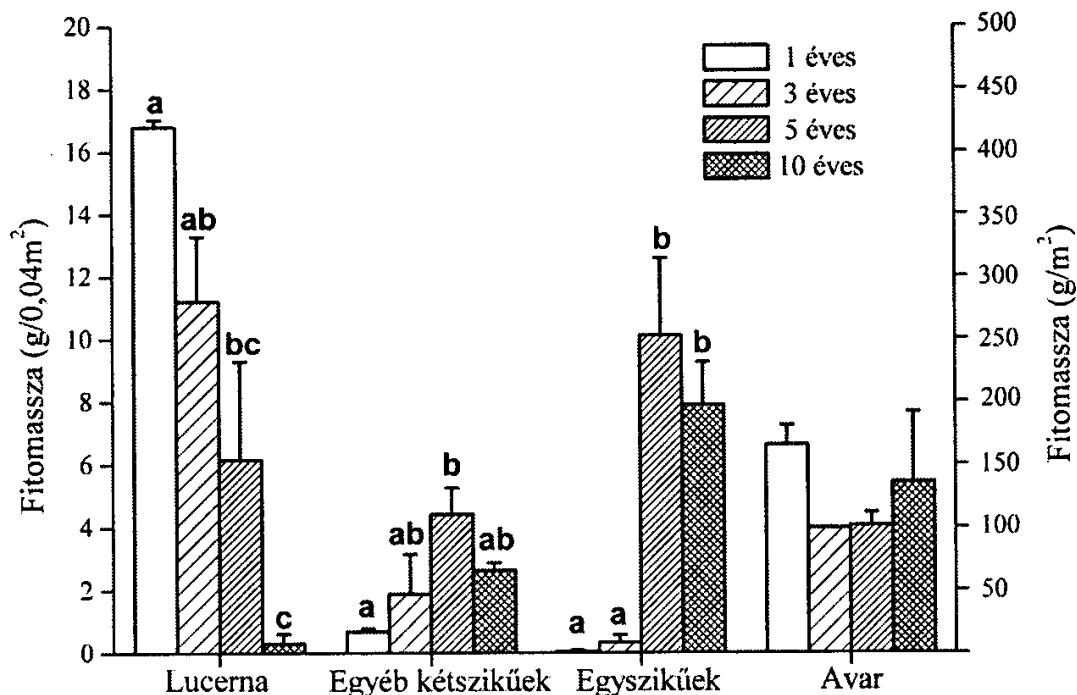


1. ábra A cönológiai felvételek évelő fajainak száma (átlag±standard hiba) a különböző korú lucernások 3–3 állományában. Jelmagyarázat: □ – lucernások állományonkénti átlaga, X – korcsoport átlag (± standard hiba).

Figure 1. Number of perennial species in 1 m² plots, in different aged alfalfa fields. Legend: □ – mean of fields, X – mean of age groups (± standard error).

$n=3$; $F= 5,51$; $p<0,05$). Az évelő kétszikűek mennyiségében nem tapasztalunk szignifikáns különbségeket. A rövidéletű fajok összborítása nagyobb volt a két idősebb lucernásban. A különbség a rövidéletű egyszikűek esetében szignifikáns volt (ANOVA; $n=3$; $F= 6,00$; $p<0,05$) (1. táblázat).

A takarmánylucerna átlagos fitomasszája az idő előrehaladtával szignifikánsan csökkent (ANOVA; $n=3$; $F= 13,92$; $p<0,05$). Ezzel párhuzamosan az egyszikűek fitomasszája növekedett (ANOVA; $n=3$; $F= 13,14$; $p<0,05$). A kétszikű frakció össztömege is szignifikánsan kevesebb, minél idősebb volt a vizsgált állomány (ANOVA; $n=3$; $F= 21,29$; $p<0,05$). A kétszikűek lucerna nélküli tömege viszont magasabb az idősebb lucernásokban, de ez a különbség csak az 1 és az 5 éves állományok között volt szignifikáns (ANOVA; $n=3$; $F= 4,16$; $p<0,05$). Az avar (holt fitomassza) mennyiségében nem tapasztalunk szignifikáns különbségeket (2. ábra).



2. ábra A különböző korú lucernások átlagos fitomassza tömegei a 20×20 cm-es mintavételi négyzetek alapján (átlag ± standard hiba). A csoporton belüli szignifikáns eltéréseket az oszlopok fölé írt eltérő betűk jelölik.

Figure 2. Phytomass of different aged alfalfa fields in 20×20 cm plots. Within-group differences between years are indicated by different letters (mean ± standard error).

Diverzitás

Az 1 és 3 éves lucernások illetve a fajszegény *Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae* és *Agrostio stoloniferae-Alopecuretum pratensis* társulásokban számított Shannon diverzitás értékek nem tértek el szignifikánsan egymástól, viszont mindhárom löszgyeppen mért diverzitás értékeknél szignifikánsan alacsonyabbak voltak. Az 5 és 10 éves állományok diverzitása magasabb volt, mint az 1 és a 3 éves lucernásokban, a két fajszegény referencia gyeppen (*Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae* és *Agrostio stoloniferae-Alopecuretum pratensis* társulás), illetve a degradált löszgyeppen (*Cynodonti-Poëtum angustifoliae*) mért értékek. A *Bromus inermis*-es mezsgye és a jó állapotú löszgyep (*Salvio nemorosae-Festucetum rupicolae*) Shannon-diverzitás értékei a 10 éves lucernásokban mért értékeknél is szignifikánsan magasabbak voltak (ANOVA; $n = 3$; $F = 16,30$; $p < 0,05$) (2.táblázat).

Lucernások és referencia gyepek

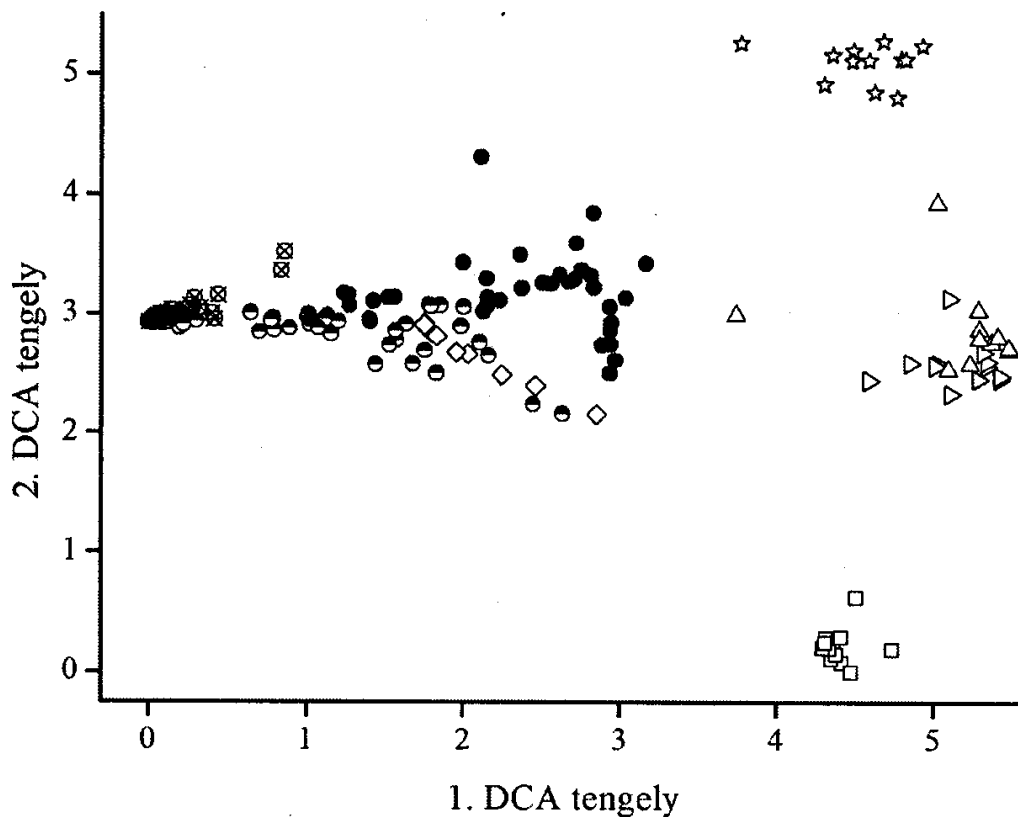
Az egyéves lucernások felvételei a DCA ordinációban kompakt pontfelhőt alkotnak, amely az egyes felvételek közötti nagymértékű hasonlóságra utal. Ezekkel a pontokkal átfednek a 3 éves lucernások felvételei. Az 5 éves, de főleg a 10 éves felvételek pontjai nagyobb területen helyezkednek el, mint az 1 illetve 3 éves területek pontfelhői, ami heterogénebb fajösszetételű vegetációra utal. A két idősebb korcsoportba tartozó lucernások pontjai nem válnak el élesen egymástól és az *Agrostio stoloniferae-Alopecuretum pratensis* társulás pontjaitól. Az idősebb lucernásokban készített felvételek pontjai közelebb helyezkednek el a természetközeli gyepekben készített felvételek pontjaihoz, mint a fiatalabb lucernások pontjai (3. ábra).

2. táblázat A lucernások és a referencia gyepék Shannon-diverzitás értékei (átlag \pm standard hiba). Az egyes értékek közötti szignifikáns különbséget a felső indexekbe írt eltérő betűkkel jelöltük.

A lucernások és a referencia gyepék értékeit együtt teszteltük.

Table 2. Shannon diversity scores of different aged alfalfa fields and reference grasslands (mean \pm standad error). Significant differences are indicated by different superscripted letters. The alfalfa fields and reference grasslands were tested simultaneously.

Shannon-diverzitás (átlag+SE)	
Lucernások	
1 éves korcsoport	0,5 \pm 0,1 ^a
3 éves korcsoport	0,6 \pm 0,3 ^a
5 éves korcsoport	1,6 \pm 0,2 ^c
10 éves korcsoport	1,5 \pm 0,2 ^c
Referencia gyepék	
Achilleo setaceae- Festucetum pseudovinae	0,9 \pm 0,1 ^a
Agrostio stoloniferae- Alopecuretum pratensis	1,0 \pm 0,1 ^a
Cynodonti-Poëtum angustifoliae	1,2 \pm 0,1 ^b
<i>Bromus inermis</i> -es mezsgye	1,9 \pm 0,1 ^d
Salvio nemorosae-Festucetum rupicolae	2,3 \pm 0,1 ^e



3. ábra Százalékos borításértékeken alapuló DCA ordináció. Jelmagyarázat: ○ - egyéves lucernások, ⊗ - hároméves lucernások, ● - ötéves lucernások, ● - tízéves lucernások, ◇ - Agrostio stoloniferae- Alopecuretum pratensis, □ - Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae, ▷ - Salvia nemorosae-Festucetum rupicolae (jó állapotú), △ - Cynodonti-Poëtum angustifoliae (degradált), ☆ - Salvia nemorosae-Festucetum rupicolae (mezsgye).

Figure 3. DCA ordination based on percentage cover data. Alfalfa fields: ○ - 1 yr -old, ⊗ - 3 yr - old, ● - 5 yr - old, ● - 10 yr - old, ◇ - Agrostio stoloniferae- Alopecuretum pratensis, □ - Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae, ▷ - Salvia nemorosae-Festucetum rupicolae (species-rich loess grassland), △ - Cynodonti-Poëtum angustifoliae, ☆ - Salvia nemorosae-Festucetum rupicolae (loess balk).

Az 5 éves és a 10 éves extenzíven kezelt lucernások tömeges fajaik alapján, a fajszegény *Agrostio stololoniferae*-*Alopecuretum pratensis* társuláshoz hasonlítanak (3. ábra). Fajkészletükben azonban számos olyan faj van jelen kis borításban, amely az ecsetpázsitosokban nem fordul elő, viszont a löszgyepekben gyakori. A jó állapotú természetes gyepekre jellemző kísérőfajok csak az 5 és a 10 éves lucernásokban voltak jelen (*Inula britannica*, *Centaurea pannonica*, *Koeleria cristata*, *Vicia hirsuta*, *Vicia angustifolia*, *Trifolium angulatum*, *Trifolium retusum*, *Lathyrus tuberosus*, *Melandrium viscosum*).

Megvitatás

A takarmánylucerna mennyisége az 1 éves és a 3 éves állományokban csak kis mértékben tért el. Az idősebb állományokban azonban mennyisége erőteljesen lecsökken. A mezőgazdasági tapasztalatok szerint a takarmánylucerna a vetést követő első kaszálás után gyors fejlődésnek és bokrosodásnak indul, ez visszaszorítja a vetés után közvetlenül megjelenő gyomokat, így viszonylag fajszegény és homogén lucernaállomány alakul ki. A lucerna borítása a 3. év és az 5. év között szignifikánsan lecsökken, majd további csökkenést tapasztaltunk az 5 éves és a 10 éves korcsoport között is. A 10 éves telepítésekben a takarmánylucerna szinte már teljesen eltűnt a vegetációból. A lucerna visszaszorulása nem magyarázható az egyéb évelő fajok kompetitív hatásával (ODUM 1969), hiszen ezek mennyisége a 3 éves lucernásokban alacsony. A 3. év és 5. év közötti jelentős visszaesés legvalószínűbb oka a lucernatövek előregedése és pusztulása (KISS & HORVÁTH 1972). Eredményeink összhangban vannak a széles körben alkalmazott mezőgazdasági gyakorlattal, hogy a lucernákat 3-4 évente újraterelik (KISS & HORVÁTH 1972).

Az általunk tapasztalt vegetációs változások eltérnek az egyéves kultúrák helyén történő szekunder szukcessziótól. Az egyéves kultúrák felhagyása után a szabad felszíneket rövidéletű fajok népesítik be, amelyek gyakran a korábban termesztett kultúra gyomnövényei közül kerülnek ki, kiegészülve a környező területekről betelepülő pionírokkal (BLUMENTHAL et al. 2005). Az évelők (zömében évelő füvek) csak a későbbi fázisokban települnek be fokozatosan kiszorítva a rövidéletű gyomfajokat (McCONNAUGHAY & BAZZAZ 1987; CARSON & PICKETT 1990). A lucernások szukcessziója ezzel szemben magas évelő borítással indul. Emiatt a vizsgált lucernásokban egyöntetűen alacsony volt a gyomok mennyisége és nem volt gyomok dominálta stádium. Egyek-Pusztakócs (HNP) térségében végzett gyeprekonstrukciók vizsgálata során azt tapasztalták, hogy a felszántott lucernások helyén az első évben sokfajos gyomvegetáció nőtt fel (TÖRÖK et al. 2008, 2010). Feltételezhető tehát hogy a lucernások talajában nagy mennyiségű gyommag van jelen és a folyamatosan magas évelő borítás akadályozza ezeknek a fajoknak a tömeges megjelenését a vegetációban (vö. REJMANEK 1989, LI et al. 2007). A rövidéletű fajok közel állandó borításban és fitomasszával vannak jelen a különböző korú lucernásokban. Annak, hogy ezek a fajok nem szorulnak ki a vegetációból, egyik oka az, hogy a területeken az összborítás és illetve a holt fitomassza mennyisége nem növekszik a szukcesszió folyamán (TÖRÖK et al. 2009, McLACHLAN & KNISPEL 2005, BOCK & BOCK 1993). Feltehetően a fentebb ismertetett jelenségeken túlmenően a rendszeres kaszálás is szerepet játszik abban a földdinamikában, amely menedékhelyek folyamatos biztosítása révén elősegíti a korai szukcessziós stádiumok fajainak megtelepedését és folyamatos fennmaradását (GOLDBERG 1987, McCONNAUGHAY & BAZZAZ 1987; CARSON & PICKETT

1990, FENG et al. 2007). Ezek a menedékhelyek kulcsfontosságúak lehetnek a természetes gyepek fajainak betelepülése szempontjából is (HARPER 1977, COULSON et al. 2001).

Számos vizsgálat kimutatta, hogy a szekunder szukcesszió során a magas kezdeti fajgazdagságot számos esetben kisebb-nagyobb mértékű fajszaám-csökkenés követi (ARMESTO & PICKETT 1985, COLLINS et al 2001, PRACH et al. 2007). Lucernások esetében ettől eltérő trendeket tapasztaltunk, az összfajszaám és a diverzitás az idő előrehaladtával növekedett. Ennek oka, hogy a lucerna borításának csökkenésével helyére több évelő faj, főleg természetes gyepekre jellemző évelő fűvek települnek be (pl. *Agropyron intermedium*, *A. repens*, *Alopecurus pratensis*, *Poa angustifolia*, *Festuca pseudovina* és *F. rupicola*) és a rövidéletű fajok száma is kis mértékben növekszik. A fajszaám- és Shannon-diverzitás növekedés a 3. év és 5. év között a legnagyobb. Az összfajszaám és a diverzitás ekkor bekövetkező jelentős emelkedése annak tudható be, hogy ekkor a legintenzívebb a lucernatövek pusztulása miatti fajkicserélődés (KISS & HORVÁTH 1972). A fentiek miatt megfigyelhető, hogy minél idősebb a vizsgált lucernás, vegetációja annál heterogénebb (3. ábra). Ez az eredmény ellentétes az egyéves vegetáció felhagyása utáni, illetve a talajelőkészítést követően korábbi lucernások helyén végzett magvetéses gyepesítés során tapasztaltakkal, ahol az idő előrehaladtával, az évelő dominancia kialakulásával párhuzamosan egyre homogénebb és fajszegeényebb vegetáció jött létre (COLLINS et al. 2001, TÖRÖK et al. 2008, 2010).

Az egyszikűek arányának növekedése és néhány természetes gyepekre jellemző faj megjelenése miatt az 5 éves és 10 éves állományok már jobban hasonlítanak a természetes gyepekre, mint a fiatalabb lucernások (3. ábra). A dominanciaviszonyok alapján ez a hasonlóság a fajszegeény *Agrostio stoloniferae*-*Alopecuretum pratensis* társulással a legnagyobb. Fajkészletük alapján viszont az 5 éves, de főleg a 10 éves állományok vegetációfejlődése a löszgyepek felé mutat. Ezt támasztják alá a Shannon-diverzitás értékek eltérései is. Az 5 éves és 10 éves állományok diverzitása magasabb, mint a szikes gyep, az ecsetpázsitos és a degradált löszgyep diverzitása, de alacsonyabb, mint a mezsgye vegetáció és a jó állapotú löszgyep értékei. Az, hogy a jobb állapotú gyepeket jelző fajok csak az 5 éves illetve 10 éves állományokban fordulnak elő, jelzi, hogy ezeknek a fajoknak a betelepüléséhez valószínűleg szükséges volt a lucerna 3. és 5. év közötti visszaszorulása.

Több, szántó felhagyást követő szukcessziót vizsgáló kutatás szerint az évelő dominancia kialakulása 6-23 év alatt valósul meg (MOLNÁR & BOTTA-DUKÁT 1998, RUPRECHT 2005, CSECSERITS et al. 2007, FENG et al. 2007). Ezzel összhangban eredményeink azt mutatják, hogy a fajszegeény, mezofil társulások regenerációja már 5-10 év alatt bekövetkezik. Bár számos lösz- és szikes gyepekre jellemző kísérőfaj spontán betelepülését tapasztaltuk, természetközeli állapotú gyepek kialakulása vizsgálatunk időtávlátánál hosszabb folyamat.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozunk Miglécz Tamás és Tóth Katalin egyetemi hallgatóknak illetve Ölvedi Tamás Botond Ph.D. hallgatónak a terepi és labormunkában nyújtott segítségükért. Köszönjük továbbá Gál Lajosnak és Kapocsi Istvánnak, a Hortobágyi Nemzeti Park munkatársainak, hogy hasznos tanácsaikkal hozzájárultak munkánkhoz. A kutatást az OTKA-Norvég Finanszírozási Mechanizmus támogatta (NN78887).

Irodalom

- ARMESTO J. J., PICKETT S. T. A. 1985: Experiments on disturbance in oldfield plant communities: impact on species richness and abundance. *Ecology* 66: 230–240.
- BLUMENTHAL D. M., JORDAN N. R., SVENSON E. L. 2005: Effects of prairie restoration on weed invasions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 107: 221–230.
- BOCK C., BOCK J. 1993: Cover of perennial grasses in Southeastern Arizona in relation to livestock grazing. *Conservation Biology* 7: 371–377.
- BORHIDI, A. 2003. Magyarország Növénytársulásai. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- CARSON W. P., PICKETT S. T. A. 1990: Role of resources and disturbance in the organization of an old-field plant community. *Ecology* 71: 226–238.
- COLLINS B., WEIN G., PHILIPPI T. 2001: Effects of disturbance intensity and frequency on early old-field succession. *Journal of Vegetation Science* 12: 721–728.
- COULSON S. J., BULLOCK J. M., STEVENSON M. J., PYWELL R. F. 2001: Colonization of grassland by sown species: dispersal versus microsite limitation in responses to management. *Journal of Applied Ecology* 38: 204–216.
- CRAMER V. A., HOBBS R. J. (szerk.) 2007: Old fields : dynamics and restoration of abandoned farmland. Island Press, Washington.
- 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.
- CSECSERITS A., RÉDEI T. 2001: Secondary succession on sandy old-fields in Hungary. *Applied Vegetation Science* 4: 63–74.
- CSECSERITS A., SZABÓ R., HALASSY M., RÉDEI T. 2007: Testing the validity of successional predictions on an old-field chronosequence in Hungary. *Community Ecology* 8: 195–207.
- FENG D., HONG-BO S., LUN S., ZONG-SUO L., MING-ANA S. 2007: Secondary succession and its effects on soil moisture and nutrition in abandoned old-fields of hilly region of Loess Plateau, China *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces* 58: 278–285.
- GOLDBERG D. E. 1987: Seedling colonization of experimental gaps in two old-field communities. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 114:139–148.
- HALASSY M. 2001: Possible role of seed bank in the restoration of open sand grassland in old fields. *Community Ecology* 2: 101–108.
- HARPER J. 1977: Population biology of plants. Academic Press, London.
- 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.
- JONGEPIEROVÁ I., JONGEPIER J. W., KLIMES L. 2004: Restoring grassland on arable land: an example of a fast spontaneous succession without weed-dominated stages. *Preslia* 76: 361–369.
- KEMENESY E., MANNINGER G. A. 1966: A lucerna termesztése és védelme. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- KISS I. L., HORVÁTH A. 1972: Lucerna. Vetőmagtermesztők kiskönyvtára, Budapest.
- LENGYEL A. 2006: Weed studies on Hungarian lavender plantations. *Journal of Plant Diseases and Protection* 20: 139–146.
- 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 R. I. ŠMILAUER P., VAN DER PUTTEN W. 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.
- LI J.-H., XU D.-H., WANG G. 2007: Weed inhibition by sowing legume species in early succession of abandoned fields on Loess Plateau, China. *Acta Oecologica* 30: 1–5.
- MANCHESTER S. J., McNALLY S., TREWEEK J. R., SPARKS T. H., MOUNTFORD J. O. 1999: The cost and practicality of techniques for the reversion of arable land to lowland wet grassland – an experimental study and review. *Journal of Environmental Management* 55: 91–109.

- McCONNAUGHAY K. D. M., BAZZAZ F. A. 1987: The relationship between gap size and performance of several colonizing annuals. *Ecology* 68: 411–416.
- McLACHLAN S. M., KNISPEN A. L. 2005: Assessment of long-term tallgrass prairie restoration in Manitoba, Canada. *Biological Conservation* 124: 75–88.
- MOLNÁR Zs., BOTTA-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.
- 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., PYŠEK P., BASTL M., 2001. Spontaneous vegetation succession in human-disturbed habitats: A pattern across seres. *Applied Vegetation Science* 4: 83–88.
- PRACH K., LEPSĚ J., REJMANEK M. 2007: Old Field Succession in Central Europe: Local and Regional Patterns. In: CRAMER V. A., HOBBS R. J. (szerk.): *Old fields : dynamics and restoration of abandoned farmland*. Island Press, Washington, pp. 180–201.
- 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.
- REJMANEK M. 1989: What attributes make some plant species more invasive. In: DRAKE J. A., MOONEY H. A., DI CASTRI F., GROVES R. H., KRUGER F. J., REJMANEK M., WILLIAMSON M. (szerk.): *Biological Invasions: A Global Perspective*. Wiley, Chichester, UK, pp. 369–388.
- 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.
- 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.
- SIMON T. 2001: A magyarországi edényes flóra határozója. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- STEVENSON M. J., BULLOCK J. M., WARD L. K. 1995. Re-creating semi-natural communities: Effect of sowing rate on establishment of calcareous grassland. *Restoration Ecology* 3: 279–289.
- THOMPSON K., BAKKER J. P., BEKKER R. M. 1997: *Soil seed banks of North West Europe: Methodology, Density and Longevity*. Cambridge University Press, UK.
- TÖRÖK P., DEÁK B., VIDA E., LONTAY L., LENGYEL SZ., TÓTHMÉRÉSZ B. 2008: Tájléptékű gyeprekonstrukció löszös és szikes fűmag-keverékekkel a Hortobágyi Nemzeti Park (Egyek-Pusztakócs) területén. *Botanikai Közlemények* in press
- TÖRÖK P., KELEMEN A., VALKÓ O., MIGLÉCZ T., VIDA E., DEÁK B., LENGYEL SZ. & TÓTHMÉRÉSZ B. 2009: Avarfelhalmozódás szerepe a gyepesítést követő vegetáció-dinamikában. *Természetvédelmi Közlemények* 95: 101–113.
- 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
- VIDA E., TÖRÖK P., DEÁK B., TÓTHMÉRÉSZ B. 2008: Gyepék létesítése mezőgazdasági művelés alól kivont területeken: a gyepesítés módszereinek áttekintése. *Botanikai Közlemények* 95: 101–113.

SPONTANEOUS GRASSLAND REGENERATION IN EXTENSIVELY MANAGED ALFALFA FIELDS

A. KELEMEN¹, *P. TÖRÖK¹, B. DEÁK², O. VALKÓ¹, B. A. LUKÁCS², Sz. LENGYEL¹,
B. TÓTHMÉRÉSZ¹

¹ Department of Ecology, Faculty of Science and Technology, University of Debrecen,
H-4010 Debrecen, PO Box 71.

² Hortobágy National Park Directorate,
H-4024 Debrecen, Sumen út 2., * molinia@gmail.com

Kulcsszavak: secondary succession, *Medicago sativa*, perennial, old field, grassland recovery

Abstract: Spontaneous succession in lack of restoration focused case studies is often underappreciated in restoration. We studied the regeneration of alkali and loess grasslands in extensively managed (mown twice a year) alfalfa fields using space for time substitutions. In our study we addressed the following questions: (i) How fast is the disappearance of the perennial alfalfa following abandonment of intensive management from vegetation? (ii) Is the course of vegetation development in extensively managed alfalfa fields different than in abandoned crop fields formerly cultivated with short lived crops? (iii) How fast is the regeneration of native grasslands in extensively managed alfalfa fields? We found that alfalfa gradually disappeared from vegetation, and its cover was low in 10-years-old alfalfa fields. We also detected a continuous replacement of alfalfa by perennial native grasses and forbs. No weed dominated stages were detected during the spontaneous grassland recovery in alfalfa fields. Our results suggest that the recovery of species poor grasslands is possible within 10 years. The partial recovery of loess and alkali grasslands not require technical restoration methods in alfalfa fields where nearby native grasslands are present.