

dc_943_14

MTA doktora Pályázat
Doktori értekezés

GYEPI BIODIVERZITÁS HELYREÁLLÍTÁSA:
SPONTÁN SZUKCESSZIÓ ÉS GYEPESÍTÉS

Dr. Török Péter
Debrecen, 2014.

Tartalomjegyzék

Gyeppek szerepe a biodiverzitás megőrzésében	4
Gyeppek helyzete hazánkban és a kontinens más területein	4
A dolgozat szerkezete és kutatási kérdések	8
Spontán gyepesedés	12
Lőszgyeppek spontán regenerációja korábbi lucernások helyén . .	14
Anyag és módszerek	14
Eredmények	17
Diszkusszió	20
Következtetések	23
Homoki gyeppek lúdlegelés utáni spontán regenerációja	25
Anyag és módszerek	26
Eredmények	28
Diszkusszió	32
Következtetések	34
Spontán gyepesedés savanyú – és meszes homokon	36
Anyag és módszerek	36
Eredmények	39
Diszkusszió	46
Következtetések	50
Technikai gyeprekonstrukció	52
Szikes- és lőszgyeppek helyreállítása magkeverékek vetésével . . .	54
Anyag és módszerek	55
Eredmények	58
Diszkusszió	63
Következtetések	65
Gyomok visszaszorítása magkeverékek vetésével	67
Anyag és módszerek	68

Eredmények	70
Diszkusszió	73
Következtetések	75
Gyeppek helyreállítása szénaterítéssel kombinált magvetéssel . . .	78
Anyag és módszerek	79
Eredmények	80
Diszkusszió	85
Következtetések	88
Gyeprekonstrukciós következtetések és kitekintés	89
Spontán szukcesszió szerepe gyeppek helyreállításában . . .	89
Technikai gyeprekonstrukció gyeppek helyreállításában . . .	91
Köszönetnyilvánítás	94
Irodalom	96
Függelék	118

Gyepek szerepe a biodiverzitás megőrzésében

Gyepek helyzete hazánkban és a kontinens más területein

Az európai gyepek igen jelentős mértékben járulnak hozzá Európa teljes biodiverzitásához, annak ellenére, hogy napjainkra a kontinens területének csupán kis hányadát borítják (Dengler et al. 2014). A veszélyeztetett fajok egy igen jelentős része kötődik legalább valamely életszakaszában a gyepekhez. Csak példaként kiemelve Németország 22 vegetációformációjából a szárazgyepek rendelkeznek a legmagasabb edényes növény diverzitással (a fajok 16,3%-a szárazgyepekhez kötődik). Emellett a többi gyeptípushoz is a fajok további mintegy 20%-a kötődik. Ha a veszélyeztetett fajok számát nézzük, a gyepek az oligotróf vizes élőhelyek után a másodikak (Korneck et al. 1998). A nappali lepkék tekintetében a számok még meggyőzőbbek: a sztyeppterületekhez és más szárazgyepekhez az európai nappali lepkefauna mintegy 63% kötődik más élőhelyek generalista vagy specialista fajaitól eltérően egyre inkább csökkenő populációmérettel és fajszámmal (WallisDeVries és van Swaay 2009).

Az utóbbi közel egy évszázadban az európai gyepek területe drasztikus csökkenésen ment keresztül. A gyepek egy jelentős részét feltörték, beépítették vagy ültetvényszerű fatermesztés céljából erdősítették. A területcsökkenésen túlmenően, Közép-, Észak- és Nyugat-Európa jelentős részén a korábbi természetes és féltermészetes - többnyire extenzíven művelt gyepek esetében a művelés intenzívebbé vált. Főleg a síkvidéki területeken a produktívabb élőhelyeken található gyepekben a magasabb biomassa produkció érdekében növényvédő szereket, szerves és műtrágyázást alkalmaznak. A kaszálókön a kaszálás frekvenciáját növelték, fe-

lülvetették őket illetve túlnyomóan az alacsony magasságú gépi kaszálásra tértek át. A legelőgyepekben gyakran a korábbi alacsony legelési nyomást, közepes illetve magas legelési nyomással váltották fel (Török et al. 2014).

Ezzel szemben a hegyvidéki területeken és a művelési szempontból kedvezőtlen adottságú illetve termőképességű gyepterületeken a művelést többnyire felhagyták. A felhagyott gyepterületek többnyire spontán módon becserjésedtek illetve beerdősültek, továbbá egyes helyeken ezeket őshonos vagy nem őshonos fafajokkal beerdősítették (Stampfli és Zeiter 1999, Ruprecht et al. 2009, Valkó et al. 2011).

A fajgazdag gyepek területének csökkenése mindezen tényezők következtében igen drasztikus méreteket öltött; a természetközeli állapotú gyepek területének Wales-ben mintegy 90%-a, az észtországi alvar vegetációnak mintegy 59-94%-a tűnt el a 20. század folyamán (Stevens et al. 2010; Helm et al. 2006). Hasonlóan negatív trendeket figyelhetünk meg a Kárpát-medence számos pontján is, valamint például Bulgária hegyvidéki területein (Valkó et al. 2012, Vassilev et al. 2011).

A helyzet - a történeti különbségek ellenére - Kelet-Európában és Közép Ázsiában sem tér el jelentősen, sőt talán még kedvezőtlenebb képet mutat. Mongólia kivételével a korábbi Szovjetunió területén a kiterjedt sztyeppterületeket feltörték és intenzíven művelt mezőgazdasági területekké alakították (Dengler et al. 2014). Ez egyes volt tagköztársaságokban a sztyepppek szinte teljes eltűnéséhez vezetett (Werger és van Staalduinen 2012). Ukrajna területén például a korábbi igen kiterjedt sztyepppeknek csupán alig 3%-a maradt meg (Korotchenko és Peregrym 2012), hasonlóan nagy mértékű volt a pusztulás Oroszország és Kazahsztán területén is (Hölzel et al. 2002, Kamp et al. 2011). A mongóliai és kínai sztyeppterületek csökkenése jóval kisebb mértékben ugyan de szintén jelentős volt (a korábban jellemző sztyepppeknek „csupán” mintegy 38%-a pusztult el, White et al. 2000).

A gyepterületek csökkenésén túlmenően a megmaradt gyepterületek állapotát jelentősen befolyásoló tényező a gyeppfragmentálódás. Abban az esetben ha a tájban a természetes gyepek abszolút mennyisége és a denzitása egyaránt lecsökken, akkor a környező - többnyire mezőgazdasági területek csökkentik a gyepi fajok terjedésének és részpopulációik közötti kapcsolatok kialakulásának lehetőségét, és szélsőséges esetben izolálják a gyeppfoltokat egymástól (Zulka et al. 2014). A fragmentálódás következtében a korábban összefüggő gyepterületek összekapcsoltsága

csökken, így megnövekszik a gyepeket körülvevő területek hatása, mely gyakran a gyepfoltok belsejében is jelentkezik. Kedvezőtlen esetben ez például a többlettápanyagok bemosódását (műtrágya és szerves trágya), gyomosodást vagy inváziós fajok megtelepedését is jelentheti (Römermann et al. 2005).

A magyarországi gyepek területét az elmúlt évszázad során többé-kevésbé folyamatos csökkenés jellemezte. A 20. század első éveitől kezdve a gyepek területe mintegy 60%-kal csökkent; jelenleg a gyep művelési ágban lévő teljes terület mintegy 759,1 ezer hektár (KSH 2013a). Ennek a változásnak a hátterében a nemzetközi trendeknek megfelelően a művelés megváltozása áll. A gyepek területének jelentős részét szántókká alakították (főleg a síkvidéki löszterületek, leginkább a 40-es és 50-es évek), a nedves gyepterületeket síkvidéken jelentős részben lecsapolták vagy spontán kiszáradtak a tájléptékben zajló vízrendezések következtében (lásd például a Duna-Tisza közti homokhátság, vagy a Nyírség esetét; Molnár et al. 2008a). A hegyvidéki területeken főként a nehezen megközelíthető helyeken található gyepterületek művelését felhagyták. Ezek a felhagyást követően spontán cserjésedtek és beerdősültek, illetve egyes esetekben beerdősítették őket (főként a 60-as évektől fokozódó mértékben, Valkó et al. 2011). A felhagyás igen szoros összefüggést mutatott mind a kaszáló, mind a legelőgyepek esetében az állatállomány drasztikus csökkenésével, mely a szarvasmarha és juhállomány esetében volt a legkifejezettebb (KSH 2013b). Ugyancsak igen fontos problémát jelent a hazai gyepekben az inváziós fajok terjedése is. Egy korábbi tanulmányban kimutatták, hogy a legsebezhetőbbek és egyben az invázióval szemben legellenállóbb gyepek egyaránt a stresszelt, alacsony produktivitású gyepek közül kerülnek ki. Míg a legsebezhetőbbnek a nyíltabb homoki gyepek, addig a legellenállóbbnak a sziklagyepek és a szikes száraz gyepterületek bizonyultak (Botta-Dukát 2008).

A területcsökkenés, a fragmentáció és degradáció az egyes gyeptípusokat nem egyenlő mértékben érintette. Míg a sík területeken lévő, produktív gyepek szinte teljesen megsemmisültek (lásd például löszgyepek, Török et al. 2011ab, Tóth és Hüse 2014), addig a stresszelt élőhelyekre jellemző gyepek, melyek sem intenzív állattartásra sem mezőgazdasági művelésre nem voltak alkalmasak, jelentős kiterjedésben és jó állapotban maradtak fent (például szikes gyepek vagy sziklagyepek, Molnár et al. 2008b).

A korábbiakban tárgyaltakból látható, hogy az intenzívebbé vált mezőgazdaság illetve egyes területeken a korábbi művelés megszűnése Európa szerte így hazánkban is a gyepi biodiversitás drasztikus csökkenését eredményezte (Edwards et al. 2007, Pullin et al. 2009). Számos térségben a korábban jellemző összefüggő gyepterületeknek mindössze apró fragmentumai maradtak meg (Lindborg et al. 2008, Öster et al. 2009). A fragmentálódás további hatásaiként a megmaradt kis területű gyepek fajkészlete elszegényedett, ami a tájléptékű diverzitás-csökkenéshez is vezetett. A diverzitás további csökkenésének megakadályozásához, valamint a megmaradt gypfoltok fajkészletének hatékony megőrzéséhez kézenfekvő lehetőség a gypfoltok közötti kapcsolatok létesítése illetve a gyepek területének növelése féltermészetes gyepek kialakításával (Critchley et al. 2003, Walker et al. 2004).

Míg Nyugat-Európában a szántóföldek és felhagyott területek újra intenzív művelésbe vonása a meghatározó, addig Európa keleti felén a szocialista szövetkezeti rendszer összeomlása, és azt követő olcsó import és helyi forráshiány miatt a mezőgazdasági művelés felhagyása vált jellemzővé (Ramankutty és Foley 1999, Cramer et al. 2008, Pullin et al. 2009). Csak Magyarországon mintegy 600000 ha (a teljes szántóterület mintegy 10%-a) szántóterületet hagytak fel 1991–2004 között, de ez az arány a környező országok többségében is hasonló (Cramer és Hobbs 2007).

A fenti célok elérésére a felhagyott agrárterületek egy részének gyepesítése kiváló lehetőséget teremthet (Stevenson et al. 1995). A szántóföldek helyén zajló gyepesítés Európa szerte az egyik leggyakrabban használt élőhely-rekonstrukciós beavatkozások közé tartozik (Török et al. 2011a). Ennek ellenére még a leggyakrabban alkalmazott magvetéses gyepesítés esetében is viszonylag kevés a gondosan tervezett és kivitelezett vizsgálat (de lásd Lepš et al. 2007, Pywell et al. 2002, Török et al. 2010).

A gyepek létesítésére számos módszert dolgoztak ki (Török et al. 2011a, Vida et al. 2008). Gyepek létesítése támaszkodhat kizárólagosan spontán szukcessziós folyamatokra, alkalmazhatók továbbá aktív gyepesítési módszerek, illetve a gyepesítés lehetséges e két módszercsoport kombinációja révén is (Prach és Hobbs 2008). Gyeprekonstrukciós beavatkozások során az egyik fontos kérdés az, hogy mennyiben támaszkodhatunk a spontán regenerációs folyamatokra gyepesítés során. A másik fontos kérdéskör, hogy mennyire hatékony módszer az aktív, magkeverékek vetésével zajló gyepesítés gyepek közösségek helyreállításában és

gyomok visszaszorításában, illetve milyen körülmények mellett indokolt ennek a módszercsoportnak a használata.

A dolgozat szerkezete és kutatási kérdések

Kutatásaim során a spontán szukcesszió és a leggyakrabban alkalmazott aktív gyepesítési módszer, a magvetéses gyepesítés hatékonyságát, és gyeprekonstrukcióban betöltött szerepét vizsgáltam. Az értekezés három fő részre tagolódik. Az első részben áttekintem a spontán szukcesszió szerepét a gyepesedési folyamatokban, valamint három saját esettanulmányban vázolom a spontán szukcesszió alkalmazási lehetőségeit és korlátait a gyeprekonstrukciós beavatkozások szempontjából. Az ebben a tartalmi egységben tárgyalt esettanulmányok és megfogalmazott kutatási kérdések a következők:

- ✿ **Löszgyepek spontán regenerációja lucernások helyén.** A vizsgálat célja volt a korábbi lucernások helyén zajló spontán gyepregeneráció tanulmányozásával, a spontán szukcessziós folyamatok sebességének és költség-hatékonyságának értékelése. Ennek során eltérő korú extenzíven kezelt lucernásokban zajló spontán gyepregenerációt tanulmányoztam tér- idő-helyettesítéses módszerrel. A következő kérdésekre kerestem a választ: (1) Mennyire hatékony a lucerna a gyomok visszaszorításában? (2) Milyen gyorsan tűnik el spontán a vegetációfejlődési folyamatok során a lucerna? (3) Milyen gyors a spontán gyepregeneráció extenzíven kezelt lucernások helyén?
- ✿ **Homoki gyeppek lúdlegelést követő spontán regenerációja.** Vizsgálataim során drasztikus libalegeltetést követő másodlagos vegetációfejlődés sajátosságait tanulmányoztam. Céloom volt általános vegetációfejlődési elméletek tesztelése illetve a másodlagos gyepregeneráció sebességének meghatározása és hatékonyságának értékelése. Az alábbi hipotéziseket teszteltem: (1) A szukcesszió folyamatában az idő előrehaladtával a közösséget alkotó fajok életideje növekszik (Inouye et al. 1987, Lepš 1987, Myser és Pickett 1994, Prach és Řehouňková 2006). (2) A vegetációfejlődés kezdeti időszakában a vegetációfejlődés iránya a kezdeti fajkompozíciótól függ (Egler 1954); a későbbiekben ennek szerepe alárendeltté válik. (3) A diverzitás és fajszaám a folyamatosan zajló

betelepülés következtében az idő előrehaladtával folyamatosan emelkedik (Odum 1969, Bazzaz 1975, Inouye et al. 1987). (4) A fajkicserélődés mértéke az évelő borítás csökkenésével párhuzamosan fokozatosan csökken (Lepš 1987).

✿ **Spontán gyepesedés savanyú és meszes homokon.** Vizsgálataim során eltérő korú gyepesedett parlagok tér-idő helyettesítés vizsgálatán keresztül a homoki gyepvegetáció spontán regenerálódásának lehetőségeit vizsgáltam Magyarország két homokterületén, a Kiskunságban és a Nyírségben. A vizsgálatok során az alábbi kérdésekre kerestem a választ: (1) Hogyan változik az egyes növényi funkcionális csoportok aránya szukcesszió folyamán? (2) Melyek azok a célfajok illetve fajcsoportok, melyek hatékonyan megtelepednek a felhagyott szántókon a spontán szukcesszió során? (3) Mennyire hatékony módszer a spontán szukcesszió gyeppek helyreállításában a vizsgált időléptékben és táji környezetben?

A második részben vázolom a technikai gyeprekonstrukció leggyakrabban alkalmazott módszerét, a magkeverékek vetésével zajló gyepesítést, kitérve a módszer előnyeire, hátrányaira és alkalmazási lehetőségeire. Majd három esettanulmányon keresztül bemutatom a magvetéses gyeprekonstrukció alkalmazhatóságát és korlátait illetve más módszerekkel való kombinálhatóságának lehetőségeit konkrét gyeprekonstrukciós beavatkozásokban tapasztalt vegetációváltozások értékelésén keresztül. A második részben tárgyalt esettanulmányok és az ezekben megfogalmazott kutatási kérdések a következők:

✿ **Szikes- és löszgyeppek helyreállítása magkeverékek vetésével.** Vizsgálataim során alacsony diverzitású magkeverékek vetésével zajló gyeprekonstrukció sebességét és hatékonyságát értékeltem. Alacsony diverzitású magkeverékek vetésével gyepesített szántók kezdeti vegetációfejlődését tanulmányoztam. Az alábbi kérdésekre kerestem a választ: (1) Lehetséges-e a szántóföldi gyomok visszaszorítása kompetitor fűvekből álló magkeverékek vetésével és évi egyszeri kaszálással? (2) Milyen gyors az évelő fűvek által dominált közösségek létrejötte a vetést követően? (3) Gyorsítható- és irányítható-e a szukcesszió folyamata alacsony diverzitású magkeverékek vetésével?

✿ **Gyomok visszaszorítása magkeverékek vetésével.** Céлом az volt, hogy értékeljem az egyik leggyakrabban használt gyeprekonstrukciós beavatkozás (magkeverék vetése és évi egyszeri kaszálás) szerepét gyepek biodiverzitásának helyreállításában és a gyomok visszaszorításában. A vizsgálataim során az alábbi kérdésekre kerestem a választ: (1) Mely gyomcsoportok szoríthatók a legkönnyebben vissza a módszer alkalmazása révén? (2) Hogyan befolyásolja az előtörténet és alkalmazott magkeverék típusa a gyomvisszaszorítás sikerességét? (3) Veszélyeztetette-e a gyomvisszaszorítás sikerét a gyomok magbankból történő újratelepedésének lehetősége?

✿ **Gyepek helyreállítása szénaterítéssel kombinált magvetéssel.** A vizsgálat során az alacsony diverzitású magkeverék vetés és szénaránhordás kombinált alkalmazását tanulmányoztam abból a szempontból hogy elősegíti-e a két módszer együttes alkalmazása a hatékonyabb gyepesítést és gyomvisszaszorítást. A vizsgálat során az alábbi hipotéziseket teszteltem: (1) Alacsonyabb gyombiomassza és borítás várható a kombinált módszer alkalmazása esetén, mint a csupán csak magvetéssel gyepesített területeken (2) Magasabb *Festuca* borítás várható a kombinált kezeléssel gyepesített területeken.

A dolgozat utolsó részében a spontán szukcessziós és technikai rekonstrukciós eredményeket követően egy összegző fejezetben összevettem a két gyeprekonstrukciós út előnyeit és hátrányait rámutatva a lehetséges alkalmazási lehetőségeikre és korlátaikra, valamint javaslatot teszek a restaurációs ökológiai kutatások további területeire és irányaira is.

Az értekezésben tárgyalt esettanulmányok és bemutatott módszerek áttekintése 3 áttekintő tanulmány és 8 szakcikk eredményein alapulnak, melyek a megjelenésük időrendjében felsorolva a következők:

- ✿ **Török P.**, Matus G., Papp M., Tóthmérész B. (2008): Secondary succession of overgrazed Pannonian sandy grasslands. *Preslia* **80**: 73–85. IF: 2,396
- ✿ **Török P.**, Matus G., Papp M., Tóthmérész B. (2009): Seed bank and vegetation development of sandy grasslands after goose breeding. *Folia Geobotanica* **44**: 31–46. IF: 1,320
- ✿ **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. IF: 3,498

-
- ✿ **Török P.**, Vida E., Deák B., Lengyel Sz., Tóthmérész B. (2011a): Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs. *Biodiversity and Conservation* **20**: 2311–2332. IF: 2,238
 - ✿ **Török P.**, Kelemen A., Valkó O., Deák B., Lukács B., Tóthmérész B. (2011b): Lucerne-dominated fields recover native grass diversity without intensive management actions. *Journal of Applied Ecology* **48**: 257–264. IF: 5,045
 - ✿ Deák B., Valkó O., Kelemen A., **Török P.**, Miglécz T., Ölvedi T., Lengyel Sz., Tóthmérész B. (2011): Litter and graminoid biomass accumulation suppresses weedy forbs in grassland restoration. *Plant Biosystems* **145**: 730–737. IF: 1,418
 - ✿ **Török P.**, Miglécz T., Valkó O., Kelemen A., Deák B., Lengyel Sz., Tóthmérész B. (2012a): Recovery of native grass biodiversity by sowing on former croplands: Is weed suppression a feasible goal for grassland restoration? *Journal for Nature Conservation* **20**: 41–48. IF: 1,535
 - ✿ **Török P.**, Miglécz T., Valkó O., Kelemen A., Tóth K., Lengyel Sz., Tóthmérész B. (2012b): Fast restoration of grassland vegetation by a combination of seed mixture sowing and low-diversity hay transfer. *Ecological Engineering* **44**: 133–138. IF: 2,958.
 - ✿ Albert Á.-J., Tóthmérész B., **Török P.** (2013): Közép-európai parlagokon zajló spontán gyeperedési folyamatok restaurációs ökológiai szempontú értékelése. *Botanikai Közlemények* **100**: 201–216.
 - ✿ Dengler J., Janišová M., **Török P.**, Wellstein C. (2014): Biodiversity of Palaearctic grasslands: a synthesis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **182**: 1–14. IF(2013): 3,203.
 - ✿ Albert Á.-J., Kelemen A., Valkó O., Miglécz T., Csecserits A., Rédei T., Deák B., Tóthmérész B., **Török P.** (2014): Secondary succession in sandy old fields: a promising example of spontaneous grassland recovery. *Applied Vegetation Science* **17**: 214–224. IF(2013): 2,416.

Spontán gyepesedés

Az elmúlt évtizedben egyre nagyobb igény jelentkezett a spontán szukcessziós folyamatok beépítésére a gyeprekonstrukciós beavatkozásokba (Prach és Hobbs 2008). Bár a spontán szekunder szukcessziós folyamatok vizsgálata az egyik legnépszerűbb téma az ökológiában (összevetésként lásd Rejmánek és van Katwyk 2005, 1511 tanulmányból álló bibliográfiáját), mégis nagyon kevés az olyan publikáció, mely restaurációs ökológiai szempontból vizsgálja a tapasztalt jelenségeket (de lásd például Prach és Pyšek 2001, Prach és Řehouňková 2006, Török et al. 2011b).

A spontán szukcesszió számos előnnyel bír az aktív gyeprekonstrukciós módszerekkel szemben: (1) A spontán regenerálódott gyepek konzervációbiológiai értéke rendszerint magasabb, mint a technikai úton helyreállított gyepeké (Hodačová és Prach 2003); (2) A spontán betelepülő fajok esetében valószínűsíthető, hogy jobban alkalmazkodtak a lokális környezeti feltételekhez, mint a kereskedelmi forgalomból illetve nem lokális forrásból származóak (Mijnsbrugge et al. 2010); (3) a spontán módon regenerálódott gyepek esetében általában mozaikosabb a vegetáció, ami több mikroélőhelyet biztosít, mint a mesterségesen helyreállított gyepek esetében (Tropék et al. 2010); (4) A spontán szukcesszió a leginkább költségkímélő megoldás gyepek helyreállítására (Prach és Hobbs 2008).

Ha a gyepesítés során a spontán szukcessziós folyamatokat részesítjük előnyben, akkor célfajok megtelepedése egyrészt a lokális propagulum-készletre (általában a magbank) másrészt a kívülről érkező magesőre támaszkodhat. Számos gyeptípus spontán regenerációja viszonylag jónak tekinthető, ha ezek a lokális propagulum-források biztosítottak (Halassy 2001, Ruprecht 2005). Ez általában azt jelenti, hogy a gyepi fajok magkészlete megőrződött a talajban (például rövid ideig tartó szántóföldi művelés, Jongepierová et al. 2007), vagy a gyepesíteni kí-

vánt terület közelében olyan természetes gyepállományok találhatóak, melyek a visszatelepedés során propagulum-forrásként szolgálhatnak.

Megfelelő propagulum-források hiányában a spontán szukcesszió lassú (Prach és Pyšek 2001, Török et al. 2008); a végkimenetel nehezen megjósolható és gyakran sikertelen (Manchester et al. 1999, Halassy 2001). Gyakran a magbank nem megfelelő összetétele okozza azt, hogy a spontán gyepesedés lassú vagy sikertelen. A hosszan tartó szántóföldi művelés elszegényíti a talaj magbankot: a rendszeres mageső hiányában a túlnyomóan tranziens vagy rövidtávú perzisztens magvú gyepi fajok magbankja eltűnik (Hutchings és Booth 1996, Thompson et al. 1997, Manchester et al. 1999, Valkó et al. 2011). Ezzel szemben számos gyomfaj magbankja feldúsulhat a talajban, akadályozva a gyepesedés folyamatát (Török et al. 2012a). A spontán gyepesedési folyamat gyakran valamely vegetációfejlődési stádiumban megreked, vagy lelassul klonálisan is gyorsan terjedő és jól szaporodó kompetítor gyomfajok megjelenése miatt. Ilyen faj lehet a *Calamagrostis epigeios* (Prach és Pyšek 2001, Kirmer és Mahn 2001, Somodi et al. 2008, Házi et al. 2011) a *Cynodon dactylon* vagy a *Poa angustifolia* (homoki szukcesszió; Matus et al. 2005, Török et al. 2008). A gyepesedés sikertelenségét okozhatja továbbá az is, hogy a gyepterületek fragmentálódása és elszigeteltsége miatt a területre csak igen szórványosan érkeznek kívülről gyepi fajok magjai (Simmering et al. 2006, Foster et al. 2007). Bizonyos esetekben gyepi fajok megtelepedésének gátját jelentheti a korábbi mezőgazdasági művelés (például intenzív állattartás, műtrágyázás) nyomán jellemzően felhalmozódó tápanyagtöbblet, ami a művelés felhagyása után a terület erőteljes gyomosodását is elősegítheti (Matus és Tóthmérész 1995, Matus et al. 2003, Török et al. 2009). Hiányozhatnak továbbá a természetes és féltermészetes gyepekre jellemző terjesztő ágensek és vektorok is (Strykstra et al. 1997, Bonn és Poschlod 1998, Ruprecht 2006).

A legtöbb spontán szekunder szukcesszióval foglalkozó tanulmány rövidéletű haszonnövények termesztését követően felhagyott szántókon zajló vegetáció-fejlődést tanulmányozta, vagy a szántó előtörténetet nem vizsgálta (Csecserits és Rédei 2001, Ruprecht 2006). Ezekben a vizsgálatokban azt találták, hogy a felhagyást követően általában rövid életű szántóföldi gyomok dominálták a vegetációt (Blumenthal et al. 2005, Prach et al. 2007). A kialakuló gyomdominancia általában nehezen és költségesen szüntethető meg, hiszen a mezőgazdasági művelést követően a talajban maradó magas többlettápanyag igen kedvező feltétele-

ket teremt a gyomok megtelepedéséhez és regenerációjához (Blumenthal et al. 2003). A korai kolonizáló gyomok lassíthatják a gyepregenerációt, illetve évekre teljesen meggátolhatják a természetes gyepvegetáció betelepülését (Collins et al. 2001, Prach és Pyšek 2001). Az évelő kultúrnövények termesztését követő gyepesedést mindezidáig kevesen tanulmányozták. Az egyik legfontosabb termesztett évelő takarmánynövény a lucerna (*Medicago sativa* L.), melyet nyersen vagy silóként szarvasmarha takarmányozásra használnak világszerte (Horrocks és Valentine 1999, Li et al. 2008). Magyarországon, mintegy 130 000 ha-on természetnek egyre csökkenő intenzitással lucernát (2004–2008, K.S.H. 2008).

Löszgyepek spontán regenerációja lucernások helyén

A vizsgálat célja volt a spontán szukcessziós folyamatok sebességének és költség-hatékonyságának értékelése korábbi lucernások helyén zajló spontán gyepregeneráció tanulmányozásával. Ennek során eltérő korú extenzíven kezelt lucernásokban zajló spontán gyepregenerációt tanulmányoztam tér-idő helyettesítési módszerrel. A következő kérdésekre kerestem a választ: (1) Mennyire hatékony a lucerna a gyomok visszaszorításában? (2) Milyen gyorsan tűnik el spontán a vegetációfejlődési folyamatok során a lucerna? (3) Milyen gyors a spontán gyepregeneráció extenzíven kezelt lucernások helyén?

Anyag és módszerek

A mintaterületek jellemzése

A vizsgált lucernások a Hortobágy Nemzeti Park területén, Kócsújfalu, Karcag, Tiszacsege és Nádudvar határában, mintegy 30 km-es sugarú körön belül helyezkednek el (t.sz.f. magasság 87–94 m). A térség klímája mérsékelt kontinentális, az évi középhőmérséklet 9,5 °C, az évi átlagos csapadékmennyiség 550 mm. Az évi csapadékmaximum jelentős évenkénti mennyiségi ingadozásokkal júniusban esik (átlagosan mintegy 80 mm, Pécsi 1989). A területet történetileg löszös kiemelkedésekkel mozaikoló szikes gyepek és mocsarak borították (Molnár és Borhidi 2003). A löszplatókon és övzátonyokon tetőhelyzetben jellemző löszgyepeket

(*Festucion rupicolae*) az alacsonyabb térszíneken száraz szikes puszták (*Festucion pseudovinae*), szikes rétek (*Alopecurion pratensis*) és szikes mocsarak határolták (*Bolboschoenetalia maritimi*). A közösségek részletesebb jellemzése megtalálható Molnár és Borhidi (2003), Molnár et al. (2008ab), Török et al. (2011c) és Deák et al. (2014) munkáiban.

A löszgyepek legtöbb állományát az elmúlt századokban felszántották, a megmaradt fragmentumok többsége, többnyire az intenzív legeltetés következtében degradálódott. A leginkább degradálódott löszlegelők (*Cynodonti-Poëtum angustifoliae*) növényzetében magas borításban fordulnak elő taposáshoz és rendszeres legeléshez alkalmazkodott fűvek (*Cynodon dactylon*, *Poa angustifolia*, *Festuca pseudovina*, *Festuca rupicola*) és kétszikűek (*Galium verum*, *Euphorbia cyparissias*, *Cruciata pedemontana*, *Myosotis stricta*, *Achillea collina* és *Convolvulus arvensis*). Az erősen legelt állományokban szúrós kétszikűek is felszaporodhatnak (*Ononis spinosa*, *Eryngium campestre*). Kis foltokban maradtak meg kevésbé degradált löszsztyepp maradványok (*Salvia nemorosae-Festucetum rupicolae*). A jellemző fűvek ebben a típusú gyeppen a *Festuca rupicola*, *Bromus inermis*, *Koeleria cristata*, *Stipa capillata*, *Alopecurus pratensis*, és a *Poa angustifolia*. Számos kétszikű lösz specialista faj fordul elő ezekben az állományokban (*Salvia nemorosa*, *Salvia austriaca*, *Phlomis tuberosa*, *Thalictrum minus*, *Thymus glabrescens*).

A vizsgált térségben a lucernát mélyszántást követően a korábban löszgyepek által borított kiemelkedésekre vetik. Általában 30 kg/ha vetőmagnormát alkalmaznak. Az intenzíven művelt lucernásokban a rendszeres évi kétszeri-háromszori kaszálás mellett peszticideket és műtrágyázást is alkalmaznak a magasabb biomassa produkció érdekében. Általában 3–4 évvel a telepítést követően a lucernásokat kitárcsázzák és új-ravetik, vagy más kultúrát telepítenek a helyükre.

A Hortobágyi Nemzeti Park saját vagyongekezelésében mintegy 9600 ha szántó található a térségben, amelynek hozzávetőlegesen mintegy 20–25%-a lucernás. Magántulajdonban hozzávetőlegesen ugyanilyen kiterjedésben vannak lucernások. Az elmúlt tíz évben a magánkézben lévő és a nemzeti parki tulajdonú lucernások esetén is jellemző volt a kiöregedő (3–5 év feletti) lucernások felhagyása. Ennek köszönhetően mintegy 10–50 ha lucernás gyepterületté történő átminősítése történik meg évente. Ennek többszöröse azonban az a terület, amely a tulajdoni lap szerint még szántó művelési ágban van annak ellenére, hogy már valójában gyepterületek.

Mintavétel

Egy, három, öt és tízéves lucernások, 3–3 állományában végeztük a vizsgálatainkat. A vizsgált lucernákat évi kétszeri kaszálással kezelték, műtrágyázást és peszticideket nem alkalmaztak. A vizsgált lucernások közelében megtalálhatók kis kiterjedésben löszgyepek, szikes gyepek és szikes mocsarak. A lucernások egyike sem érintkezett löszgyepekkel, ami a lucernások helyén legvalószínűbb gyeprekonstrukciós céltársulás. Minden vizsgált lucernaföldön 3, egyenként 25 m²-es blokk került random módon kijelölésre. Minden blokkban, 4 db 1 m²-es kvadrátban rögzítettük a fajok százalékos borítási értékeit, az első kaszálást megelőzően, 2009-ben. Minden blokkban a kvadrátok közelében (<1m) 10 db, 20 × 20 cm-es földfelszín feletti fitomassza mintát is gyűjtöttünk (avar és élő fitomassza). Eltérő mértékben degradált löszgyepeket választottunk referencia állománynak. Egy túllegelt *Cynodonte-Poëtum angustifoliae* löszlegelőn; fajgazdag, nem legelt, gyomos, *Bromus inermis* dominanciájú löszmezsgyén; és egy rendszeresen kaszált jó állapotú *Salvia nemorosae-Festucetum rupicolae* állományban a korábbiakban leírt módon végeztünk mintavételezést. A begyűjtött fitomassza mintákat tömegállandóságig szárítottuk (65 °C, 24 h), majd avar, fűnemű (Poaceae és Cyperaceae), lucerna és egyéb dudvanemű frakciókra válogattuk. A száraztömeget 0,01 g pontossággal mértük.

Adatfeldolgozás

A megtalált fajokat négy egyszerűsített funkcionális csoportba osztottuk életforma-kategóriák (Raunkiaer életforma csoportok) és morfológiai kategóriák alapján (fűneműek és dudvaneműek). A négy csoportunk a következő volt: élő fűneműek, élő dudvaneműek, rövidéletű fűneműek és rövidéletű dudvaneműek. A Raunkiaer-féle életforma kategóriák közül az egyéves és kétéves csoportokat (*Th* és *TH*) tekintettük rövidéletűeknek, míg a geofitonokat (*G*), hemikryptophytonokat (*H*) és chamaephytonokat (*Ch*) tekintettük élőkné. A gyomok kiválasztása Grime (1979) *C-S-R* stratégia csoportosítása és Borhidi (1995) Szociális Magatartási Típus besorolása alapján történt.

Az eltérő korú lucernások borítás, fajgazdagság és fitomassza adatait GLMM és Tukey teszt segítségével vetettük össze (Zuur et al. 2009). A lucernások kora mint rögzített változó, a lucernaföldek azonosítója és a blokk-struktúra mint random változó lett figyelembe véve a modell szá-

molása során. Az egyes fitomassza-változók és a lucernások fajösszetétele közötti összefüggéseket négyzetgyök transzformált adatokon DCA ordinációval jelenítettük meg. A DCA ordinációt CANOCO 4.5 program-csomag segítségével számoltuk (ter Braak és Šmilauer 2002). A vegetáció diverzitását Shannon diverzitás segítségével jellemeztük, a vegetáció időbeli változásának mértékét Sørensen disszimilaritás segítségével vetettük össze.

A karakterfajok kiválasztása IndVal módszerrel történt; a számolások során 10 000 random permutációt futtattunk (Dufrêne és Legendre 1997). Az IndVal számolását Bakker (2008) elektronikus függelékében lévő R kód módosított verziójával végeztük. A referencia állományok és az eltérő korú lucernások vegetációjának hasonlóságát Bray-Curtis hasonlóságon alapuló NMDS ordinációval elemeztük (Legendre és Legendre 1998). A statisztikai elemzéseket az R programmal számoltuk (2.11.1 verzió, R Development Core Team 2010).

Eredmények

Vegetáció és fitomassza

Az 1 és 3 éves lucernásokban magas lucernaborítás volt jellemző. A lucerna mellett több gyomfaj is előfordult, ezek átlagos borítása azonban nem haladta meg az 5%-ot (például *Conyza canadensis*, *Lamium amplexicaule*, *Polygonum aviculare*, *Stellaria media*). A lucerna átlagborítása 75,2%-ról mintegy 2,3%-ra csökkent az idő előrehaladtával. Az ötéves lucernásokban a lucerna borítása minden kvadrátban 50% alatti volt, míg a 10 éves lucernások egyikében egyáltalán nem volt lucerna. Ezzel szemben az évelő füvek borítása a lucernások korával folyamatosan emelkedett 0,5%ról 50,2%-ra (GLMM, $p < 0,001$, $d.f. = 134$, $t = 14,30$). Az átlagos borítás 77,6 és 86,1% között mozgott minden vizsgált lucernás-korcsoportban (1. táblázat). Összesen 104 edényes növényfajt találtunk a vizsgált lucernásokban. Az átlagos fajszám (8,5-ről 13,9–14,7-re) és a Shannon diverzitás (0,5-ről 1,5–1,6-ra) egyaránt növekedett a lucernások korával párhuzamban (GLMM rendre $p < 0,001$, $d.f. = 134$, $t = 11,04$ és $p < 0,001$, $d.f. = 134$, $t = 11,17$). Az eltérő korú lucernások átlagos összfitomassza produkciója között nem volt kimutatható szignifikáns különbség (bár az átlagok széles tartományon belül, mintegy 286 és 689 g/m² értékek között változtak). A borításhoz hasonlóan a lucerna fitomasszája is szignifikánsan lecsökkent a lucernások korának emelkedésével (GLMM, $p < 0,001$, $d.f. = 350$,

1. táblázat. A funkcionális csoportok borítása, fajszáma és diverzitása eltérő korú lucernásokban. Az eltérő betűjelek a szignifikánsan elváló csoportokat jelzik (GLMM és Tukey teszt, $p < 0,05$).

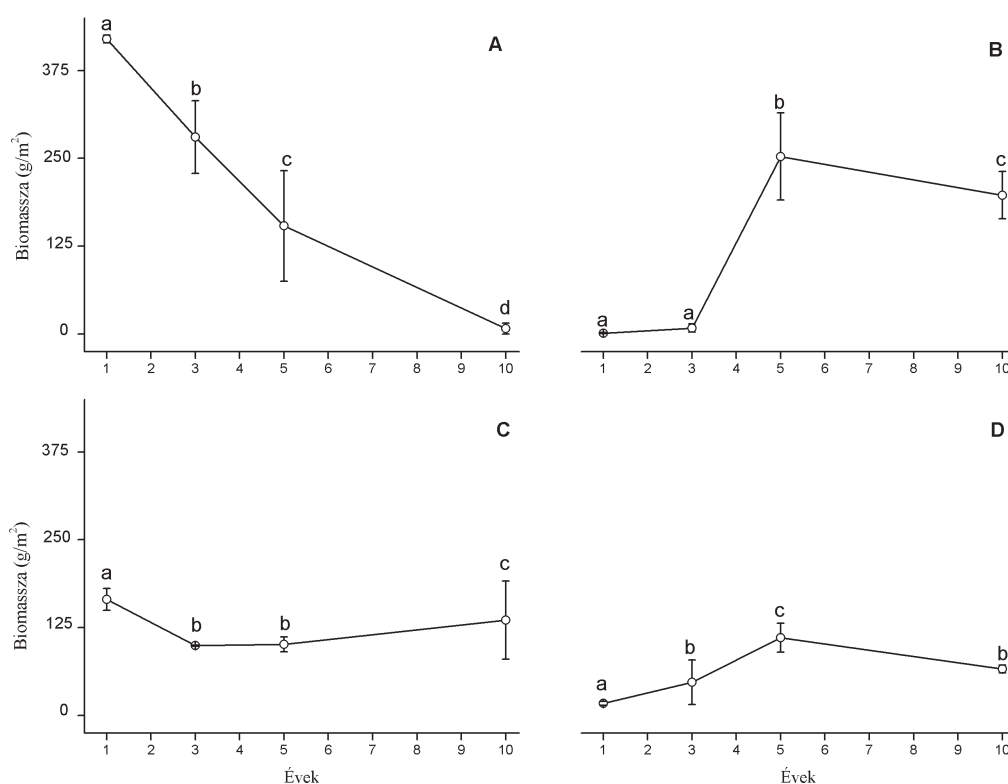
	1 éves	3 éves	5 éves	10 éves
Borítás (%; Átlag $\pm$ SE)				
Teljes	85,4 $\pm$ 0,4	85,8 $\pm$ 4,7	86,1 $\pm$ 12,9	77,6 $\pm$ 12,6
<i>Medicago sativa</i>	75,2 $\pm$ 1,1 ^a	72,8 $\pm$ 11,0 ^a	24,1 $\pm$ 4,9 ^b	2,3 $\pm$ 2,3 ^c
Egyéb évelő dudvanemű	0,7 $\pm$ 0,2 ^a	6,5 $\pm$ 4,5 ^b	10,7 $\pm$ 2,7 ^b	16,3 $\pm$ 2,2 ^c
Évelő fűnemű	0,5 $\pm$ 0,2 ^a	0,9 $\pm$ 0,1 ^a	29,8 $\pm$ 14,1 ^b	50,2 $\pm$ 15,0 ^c
Rövidéletű dudvanemű	8,9 $\pm$ 1,6	5,4 $\pm$ 2,2	10,6 $\pm$ 7,6	6,2 $\pm$ 0,5
Rövidéletű fűnemű	0,1 $\pm$ 0,1 ^a	0,2 $\pm$ 0,1 ^a	11,0 $\pm$ 3,9 ^b	2,6 $\pm$ 1,5 ^a
Fajszám (Átlag $\pm$ SE)				
Évelő fajok	2,4 $\pm$ 0,2 ^a	3,3 $\pm$ 0,4 ^a	6,0 $\pm$ 1,1 ^b	5,8 $\pm$ 0,4 ^b
Rövidéletű fajok	6,1 $\pm$ 0,7 ^a	5,2 $\pm$ 1,6 ^a	8,7 $\pm$ 2,1 ^b	8,1 $\pm$ 1,0 ^b
Shannon diverzitás	0,5 $\pm$ 0,1 ^a	0,6 $\pm$ 0,3 ^a	1,6 $\pm$ 0,2 ^b	1,5 $\pm$ 0,2 ^b

$t=17,17$). A fűneműek fitomasszája ezzel szemben az 5 és 10 éves lucernásokban volt a legnagyobb (1. ábra). A lucerna és a fűnemű fajok biomasszája között negatív korrelációt mutattunk ki. Az avar és a dudvaneműek fitomasszája között negatív korrelációt mutattunk ki, de időbeli dinamikát nem sikerült találni (2. ábra).

Lucernások és referencia gyepek

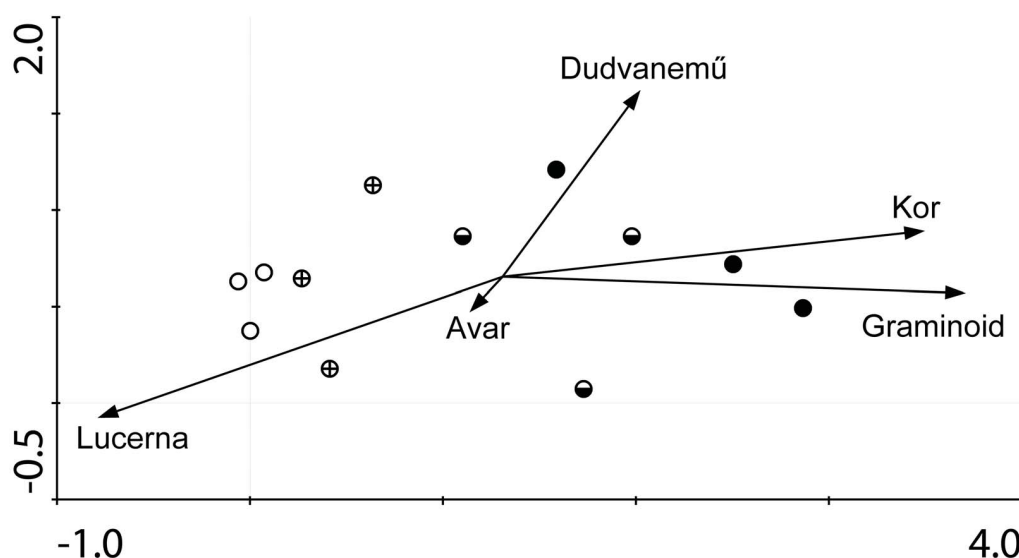
A referencia gyepekre jellemző fűfajokat csak alacsony borításban fordultak elő még az 5 és 10 éves lucernásokban is (*Festuca rupicola* és *Bromus inermis*). Ezzel szemben néhány szikes gyepekre is jellemző fűfaj (*Festuca pseudovina*, *Poa angustifolia*, *Agropyron intermedium*, *Alopecurus pratensis*) is jelentős borításban fordult elő. Egyre csökkenő disszimilitás volt jellemző a lucernások korának növekedésével a lucernások és a referencia gyepek között (0,96 az egyéves lucernások és referencia gyepek, míg 0,76 a 10 éves lucernások és a referencia gyepek között).

Természetes löszgyepekre jellemző kétszikűek csak az 5 illetve 10 éves lucernások vegetációjában fordultak elő (*Vicia hirsuta*, *V. angustifolia*, *Galium verum*, *Medicago minima*, *Trifolium angulatum*, *T. retusum*, *Lathyrus tuberosus*). Más jellemző fajok még a 10 éves lucernások vegetációjából is hiányoztak (*Ajuga genevensis*, *Salvia nemorosa*, *S. austriaca*,



1. ábra. A lucerna (*Medicago sativa*) és a funkcionális csoportok fitomasszája az eltérő korú lucernásokban. Jelölések: A=lucerna, B=fűnemtűk, C=avar, D=egyéb dudvanemtű. A szignifikánsan elváló csoportokat eltérő betűk jelzik (GLMM és Tukey teszt, $p < 0,05$).

Pimpinella saxifraga, *Thymus degenianus*, *Euphorbia cyparissias*, *Veronica prostrata*). Számos zavarástűrő és évelő gyomfaj gyakoribb volt a lucernásokban, mint a referencia gyepekben (*Cirsium arvense*, *Convolvulus arvensis*, *Taraxacum officinale*, Függelék 12. táblázat). Az NMDS ordináció 1. tengelye felelt meg a vegetációfejlődés időbeli menetének, a lucernások fajösszetétele a kor előrehaladtával egyre hasonlóbb lett a referenciagyepék fajösszetételéhez. Az 1 és 3 éves lucernások vegetációja meglehetősen homogén volt és alacsony variabilitást mutatott, míg a variabilitás mértéke a kor előrehaladtával növekedett (a pontfelhők mérete növekedett, 3. ábra)

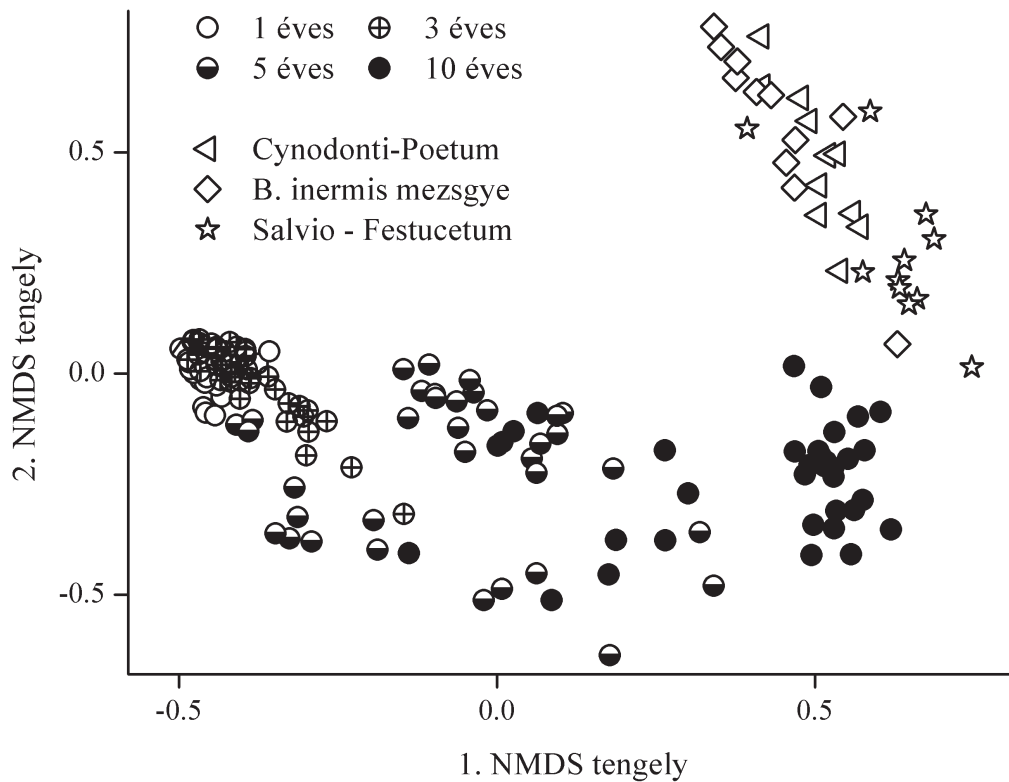


2. ábra. A fő fitomasszafrakciók és a lucernások kapcsolata (DCA ordináció). A mintaterületek pontjait a borításokon alapulva skáláztuk. Sajátértékek: 1. tengely: 0,52; 2. tengely: 0,08). Az egyes biomassza változók közötti kapcsolatok elemzésben az eltérő korú lucernások fitomassza átlagértékeit használtuk (korcsoportonként 3 érték). Az eltérő korú lucernás állományok jelölései megegyeznek a 3. ábrán látható jelöléseknek.

Diszkusszió

Gyomok viaszorítása

Korábbi vizsgálatokban magas gyomborítást mutattak ki felhagyott szántókon; homoki 1–10 éves szántókon mintegy 5–40% (Csecserits és Rédei 2001, Csecserits et al. 2007); míg löszös talajú, 1–12 éves szántókon 10–60%-os gyomborítást mutattak ki (Ruprecht 2005, 2006). Csak abban az esetben találtak alacsony gyomborítást, amikor a szántóföldi művelés csupán néhány éven keresztül tartott (Jongepierová et al. 2004). A jelen vizsgálatban ezzel szemben csak alacsony gyomborítást volt jellemző (<5% alatti minden vizsgált lucernásban). Mindez megerősíti Li et al. (2008) vizsgálatát, ahol azt találták, hogy a lucerna és más pillangósok hatékonyak gyomok viaszorításában. Ismert tény, hogy a gyomfajok magjai magas sűrűségben találhatóak meg szántók talajában (Hutchings és Booth 1996, Manchester et al. 1999). Török et al. (2010) azt találta, hogy felszántott lucernások helyén végzett vetéses gyeprekonstruk-



3. ábra. Az eltérő korú lucernások és referencia gyepek vegetációjának hasonlósága (Borítás adatokon alapuló NMDS ordináció, Bray-Curtis hasonlóság; Stressz: 15,91).

ció során az első évben igen magas gyomborítás jelentkezett, ami arra utal, hogy a lucernások talajában is magas sűrűségű gyommagkészlettel számolhatunk. A lucernásokban detektált igen alacsony gyomborítás az előzőekből következően inkább magyarázható a lucerna jelenlétével, mint a gyom-propagulumok hiányával. A lucerna magas borítása és fitomasszája az első években hatékonyan akadályozta a gyomok megjelenését az által, hogy (1) árnyékolta a talajfelszínt (Güsewell és Edwards 1999), és/vagy (2) kompetitív kizárással akadályozta megtelepedésüket (Bischoff et al. 2005). A lucerna allelopatikus hatását sem lehet kizárni a gyomviasszaszorítás kapcsán, ahogy ezt Ells és McSay (1991) is kimutatta. Vizsgálatuk során a lucerna fenolszerű anyagokat tartalmazó levélkivonata hatékonyan gátolta egyes vizsgált fajok csírázását és fejlődését.

A jelen vizsgálatban a lucerna borítása meghaladta a 70%-ot minden egy illetve három éves lucernásban. Az 5. évtől azonban a lucerna borítás erőteljes csökkentését figyeltük meg. A tapasztaltak magyarázzák a régióra jellemző mezőgazdasági gyakorlatot, melynek során a lucernásokat 3–4 év után megtárcsázzák, felülvetik, illetve más kultúrát telepítenek a helyére. Li et al. (2008) vizsgálatában a lucerna borítása már a vetést követő második évben alacsony volt és a harmadik évre a borítás tovább csökkent (mintegy 50%-os borítás a második, és 29%-os borítás a harmadik évben). Ez az alacsonyabb borítás feltehetően az alacsonyabb vetési denzitással is magyarázható (a vizsgálatban a vetés 22,5 kg/ha volt szemben a mi esetünkben adott 30 kg/ha értékkel).

A bemutatott vizsgálat igazolta, hogy a lucerna rendszeres kaszálás mellett közel egy évtized alatt képes spontán módon eltűnni a vegetációból. A lucerna eltűnése gyorsítható alacsony intenzitású legeltetés alkalmazásával (a legeltetés szelektív lehet a pillangósokra, Strohm et al. 2002). Több korábbi vizsgálatban az átlagborítás (Ruprecht 2005; Li et al. 2008) vagy az évelő fajok összbiomasszájának (Feng et al. 2007ab, Török et al. 2008) fokozatos növekedését mutatták ki szekunder szukcesszió során. A jelen vizsgálat ezt a trendet nem erősíti meg; az évelő borítás minden vizsgált korcsoportban közel azonos volt. Ez feltehetően annak tudható be, hogy a lucerna biomasszájának és borításának csökkenésével a megtelepedő évelő fűvek és egyéb kétszikűek borítása arányosan emelkedett. A magkeverékek vetésével történt gyepesítésekben a vetést követő első és második év között az avar mennyisége egy nagyságrenddel növekedett (első év: 28–37 g/m²; második év: 280–289 g/m², Török et al. 2010). A detektált avar mennyiségek két-háromszorosai voltak a jelen vizsgálatban talált értékeknek. Több vizsgálatban úgy találták, hogy a felhalmozódott avar negatív hatással volt a fajgazdagságra (Huhta et al. 2001; Enyedi et al. 2007). Így bár a felhalmozódó avar magas évelő borítással együtt hatékony lehet a gyomok visszaszorításában (Török et al. 2010, Deák et al. 2011, Török et al. 2012ab), csökkenti a kisléptékű heterogenitást (Tropek et al. 2010) és akadályozhatja – a megtelepedésre alkalmas mikroélőhelyek számának csökkentése révén – számos kísérőfaj betelepülését (Jensen és Gutekunst 2003, Foster és Gross 1998; Bissels et al. 2006).

Vizsgálatunkban nem tapasztaltunk avarfelhalmozódást, az avar mennyisége minden vizsgált lucernás-korcsoportban közel azonos volt, aminek eredményeként a megtelepedéshez alkalmas mikroélőhelyek száma valószínűleg nem csökkent a lucernások korának növekedésével.

Vizsgálatainkkal szemben más vizsgálatok hasonló mértékű avarfelhalmozódást, és ezzel összefüggésben csökkenést tapasztaltak a célfajok csírázásában és megtelepedésében (Jongepierová et al. 2004; Ruprecht 2006; Feng et al. 2007a).

Kimutattuk, hogy lucernások helyén évelő füvek és kétszikűek által dominálta löszgyep 10 éven belül spontán létrejöhet. Más vizsgálatokban 6–23 évvel a felhagyást követően jött létre löszgyepi fajokból álló gyep (Molnár és Botta-Dukát 1998; Ruprecht 2005; Csecserits et al. 2007; Feng et al. 2007ab). A referencia gyepekhez mért hasonlóság a lucernások korával egyaránt növekedett, mindazonáltal a hasonlóság még a 10 éves lucernások és a referencia gyepek között is alacsony volt. Ennek oka az, hogy számos referencia gyepekben gyakori évelő kétszikű fajt nem mutattunk ki a lucernások vegetációjában, míg más, a lucernásokban gyakori gyomfaj nem fordult elő a referencia-gyepekben.

Korábbi vizsgálatok igazolták, hogy a célfajok betelepülése diaspora-limitált folyamat (Donath et al. 2007, Kiehl et al. 2010). Általában a limitáltságnak két fő oka lehet: Egyrészt (1) a térbeli terjedés limitált (hiányzó terjesztési vektorok és nehéz diasporák, Simmering et al. 2006), másrészt (2) a hosszútávú szántóföldi művelés miatt hiányzik vagy elszegényedett a gyepi magbank és feldúsult a gyommagbank (Coulson et al. 2001). Emiatt gyorsabb gypregeneráció spontán gypesedő lucernások esetében is ott várható, ahol természetes gypfoltok találhatóak közvetlen közelben (Öster et al. 2009). A alacsony hasonlóság további magyarázata az lehet, hogy bár a terjesztési folyamatok nem korlátozottak, de egyes kísérőfajok megtelepedéséhez több időre van szükség (Prach et al. 2007).

Következtetések

Vizsgálatunk során igazoltuk, hogy olyan lucernások esetében, ahol a közelben természetes gypállományok találhatóak évelő füvek dominálta löszgyep-vázközösségek helyreállításához nem feltétlenül szükségesek technikai gypesítési módszerek (például magvetés). Rendszeres kaszálás mellett mintegy 10 év alatt a lucernások átalakulhatnak füvek dominálta gyepekké. Hasonló eredmények várhatóak alacsony diverzitású magkeverékek vetése mellett is (Hansson és Fogelfors 1998, Lepš et al. 2007, Török et al. 2010). Mindazonáltal számos jellemző kétszikű évelő kísérőfaj betelepüléséhez hosszabb idő illetve aktív propagulum-transzport lehet szükséges (Kirmer et al. 2008, Kiehl et al. 2010). Széna-

ráhordás illetve alacsony intenzitású legeltetés segíthet a propagulumok aktív bevitelében.

Eredményeink azt mutatják, hogy a lucerna vetése kombinálva rendszeres kaszálással egyesítheti a spontán gyepesedés és a technikai gyeprekonstrukció előnyeit, így mind mezőgazdasági, mind konzerváció-ökológiai szempontból költséghatékony megoldást jelenthet. A módszer több előnnyel bír a technikai megoldásokkal szemben: (1) Nincs gyomok dominálta stádium és avarfelhalmozódás, szemben a technikai restaurációs beavatkozásokkal; (2) a lucerna spontán eltűnik, vagy borítása erőteljesen lecsökken a vetést követő egy évtizeden belül, mindezekből kifolyólag (3) alacsonyabb mikroélőhely-limitáltság várható, mint olyan technikai gyeprekonstrukciók esetében ahol kompetitor fajokat vetettek. Végezetül (4) sokkal olcsóbb megoldást kínál, mint a technikai módszerekkel zajló gyepesítés és a értékes széna nyerhető az első néhány évben a magas lucernaborítás miatt, amelynek értékesítése tovább csökkentheti a költségeket.

Homoki gyepek lúdlegelés utáni spontán regenerációja

A felhagyott szántókon zajló másodlagos vegetáció-fejlődés (old-field succession) már több évtizede áll a tudományos érdeklődés középpontjában (Horn 1974, Bradshaw 1983). A legtöbb vizsgálat a tér-idő helyettesítéses módszert választotta ennek a jelenségnek a vizsgálatára annak ellenére, hogy számos esetben érte kritika ennek a módszernek a használatát (Foster és Tilman 2000, Pickett et al. 2001). A tér-idő helyettesítéses módszer alkalmazása általában tájléptékben zajló változások és folyamatok nyomon követésére szolgál, emiatt kisebb léptékben állandó kvadrátos vizsgálatokkal történő validálásra szorul (Prach és Řehouňková 2006). A tartós kvadrátokban zajló vizsgálatok igen időigényesek, ezért a tér-idő helyettesítéses vizsgálatokhoz mérten kisszámú ilyen vizsgálat eredményeit közölték (Bakker et al. 1996).

A spontán szukcessziós folyamatok beépítése a gyeprekonstrukciós beavatkozásokba egyre inkább teret nyer, hiszen igen költségkímélő megoldást jelent, ha a gyepvegetáció helyreállítása legalább részben támaszkodhat természetes regenerációs folyamatokra (Luken 1990). Tekintettel arra, hogy az utóbbi néhány évtizedben Európa-szerte fellendült a tudományos és gyakorlati érdeklődés a gyepesedési folyamatok iránt, valamint megnőtt a gyeprekonstrukciós beavatkozásokra igénybe vehető támogatások mértéke, ez igen időszerűvé tette a spontán regenerációs folyamatok restaurációs ökológiai szempontú vizsgálatát (Jongepierová et al. 2004; Török et al. 2011a).

Meszes homokterületek esetében zajló általános primer és szekunder szukcessziós trendeket tér-idő helyettesítéses módszer segítségével már korábban azonosították (Fekete 1992, Csecserits és Rédei 2001, Csecserits et al. 2007). Sokkal kevesebb vizsgálat foglalkozott eddig savanyú homokon zajló gyepregenerációval (de lásd Matus és Tóthmérész 1995, Matus et al. 2005) és még kevesebb vizsgálta az eltérő magassági fekvés hatását a szukcessziós folyamatok kimenetelére állandó kvadrátos adatsorozatok felhasználásával (lásd azonban Matus et al. 2003).

Az eltérő szukcessziós utak kialakulásának okai lehetnek: (1) a zavarás intenzitásában illetve minőségében lévő különbségek (Christensen és Peet 1984), (2) a propagulum-eső és propagulum-ellátottság heterogén térbeli eloszlása (Abrams et al. 1985), illetve (3) az egyenlőtlen tápanyag ellátottság és eloszlás (Inouye és Tilman 1988). A kisléptékű magassági

eltérések (néhány m) illetve ezzel összefüggésben változó környezeti tényezők (például talajnedvesség) erőteljesen befolyásolhatják a regeneráció menetét és sebességét (Titus 1990). Bár a mikro-léptékű magassági eltérések vegetáció összetételére és fejlődésére gyakorolt hatásait számos közösség esetén kimutatták (Mott és McComb 1974, sivatagi élőhelyek; del Moral és Deardorff 1976, eltérő típusú gyepek; Thomas és Dale 1976, felhagyott legelők), a rövidéletű-évelő dinamika illetve ezzel összefüggésben lévő szukcessziós dinamika vizsgálatára kevés tanulmány törekedett (de például Pemadasa et al. 1974).

Hazánkban számos homoki gyepek kezelése változott meg az utóbbi néhány évtizedben. Egy részüket felhagyták, mások esetében a korábban jellemző kezelési módot (extenzív legeltetés birkával vagy marhával) felváltotta az intenzív karámos libatartás. Az utóbbi kezelési mód elterjedése a 80-as évektől a 90-es évek közepéig számos területen okozta a földfelszín feletti gyeptervegetáció erőteljes degradálódását illetve megsemmisülését (Matus és Tóthmérész 1994).

Vizsgálataim során a drasztikus lúdlegelést követő gyept regeneráció menetét vizsgáltam állandó kvadrátos felvételezés segítségével. A vizsgálat során az irodalomban gyakran felmerülő primer szukcessziós hipotézisek érvényességét vizsgáltam szekunder szukcessziós folyamatok estében. Vizsgálati hipotéziseim a következők voltak: (1) A szukcesszió folyamatában az idő előre haladtával a közösséget alkotó fajok életideje növekszik (Inouye et al. 1987, Lepš 1987, Myster és Pickett 1994, Prach és Řehounková 2006). (2) A vegetációfejlődés kezdeti időszakában a vegetációfejlődés iránya a kezdeti fajkompozíciótól függ (Egler 1954); a későbbiekben ennek szerepe alárendeltté válik. (3) A diverzitás és fajszám a folyamatosan zajló betelepülés következtében az idő előre haladtával folyamatosan emelkedik (Odum 1969, Bazzaz 1975, Inouye et al. 1987). (4) A fajkicserélődés mértéke az évelő borítás csökkenésével párhuzamosan fokozatosan csökken (Lepš 1987).

Anyag és módszerek

A mintaterületek jellemzése

A mintavételi területek a Dél-Nyírségben, Debrecentől mintegy 15 km-re, K-re helyezkednek el, a mintegy 2,8 km²-es „Martinkai-legelő” természetvédelmi területen (É 47°34'00"-35'20"; K 21°46'30"-48'40"; *CEU*:8496.2), mely a Derecskei-Kálló mellékágai mentén K-ÉK-

2. táblázat. A Martinkai-legelő mintaterületeinek feltalaj jellemzői (0–5 cm, 1998–2004, átlag±SE). A=Alsó helyzetű területek, F=Felső helyzetű területek.

	F1	F2	A1	A2
pH _(KCl)	4,2 ± 0,1	5,3 ± 0,3	4,2 ± 0,2	5,7 ± 0,1
K _A	26,8 ± 1,8	25,0 ± 0,0	25,0 ± 0,0	31,8 ± 2,1
Humusz (%)	0,8 ± 0,1	1,0 ± 0,2	0,8 ± 0,1	1,8 ± 0,1
NH ₄ -N (ppm)	5,3 ± 3,3	4,1 ± 1,6	5,2 ± 2,1	8,6 ± 3,3
P ₂ O ₅ -P (ppm)	181,0 ± 48,5	475,4 ± 80,9	276,4 ± 65,6	860,6 ± 164,0
K ₂ O-K (ppm)	84,8 ± 20,8	109,2 ± 10,8	137,4 ± 12,9	218,4 ± 20,3

i irányban húzódik. A Martinkai-legelő jelenlegi képe a 16–18. századi nagyarányú erdőirtásai, illetve nagy kiterjedésű vízrendezések nyomán alakult ki. Az elmúlt 20–30 évben a gyepek hasznosításában két egymással ellentétes hatás figyelhető meg. A gyepek jelentős része az állatállomány (szarvasmarha, juh) csökkenése miatt alulhasznosítottá vált, míg más részeken lúdtartó telepeket alakítottak ki. A lúdtartás, mely a vizsgált terület majd egészét érintette, egy-egy helyen általában csak néhány évig folyt, ez idő alatt azonban a ludak az érintett gyepeket denudációig legelték. Ezek a gyepterületek gyakran elgyomosodtak, a regeneráció lassú volt (Török et al. 2009).

A terület klímája mérsékelt kontinentális, hosszú, meleg nyarakkal jellemezhető. Az évi középhőmérséklet 10 °C körüli (Január –2,5 °C, Július 21,2 °C). Az átlagos évi csapadékösszeg 580–620 mm körüli, a legtöbb csapadék júniusban, míg a legkevesebb márciusban esik. Április és szeptember között magas a csapadék mennyiségének éves ingása, a Dél-Nyírségre jellemzően ez akár 240–680 mm szélső értékek között is változhat; átlagosan mintegy 300–350 mm a jellemző.

A területet 0,1–0,3 mm-es szemcse-átmérőjű mészmertes homokból felépülő 3–10 m-es parabola és szegélybuckák jellemzik. A buckák talaja gyengén humuszos homok (20–30 cm-es termőréteg), ahol a feltalaj savanyú, laza szerkezetű, alacsony humusztartalommal és a bolygatatlan területeken alacsony foszfor-tartalommal jellemezhető. A hasonló talajtani paraméterekkel jellemezhető mintaterületeken a korábbi lúdtartás következtében a referenciákhoz képest (Matus et al. 2005) magas a talaj foszfortartalma (2. táblázat).

Mintavétel

A mintavételeket drasztikus lúdlegelést követően részben regenerálódó *Festucion rupicola* csoportba tartozó *Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae* társulás két buckaoldali (továbbiakban alsó területek) és buckatetőhöz közeli (továbbiakban felső területek) helyzetű állományában, területenként 5 db 2×2 m-es állandó mintanegyzetben végeztük. 1991-től 2002-ig – 2000-től a szerző részvételével – 3 évszakban (április, június és szeptember) rögzítettük a fajok százalékos borításértékeit.

Adatfeldolgozás

Elvégeztük a vegetáció fajainak Raunkiaer féle életforma csoportokba sorolását, valamint megadtuk a fajok Ellenberg féle nedvesség (W) és tápanyagigény (N) értékeit, Borhidi (1995) alapján módosítva. Az értékek megadása a borításértékekkel súlyozva történt. A fajkicserélődés mértékét az évek között az alábbi képlet segítségével határoztuk meg: $FK = (b + c) / (a + b + c)$, ahol FK =fajkicserélődési ráta, a =közös fajok száma a vizsgált két évben, b =csak az első évben talált fajok, c =csak a második évben előforduló fajok, $(a + b + c)$ =a teljes fajszaám a vizsgált két évben. A fajszaámok átlagait varianciaegyezőség (F-teszt) és normalitás (Kolmogorov-Smirnov teszt) függvényében ANOVA vagy Kruskal-Wallis teszt, majd szignifikáns különbség esetén SNK teszt segítségével vetettük össze (Zar 1999). Páros összevetések esetén a normalitás függvényében Student féle t-tesztet, vagy Mann-Whitney tesztet használtunk. A változók közötti kapcsolatot Spearman-féle nemparametrikus rangkorrelációval elemeztük. A mintaterületek fajkészletének hasonlóságát borítás adatokon alapuló DCA ordináció segítségével vetettük össze (ter Braak és Šmilauer 2002, Lepš és Šmilauer 2003).

Eredmények

A vegetáció időbeli változása

Összesen 109 edényes növényfajt találtunk a vegetációban a vizsgálat 12 éve alatt. Az egyes mintaterületek fajgazdagsága meglehetősen hasonló volt, 60 és 67 faj szélső értékek között mozgott. A libalegelés felhagyását követő első évben a vegetációt nitrofil egyévesek uralták (*Amaranthus*

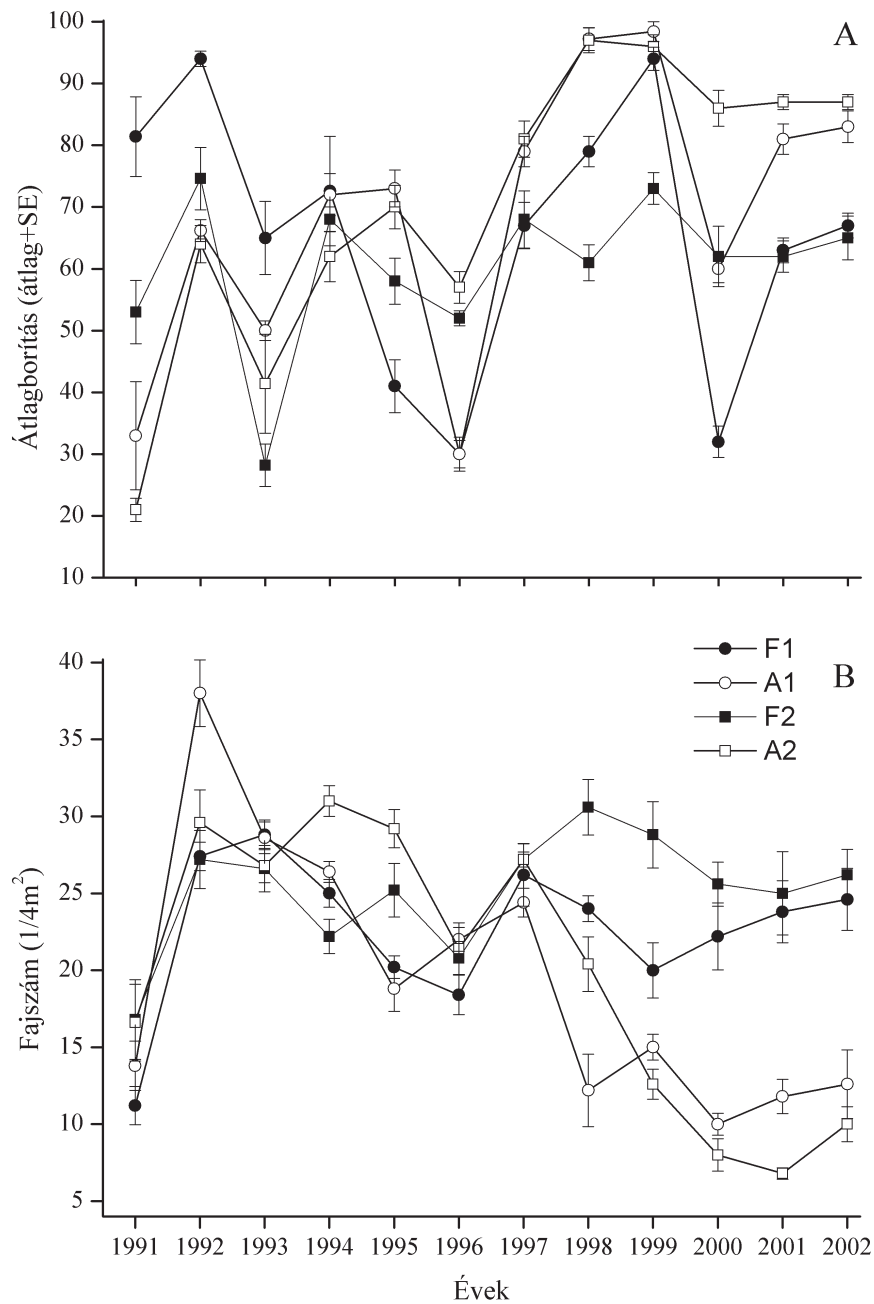
3. táblázat. A Martinkai-legelő vegetációjának néhány jellemzője 2002-ben (átlag $\pm$ SE). F=Felső helyzetű területek, A=Alsó helyzetű területek. Az eltérő betűjelek a szignifikánsan elváló csoportokat jelölik (ANOVA és Student-Newman-Keuls teszt, $p<0,05$).

	F1	F2	A1	A2
Fajszám	14,8 $\pm$ 2,1 ^a	15,4 $\pm$ 2,2 ^a	7,6 $\pm$ 1,8 ^b	6,0 $\pm$ 0,7 ^b
Shannon diverzitás	1,6 $\pm$ 0,1 ^a	1,6 $\pm$ 0,2 ^a	1,0 $\pm$ 0,1 ^b	1,0 $\pm$ 0,1 ^b
Borítás (%)	67,0 $\pm$ 2,0 ^a	65,0 $\pm$ 3,5 ^a	83,0 $\pm$ 2,6 ^b	87,0 $\pm$ 1,2 ^b
W_B	2,6 $\pm$ 0,1 ^a	2,7 $\pm$ 0,1 ^a	2,9 $\pm$ 0,1 ^b	3,3 $\pm$ 0,2 ^b
N_B	2,4 $\pm$ 0,2 ^a	3,6 $\pm$ 0,1 ^{bc}	4,0 $\pm$ 0,1 ^b	4,2 $\pm$ 0,2 ^c

albus, *Capsella bursa-pastoris*), de borításuk már a második évre jelentősen lecsökkent (Függelék, 13. táblázat). Az egyéves gyomokat rövid életű ruderalis fajok és pionír kétszikűek váltották fel (*Anthemis ruthenica*, *Cerastium semidecandrum*, *Conyza canadensis* és *Erysimum diffusum*). Később egyéves fűvek dominanciája is megfigyelhető volt (*Apera spica-venti*, *Bromus tectorum*), melyeket évelő fűvek és sások váltottak fel (*Poa angustifolia*, *Poa pratensis*, *Cynodon dactylon* és *Carex stenophylla*).

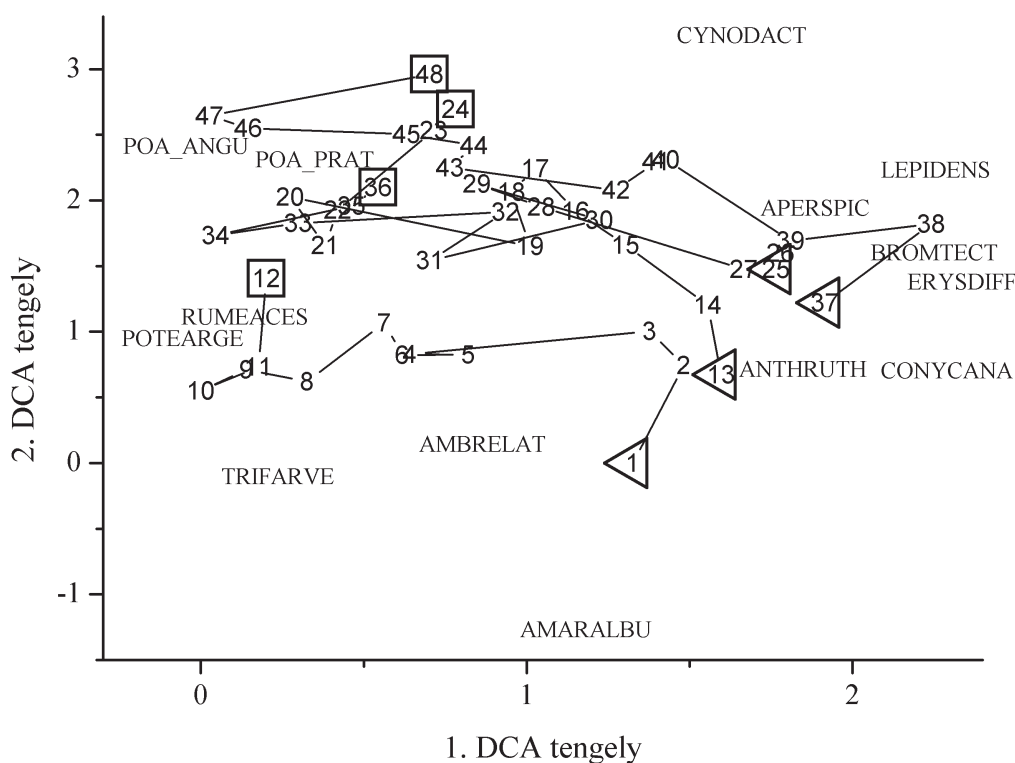
A legnagyobb borítással súlyozott N értékeket az első néhány évben mértük. A borítással súlyozott N értéke jelentős fluktuációkat követően 1999 után, míg a W értéke 1997 után stabilizálódott. A vizsgálat utolsó évében (2002) szignifikánsan alacsonyabb N és W értékeket találtunk a magasabban fekvő területeken, mint az alacsonyabban fekvő területeken (ANOVA, $p<0,001$; 3. táblázat).

Nagy fluktuációk mellett a vegetáció átlagborítása szignifikánsan emelkedett a vizsgálat időtartama alatt (Spearman rangkorreláció; $r=0,33$, $p<0,001$, 4. ábra). Az évelő fűvek borítása növekedett (Spearman rangkorreláció; $r=0,72$, $p<0,001$), míg az egyéveseké csökkent (Spearman rangkorreláció; $r=-0,71$, $p<0,001$). Az évelő dominancia kialakulásának időtartamát a magassági fekvés jelentősen befolyásolta. Az alacsonyan fekvő területeken az évelő fűneműek 3 év alatt dominánssá váltak, mintegy 90–95%-os átlagos borítással, míg a magasabban fekvő területeken ez a folyamat 7–9 évig tartott és a fűnemű borítás mintegy 55–70%-os borítást ért el. A szukcesszió kezdeti szakaszában az egymáshoz közelebb fekvő alsó és felső helyzetű területek hasonlóbbak voltak egymáshoz, mint az azonos helyzetű másik területhez. A 12 évi vegetációfejlő-



4. ábra. Az átlagborítás (A) és fajszám (B) változása a vizsgálat 12 éve alatt. A borításértékeket a nyári vegetáció felmérés adatai alapján számoltuk, míg a fajszámok a tavaszi, nyári és őszi felmérések összevont fajlistái alapján készültek.

dést követően az azonos fekvésű területek váltak hasonlóvá egymáshoz (5. ábra).



5. ábra. A vegetáció összetételének változása a vizsgálat 12 éve alatt. Borításon alapuló DCA biplot. Háromszögek a 1. évi vegetáció felvételek átlagpontjait, a négyszögek a 12. évi vegetáció felvételek átlagpontjait jelölik (F1: 1–12, A1: 13–24, F2: 25–36, A2: 37–48). A fajok rövidítéseit a genus név és a species név első négy-négy betűjéből állítottuk össze az alábbi példa szerint: AMARALBU=*Amaranthus albus*.

Fajgazdagság és fajkicserélődési ráta

A fajgazdagság kezdeti fluktuációkat követően a 8. évtől stabilizálódott. A diverzitás és a fajszám a felső helyzetű területeken szignifikánsan megnőtt (Spearman rangkorreláció értékei rendre $r=0,36$, $p<0,001$ és $r=0,42$, $p<0,001$, 4. ábra). Az alsó helyzetű területeken ezzel szemben szignifikánsan lecsökkent (Spearman rangkorreláció értékei rendre $r=-0,59$,

$p < 0,001$ és $r = -0,50$, $p < 0,001$). A fajszám az évelő füvek borításával negatívan korrelált (Spearman rangkorreláció, $r = -0,31$ és $p < 0,001$). A fajgazdagság és diverzitás értékek a vizsgálat utolsó évében szignifikánsan magasabbak voltak a felső helyzetű területeken, mint az alsókon (ANOVA, $p < 0,001$, 3. táblázat). A fajkicserélődési ráta a szukcesszió előrehaladtával szignifikánsan csökkent mind az alsó mind a felső helyzetű területeken (Spearman rangkorreláció, felső helyzetű területek: $r = -0,59$, $p < 0,001$; az alsó helyzetű területek: $r = -0,73$, $p < 0,001$).

Diszkusszió

A vegetáció időbeli változása

A magas tápanyagtartalom és a talaj-magbank összetétele olyan tényezők, amelyek együttesen meghatározhatják a vegetáció szerkezetét és összetételét a szukcesszió kezdeti szakaszában (Keever 1979, Myster és Pickett 1988, Csecserits és Rédei 2001). A magas tápanyagtartalom kedvező a nitrofil gyomok számára, elősegíti megtelepedésüket és fennmaradásukat; a tápanyagtöbblet eltűnését követően azonban a gyomok is gyorsan eltűnnek. A jelen vizsgálatban a szukcesszió kezdeti szakaszában jellemző gyomközösségeket viszonylag gyorsan felváltotta egy évelő fűneműek dominálta közösség. Ez egybevág más vizsgálatok eredményeivel (Matus és Tóthmérész 1995, Walker et al. 2004, Matus et al. 2005). 12 év szekunder szukcessziót követően a talaj tápanyagtartalma lecsökkent, de még mindig magasabbnak bizonyult, mint természetes állapotú savanyú homoki gyepekben (Jentsch és Beyschlag 2003).

A szukcesszió kezdeti szakaszát a kezdeti fajösszetétel határozza meg, tehát a talajban lévő propagulumbank és a környező területekről érkező mageső (Egler 1954). Ezt a jelen vizsgálat is megerősíti. Az egymás közelében található területek vertikális pozíciójuktól függetlenül hasonlóbb vegetációval rendelkeztek, mint a távolabb fekvő, de hasonló vertikális pozícióban található párjaik. A vizsgálat utolsó néhány évében, az alacsony helyzetű területeken igen magas évelő fűdominancia alakult ki (főleg *Poa angustifolia*, *P. pratensis* és *Cynodon dactylon*), míg a felső helyzetű területeken jóval alacsonyabb évelő borítás alakult ki. Az alsó helyzetű területeken jellemző magas évelő borítás valószínűleg a magasabb talajtápanyag tartalom és kedvezőbb víz-ellátottsági viszonyok okán alakult ki, mely tényezők kulcsszerepét már korábban is kimutatták homoki vegetáció szukcessziója során (van der Maarel et al. 1985). Korábbi csa-

padék manipulációs vizsgálatok során kimutatták, hogy időjárási fluktuációknak illetve a vertikális helyzet kismértékű különbségeinek is meghatározó szerepe lehet homoki vegetáció fejlődés esetében (van der Maarel 1981).

A fajszám és diverzitás az 1. (1991) és a 7. év (1997) között jelentős mértékben ingadozott. A felső helyzetű területeken a fajszám és diverzitás növekedett, de a vizsgálat végéig is jelentős mértékű fluktuációkat mutatott. Ugyanezek az értékek az alsó helyzetű területeken 7. évtől kezdődően erőteljesen lecsökkentek. A magyarázat az alsó helyzetű területeken a kompetitív kizárással összefüggően megváltozott csírázási feltételekben keresendő. A rövidéletű pionír fajok túlnyomóan a növényzetmentes foltokban, teljes megvilágítás mellett képesek csírázni (Bazzaz 1979). A rövidéletű fajok csíranövényei általában alacsony kompetíciós képességgel bírnak, emiatt az évelő fűvegetáció hatékonyan megakadályozza csírázásukat és megtelepedésüket (Geißelbrecht-Taferner et al. 1997, Rebollo et al. 2001), ami hosszútávon a fajszám általánosan is kimutatott csökkenéshez vezetett az alsó helyzetű területeken. A felső helyzetű területeken a legtöbb rövid életű fajt a vizsgálat végén is kimutattuk, míg többségük az alsó helyzetű területekről eltűnt. Ezt a kompetitív kizárással összefüggő regenerációs dinamikában lévő különbséget támasztja az is alá, hogy az alsó helyzetű területek esetében, hasonlóan a felső helyzetű területekhez, magas sűrűségű magbankot mutattunk ki (Török et al. 2009, 10300–18900 db/m²).

Több korábbi vizsgálatban negatív korrelációt mutattak ki az egyévesek és évelő domináns fűfélék borítása között. Pemadasa et al. (1974) azt találta, hogy az egyévesek borítása negatívan korrelált a domináns *Festuca rubra* borításával, míg pozitívan a vertikális pozícióval. Hasonló eredményekre jutott Sharitz és McCormick (1973) és egy rövid életű évelő, a *Medicago lupulina* esetében Pavone és Reader (1985) is. A térségben egy mérsékelt legelt buckán található, természetközeli állapotban lévő *Potentillo-Festucetum* állomány esetében végzett vizsgálatban éppen ellenkező trendet tapasztalt Matus et al. (2003). A jelen vizsgálat rámutat arra, hogy a másodlagos vegetációfejlődés során a kezdeti magas tápanyagtartalom következtében megváltozott körülmények mellett eltérő vegetáció-mintázat is kialakulhat, mint amit természetes állapotú gyepekben tapasztalunk.

A fajszámban és a borításban tapasztalt erőteljes fluktuációk területtől függően a 7–10. szukcessziós évig voltak megfigyelhetők. A 11. évtől

kezdvé a borítás és a fajszám többé-kevésbé stabilizálódott. A tapasztalt jelenség egybevág korábbi felhagyott szántókon végzett vizsgálatokban tapasztaltakkal (Csecserits és Rédei 2001, 2007; Ruprecht 2005). A fajszám és a borítás stabilizálódásával párhuzamosan az Ellenberg indikátorértékek is stabilizálódtak és fajkicserélődési ráta lecsökkent. Ezek az eredmények alátámasztják a lassuló szukcesszió hipotézisét, amely kimondja, hogy a fajkompozíció stabilizálódásával a szukcessziós változások üteme lecsökken (Bornkamm 1981, Inouye et al. 1987, Myser és Pickett 1994, Foster és Tilman 2000). A szukcessziós változások lelassulásának számos oka lehet, beleértve a mikro-élőhelyek számának csökkenését (menedékhely hipotézis, Harper 1977), a kompetíció illetve az allelopátia intenzívebbé válását (Bazzaz 1979, Foster és Tilman 2000), illetve a közösséget alkotó fajok élettartamának növekedésével a növekvő mértékű kolonizációval szembeni rezisztenciát (Lepš 1987).

Következtetések

A fenti vizsgálat igazolta, hogy drasztikus mértékű, denudációig tartó libalegelést követően homoki gyeper regenerálódása meglehetősen gyors, egy évtized alatt kialakulhat évelő fűvek dominálta gyeptakaró. A vertikális pozíciótól függően azonban eltérő szukcessziós utakat azonosíthatunk. Az alsó helyzetű területeken magas évelő fűdominancia alakult ki, mely megakadályozta a rövidéletű fajok többségének fennmaradását illetve megtelepedését. A gyomok visszaszorítása mellett ez az állapot kedvezőtlen lehet, hiszen a magas fűdominancia gátját jelentheti számos kísérőfaj betelepülésének. A felső helyzetű területeken az alacsonyabb évelő borítás lehetővé tette a magasabb fajszám fennmaradását, azonban több, gyeprekonstrukciós szempontból kedvezőtlen faj, köztük az *Ambrosia artemisiifolia* regenerációjának is kedvezett. Ritka kísérőfajok betelepülését (*Iris humilis* subsp. *arenaria*, *Onosma arenaria*, *Pulsatilla pratensis* subsp. *hungarica*) egyik miterületen sem detektáltuk. Ezek a fajok szétszórt kis egyedszámú populációkban fordulnak elő a területen, így a megtelepedés elmaradása korlátozott terjedési és megtelepedési képességekkel is magyarázható, ami indokoltá teheti ezeknek a fajoknak az aktív betelepítését. Ez a propagulum-bevitel történhet széna terítésével (Donath et al. 2003, Hölzel és Otte 2003), célzott vetéssel vagy kinevelt növényegyedek beültetésével (Török et al. 2011a), illetve legelő állatok által (Fischer et al. 1996, Poschlod et al. 1998). A célzott propagulum-

bevitel megfelelő időpontja a felvehető talajnitrogén tartalom lecsökkenése után, a 3. és 5. szukcessziós évet követő időszak. A felső helyzetű területeken a 20. szukcessziós év előtt javasolható (Matus et al. 2003). Az alsó helyzetű területeken mindenképpen az évelő borítás kialakulása előtt, a 8. és 10. szukcessziós év környékén célszerű a célzott propagulumbevitel alkalmazása, hiszen a későbbi időpontokban a kialakuló magas évelő borítás nem meghatározott időre csökkentheti a megtelepedés sikerességét.

Spontán gyepesedés savanyú – és meszes homokon

Vizsgálataim során eltérő korú gyepesedett parlagok tér-idő helyettesítés vizsgálatán keresztül a homoki gyepvegetáció spontán regenerálódásának lehetőségeit vizsgáltam Magyarország két homokterületén, a Kiskunságban és a Nyírségben. A vizsgálatok során az alábbi kérdésekre kerestem a választ: (1) Hogyan változik az egyes növényi funkcionális csoportok aránya szukcesszió folyamán? (2) Melyek azok a célfajok illetve fajcsoportok, melyek hatékonyan megtelepednek a felhagyott szántókon a spontán szukcesszió során? (3) Mennyire hatékony módszer a spontán szukcesszió gyeppek helyreállításában a vizsgált időléptékben és táji környezetben?

Anyag és módszerek

A mintaterületek jellemzése

Kutatási területeink a Kiskunsági- és a Hortobágyi Nemzeti Park területén helyezkedtek el. A kiskunsági régió mintaterületei Fülöpháza, Izsák, Orgovány és Ágasegyháza közigazgatási területek határában találhatóak, míg a nyírségi régió mintaterületei Álmosd, Bagamér, Fülöp, Létavértes, Martinka, Újléta és Vámspércs térségében helyezkedtek el. Mindkét régió klímája mérsékelt kontinentális, mely a Kiskunság tekintetében párosult egy erős szubmediterrán hatással is. Az évi átlagos hőmérséklet 10 °C körüli mindkét régióban. Ezzel szemben éves csapadékmennyiség nagyobb eltérést mutat a két régió esetében. Míg Kiskunságban átlagosan 500–550 mm csapadék esik melyet jelentős éven belüli és évek közötti fluktuáció jellemez, addig a Nyírségben magasabb mintegy 600 mm-t elérő átlagos csapadékmennyiség jellemző. A vizsgált két homokterület az alapkőzet kémhatásában is eltér: míg a Kiskunságban meszes homoktalajok a jellemzőek (akár 8-at is elérő pH és mintegy 7,3%-os CaCO_3 -tartalom: 7,3%; Csecserits et al. 2011), addig a Nyírségben savanyú homoktalajokat találunk (a talaj pH: 4,01–5,88 míg mésztartalom rendszerint elhanyagolható mennyiségű, Török et al. 2009).

A céltársulások

A gyepesedés célállapotának a parlagok közelében található természetközeli állapotú nyílt (buckatetőhöz közeli illetve felső buckaoldali) és zárt (alsó buckaoldali illetve buckaközi) homoki gyepeket tekintettük. A nyílt homoki gyepek a Kiskunságban a Festucetum vaginatae, míg a Nyírségben a Festuco vaginatae - Corynephoretum társulásba tartoztak. A két közösség bár fizionómiáját tekintve elég hasonló, regionális fajkészletük jelentős mértékben eltért. Mindkét közösségre jellemző faj volt a társulások névadó faja a *Festuca vaginata*, de míg a Kiskunságban jellemzően *Stipa borysthénica*, addig a Nyírségben a *Corynephorus canescens* volt a másik jellemző társulásalkotó fűfaj. Az alacsonyabb térszíneken elhelyezkedő céltársulás a Galio veri-Holoschoenetum vulgaris közösség volt (Borhidi 1995). Az előzőekben ismertetett társulásokkal szemben ezt a közösséget zártabb, magasabb borítású vegetáció és jobb vízellátás jellemezte. Jellemző fajai voltak: *Holoschoenus romanus*, *Festuca vaginata*, *Festuca pseudovina* és *Stipa capillata*.

Mintavételi elrendezés

A tér-idő helyettesítéses vizsgálatához összesen 24 korábbi szántóterületet választottunk ki, 12 parlagot a Kiskunságban, míg 12 parlagot a Nyírségben mértünk fel. A parlagokat 3 korcsoportba osztottuk és mértük fel: A (1) <10 éves korú parlagokat fiatal, (2) a 10–20 év közötti parlagokat középkorú, míg (3) a 20–40 év közötti korú parlagokat idős parlagoknak tekintettük. Referencia állapot meghatározásához régióként 3 nyílt- és 3 zárt homoki gypállományt mértünk fel.

Az egyes korcsoportú parlagok kijelölése történeti térképek, légifotók és a helyi természetvédelmi szakemberek ismereteinek együttes figyelembevételével történt. A lehetőségekhez mérten igyekeztünk mindenféle a korra, felhagyás körülményeire és kezelésre vonatkozó fontos információt begyűjteni annak érdekében, hogy a tér-idő helyettesítéses módszer megbízhatóságát növelhessük (Pickett et al. 2001; Johnson és Miyanishi 2008). A vizsgált parlagokat időszakosan legeltették illetve ritkábban kaszálták is, de rendszeres és régió-specifikus kezelési mintázat nem volt kimutatható. Parlagonként a szegélyeket elkerülve egy 5 × 20 m-es mintavételi területet jelöltünk ki. A mintavételi területeken belül egyenletesen (5 × 4 m-es blokkok középpontjában) elhelyezett öt, egyenként 2 × 2 m-es mintanegyzetben rögzítettük 2012-ben a megtalált edényes növényfajok

százalékos borításértékeit május elején illetve június végén. A két mintavételi időpont felvételeit összevontuk olyan módon, hogy egy adott faj esetében a két időpont közül azt vettük figyelembe, ahol a faj magasabb borításértékkel rendelkezett.

Adatfeldolgozás

A megtalált fajokat Raunkiaer féle életforma csoportokba soroltuk, így chamaephytonokat (Ch), hemikryptophytonokat (H), geophytonokat (G), therophytonokat (Th) és hemitherophytonokat (TH) különítettünk el. Az utóbbi két csoport fajait „rövidéletű fajok” csoportként összevontuk az elemzések során. A tápanyagtartalomra vonatkozó Ellenberg-féle ökológiai indikátorértékeket (a magyar viszonyokra adaptált NB értékek, Borhidi 1995) is kiszámítottuk a vizsgált területekre oly módon, hogy a fajok értékeit borítással súlyozva összegeztük. A fajokat célfajokra és nem célfajokra bontottuk - célfajoknak tekintettük azokat a fajokat, melyek a Festuco-Brometea csoportba tartoztak (Borhidi 1995 és Borhidi 2003).

A klonális terjedés a korábbi vizsgálatokban a gyepközösségek helyreállítása és fennmaradása szempontjából kulcsfontosságú tényezőnek bizonyult (Kahmen és Poschlod 2004). A klonális terjedési képesség értékelését a Clo-Pla adatbázis alapján végeztük (Klimešová és de Bello 2009, Klimešová és Klimeš – Clo-Pla – database of clonal growth of plants from Central Europe, <http://clopla.butbn.cas.cz/>). Az adatbázisban bemutatott 17 terjedési típus felhasználásával összesen 6 összevont klonális terjedési csoportot képeztünk, melyeket Clo 1–Clo 6-ig jelöltünk - zárójelben megadtuk, hogy mely eredeti kategóriákra vonatkozik a besorolás. A kategóriák és magyarázatuk a következő volt: Clo 1=nincs klonális terjedés (0); Clo 2=lassú rizómás terjedés, rövid internódiumok (9), vagy lassú terjedés gyökér-feldarabolódással (14); Clo 3=szárgumókkal (12), hagymákkal (13) vagy gyökérgumókkal (16) történő klonális terjedés; Clo 4=hosszú internódiumokkal rendelkező rizómákkal (10) vagy hatékony gyökérterjedéssel (15) jellemezhető fajok; Clo 5=gyors terjedés földfeletti leveles szárakkal (1); Clo 6=pszeudovivipar terjedés önállósuló növényi részek segítségével (4). A klonális terjedési csoportok megoszlását borítással súlyozva elemeztük.

A kor és a mintavételi régió (rögzített faktorok) a (1) életformacsoportok borítására, (2) egyéves és évelő inváziós fajok borítására, (3) célfajok, nem célfajok illetve (4) klonális csoportok borítására, valamint a borítás-

sal súlyozott NB értékek (függő változók) megoszlására gyakorolt hatását kétszemponútú GLM segítségével vizsgáltuk. Az elemzések során az egyes parlagokat random súlyozó tényezőként vettük figyelembe. Egy régióon belül a korcsoportok közötti különbségeket egyszemponútú ANOVA és Tukey teszt segítségével elemeztük. A korrelációk vizsgálatára Spearman nemparametrikus rangkorrelációt használtunk (Zar 1999).

A fajok kor és gyepközösség-függő affinitásának elemzésére indikátorfaj elemzést (IndVal) használtunk (10 000 random permutáció, Dufrêne és Legendre 1997). Az indikátorfaj elemzést Bakker (2008) elektronikus függelékében szereplő R kód átdolgozott verziójával végeztük. Az eltérő korú parlagok és referencia gyepek vegetációjának hasonlóságát TWINSpan klaszterelemzéssel és Ward féle fúziós algoritmus használatával jelenítettük meg. A parlagok vegetációjának időbeli változását és a változások összevetését a referencia gyepekben tapasztalt tömegességi viszonyokkal NMDS ordináció és Hellinger hasonlósági függvény segítségével jelenítettük meg (Legendre és Legendre 1998). A számolásokat SPSS 17.0 programcsomag segítségével (Spearman rangkorreláció, GLM, SPSS Inc., Chicago, IL, US; 2008) valamint R statisztikai környezetben (klasztterelemzés, NMDS, IndVal, ver. 2.11.1, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, AT, R Development Core Team 2010) végeztük.

Eredmények

Funkcionális csoportok tömegessége

A kiskunsági mintaterületeken összesen 87, míg a nyírségi mintaterületeken összesen 97 edényes növényfajt találtunk. A hemikryptophytonok és geophytonok mennyisége a kor előrehaladtával növekedett (4. táblázat). A hemikryptophytonok mennyisége mindkét régióban, míg a geophytonok mennyisége csak a Nyírségben nőtt a kor előrehaladtával, de az utóbbi esetben is a legmagasabb borításban az idős parlagokon fordultak elő (5. táblázat).

Összevetettük az évelő célfajok borítását a fiatal, középkorú és idős parlagokon és pozitív korrelációt találtunk mindkét régió esetében (Kiskunság: Spearman rangkorreláció, $F=0,42$, $p<0,001$, $N=62$; Nyírség: $F=0,44$, $p<0,001$, $N=65$). Ez azt jelenti, hogy azok az évelő fajok fordultak elő magas borításban az idős parlagokon, amelyek már a fiatal parlagokon is jelentős borítással voltak jelen (6. ábra). A kor előrehaladtával a rövidéletű fajok borítása mindkét régióban növekedett (4. és 5. táblázat).

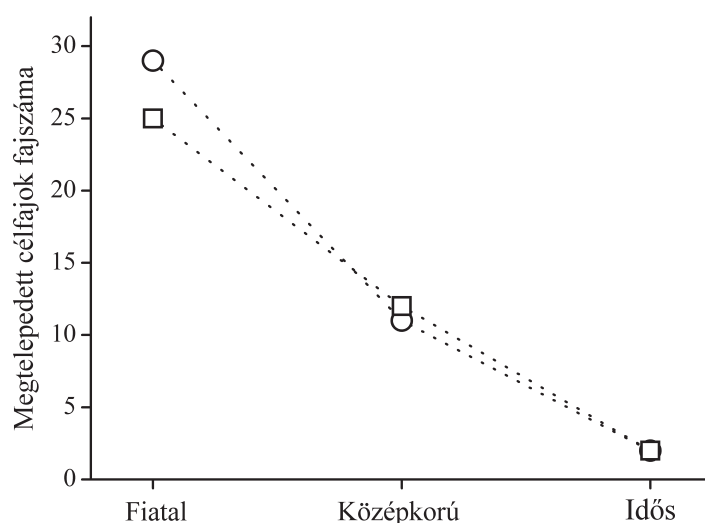
4. táblázat. A vizsgált régió és a kor (rögzített faktor) hatása a funkcionális fajcsoportok megoszlására (Kétszemponútú GLM, $p < 0,05$). Az elemzések során az egyes parlagokat random súlyozó tényezőként vettük figyelembe. Az egyes jellemzőkre vonatkozó átlagértékek az 5. táblázatban találhatóak. A szignifikáns különbségeket **félkövérrel** emeltük ki

Vizsgált jellemző	Régió		Kor		Régió × Kor	
	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Chamaephytonok	5,035	0,027	2,777	0,066	2,403	0,950
Hemikryptophytonok	0,140	0,709	13,952	<0,001	0,434	0,649
Geophytonok	1,106	0,295	3,225	0,043	1,609	0,205
Rövidéletű fajok	0,031	0,861	33,254	<0,001	0,029	0,971
Rövidéletű invazív	10,375	0,002	4,496	0,013	2,310	0,104
Évelő invazív	22,013	<0,001	8,915	<0,001	10,728	<0,001
Clo 1	0,889	0,348	33,212	<0,001	0,595	0,553
Clo 2	18,872	<0,001	11,738	<0,001	2,967	0,055
Clo 3	0,003	0,956	1,541	0,219	0,005	0,995
Clo 4	11,896	0,001	10,837	<0,001	4,348	0,015
Clo 5	2,375	0,128	0,407	0,667	0,501	0,607
Clo 6	0,795	0,374	1,403	0,250	3,076	0,050
Célfajok	12,376	0,001	10,141	<0,001	4,976	0,008
NB	93,529	<0,001	5,838	0,004	1,819	0,167

A Kiskunságban csupán néhány rövidéletű faj volt jelen a középkorú és idős parlagok vegetációjában. Ezek a fajok, úgymint a *Bromus squarrosus*, *Kochia laniflora* vagy a *Polygonum arenarium* éppúgy megtalálhatóak voltak a referencia állapotú gyepek vegetációjában is. A nyírségi homokterületen a középkorú és idős parlagok vegetációjában olyan rövidéletű nem célfajok voltak gyakoriak mint a *Bromus tectorum* vagy a *Vicia villosa*.

A klonális terjedésre nem képes fajok (Clo 1) borítása szintén csökkent a kor előrehaladtával mindkét régióban (4. és 5. táblázat). A klonálisan szaporodó facsoportok egy részének borítása a kor előrehaladtával emelkedett. A Clo 2 borítása a Kiskunságban és a Nyírségben egyaránt szignifikánsan nőtt, míg a Clo 4 borítása csak a Nyírségben nőtt meg jelentősen. A középkorú és idős parlagokon a legnagyobb borítást a Kiskunságban a Clo 2, míg a Nyírségben a Clo 4 érte el (5. táblázat). A Clo 4 csoport esetében a borítás jelentősen eltért az egyes régiókban: a csoport borítása az idős parlagokon a Nyírségben mintegy kétszerese volt a Kiskunságban jellemző értékeknek (a régió hatása is szignifikánsnak bi-

zonyult ennek a csoportnak az esetében, 4. táblázat). A rövidéletű invazív fajok borítása az idő előrehaladtával csökkent, de jelentősen alacsonyabb értékek voltak jellemzőek a Kiskunságban, mint a Nyírségben. Az élő inváziós fajok közül mindkét régióban csak az *Asclepias syriaca* fordult elő. Az élő inváziós fajok borítására szignifikáns időbeli trendet illetve regionális különbségeket is találtunk, sőt mi több a borításváltozás eltérő trendeket mutatott időben az egyes régiók esetében. Míg a Kiskunságban a parlagok korának növekedésével a borítása csökkent, addig a Nyírségben növekedett (5. táblázat).



6. ábra. Az eltérő korú parlagokon megtelepedett célfajok száma. A Kiskunságot a kör, míg a Nyírséget a négyzet jelzi. A szukcesszió során csak az első megtelepedési időpontot vettük figyelembe (azaz ha egy faj előfordult a fiatal parlagokon, de az idősebb korcsoportok valamelyikében is, akkor azt a fiatal parlagokhoz számítottuk).

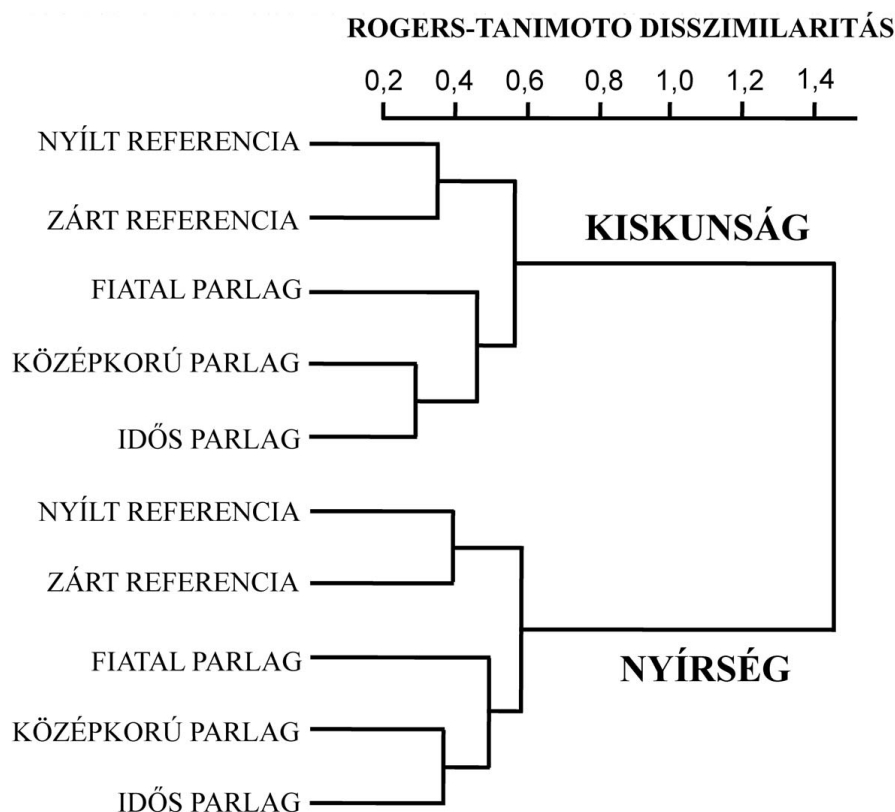
Célfajok megtelepedése és a gyepesedés sikere

A célfajok borítása a kortól és régiótól függően szignifikánsan változott, és a célfajok tömegessége a két régióban eltérő volt. A célfajok mennyisége mindkét régióban többnyire az idősebb korcsoportokban volt magasabb, azonban az idősebb korcsoportok esetében a célfajok átlagborítása a Kiskunságban közel kétszerese volt a Nyírségben talált értékeknek (5. táblázat). A célfajok többsége már a fiatal vagy középkorú

5. táblázat. Az egyes funkcionális csoportok borításai az egyes parlag-korcsoportokban (átlag $\pm$ SE). A klonális terjedés csoportjai: Clo 1=nincs klonális terjedés (0); Clo 2=lassú rizómás terjedés, rövid internódiumok (9), vagy lassú terjedés gyökér-feldarabolódással (14); Clo 3=szárgumókkal (12), hagymákkal (13) vagy gyökérgumókkal (16) történő klonális terjedés; Clo 4=hosszú internódiumokkal rendelkező rizómákkal (10) vagy hatékony gyökérterjedéssel (15) jellemezhető fajok; Clo 5=gyors terjedés földfeletti leveles szárakkal (1); Clo 6=pszeudovivipar terjedés önállóuló növényi részek segítségével (4). A klonális terjedési csoportok megoszlását borítással súlyozva elemeztük. NB=borítással súlyozott tápanyag indikátor érték (Borhidi 1995). Az élő invazív csoport vizsgálatunk esetében az *Asclepias syriaca* borítását jelentette. A korcsoportok értékei közötti szignifikáns különbségeket egyszempontú ANOVA és Tukey teszt segítségével állapítottuk meg (*n.s.*=nem szignifikáns, **p*<0,05; ***p*<0,01, ****p*<0,001), a szignifikáns különbségeket a felső indexben lévő eltérő betűk jelzik.

	Sig.	F	Fiatal	Középkorú	Idős
NYÍRSÉG					
Chamaephytonok	<i>n.s.</i>	2,59	1,86 $\pm$ 2,96	3,48 $\pm$ 1,47	0,15 $\pm$ 0,09
Hemikryptophytonok	***	8,61	26,76 $\pm$ 4,86 ^a	52,30 $\pm$ 5,04 ^b	60,55 $\pm$ 4,22 ^b
Geophytonok	<i>n.s.</i>	0,31	6,48 $\pm$ 1,57	5,73 $\pm$ 2,35	7,74 $\pm$ 1,79
Rövidéletű fajok	***	20,47	27,13 $\pm$ 5,91 ^a	8,87 $\pm$ 1,51 ^b	4,39 $\pm$ 1,05 ^b
Rövidéletű invazív	*	4,57	0,95 $\pm$ 0,59 ^{ab}	1,00 $\pm$ 0,32 ^a	0,01 $\pm$ 0,08 ^b
Élő invazív	***	10,57	10,43 $\pm$ 2,01 ^a	0,70 $\pm$ 0,40 ^b	2,33 $\pm$ 1,05 ^b
Clo 1	***	23,05	32,62 $\pm$ 5,54 ^a	8,94 $\pm$ 1,39 ^b	5,89 $\pm$ 1,53 ^b
Clo 2	***	8,84	6,17 $\pm$ 2,08 ^a	37,11 $\pm$ 5,08 ^b	37,12 $\pm$ 4,03 ^b
Clo 3	<i>n.s.</i>	2,92	0,00 $\pm$ 0,00	0,02 $\pm$ 0,02	0,12 $\pm$ 0,05
Clo 4	<i>n.s.</i>	1,31	19,92 $\pm$ 3,18	19,87 $\pm$ 2,22	25,51 $\pm$ 3,50
Clo 5	<i>n.s.</i>	0,03	3,54 $\pm$ 1,35	4,42 $\pm$ 2,38	4,21 $\pm$ 1,25
Clo 6	<i>n.s.</i>	1,96	0,00 $\pm$ 0,00	0,02 $\pm$ 0,02	0,00 $\pm$ 0,00
Célfajok	***	16,43	19,72 $\pm$ 4,80 ^a	59,05 $\pm$ 3,52 ^b	51,57 $\pm$ 3,53 ^b
NB	***	25,70	2,47 $\pm$ 0,16 ^a	1,11 $\pm$ 0,11 ^c	1,43 $\pm$ 0,07 ^b
KISKUNSÁG					
Chamaephytonok	<i>n.s.</i>	2,02	0,01 $\pm$ 0,04	0,13 $\pm$ 0,08	0,01 $\pm$ 0,01
Hemikryptophytonok	**	5,44	31,70 $\pm$ 7,22 ^a	47,72 $\pm$ 3,85 ^{ab}	55,48 $\pm$ 3,27 ^b
Geophytonok	*	3,70	3,30 $\pm$ 2,07 ^a	8,96 $\pm$ 2,63 ^{ab}	14,83 $\pm$ 2,75 ^b
Rövidéletű fajok	***	14,16	26,92 $\pm$ 5,06 ^a	8,87 $\pm$ 2,10 ^b	3,45 $\pm$ 0,91 ^b
Rövidéletű invazív	<i>n.s.</i>	2,98	2,94 $\pm$ 0,63	1,13 $\pm$ 0,21	1,21 $\pm$ 0,45
Élő invazív	**	5,18	0,01 $\pm$ 0,01 ^{ab}	0,00 $\pm$ 0,00 ^a	1,70 $\pm$ 0,62 ^b
Clo 1	***	12,15	26,63 $\pm$ 5,12 ^a	9,84 $\pm$ 2,25 ^b	4,50 $\pm$ 0,88 ^b
Clo 2	*	4,19	3,37 $\pm$ 0,85 ^a	18,88 $\pm$ 2,80 ^b	12,04 $\pm$ 3,19 ^{ab}
Clo 3	<i>n.s.</i>	0,49	0,00 $\pm$ 0,00	0,02 $\pm$ 0,02	0,13 $\pm$ 0,02
Clo 4	***	10,10	23,29 $\pm$ 5,93 ^a	29,57 $\pm$ 4,05 ^a	52,26 $\pm$ 4,90 ^b
Clo 5	<i>n.s.</i>	0,76	8,59 $\pm$ 3,02	7,42 $\pm$ 2,41	4,84 $\pm$ 1,51
Clo 6	<i>n.s.</i>	2,43	0,05 $\pm$ 0,04	0,00 $\pm$ 0,00	0,01 $\pm$ 0,01
Célfajok	<i>n.s.</i>	1,65	23,27 $\pm$ 5,91	29,11 $\pm$ 4,44	36,21 $\pm$ 4,03
NB	<i>n.s.</i>	1,47	3,98 $\pm$ 0,16	3,38 $\pm$ 0,27	4,02 $\pm$ 0,35

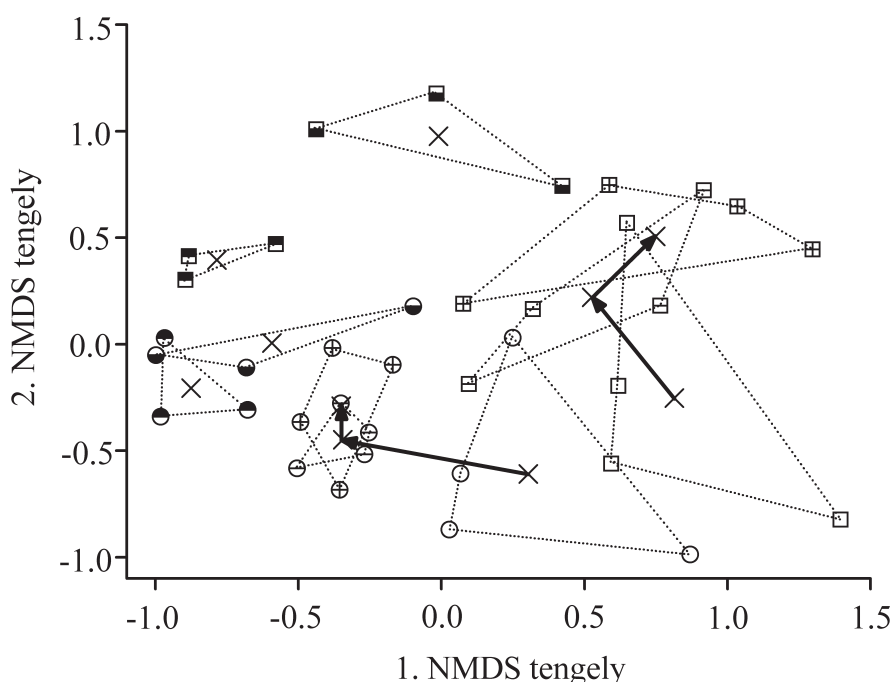
parlagokon megtelepedett, azonban egy sor referencia gyepekre jellemző faj - köztük számos chamaephytont (*Astragalus varius*, *Sedum urvillei* subsp. *hillebrandtii*, *Teucrium chamaedrys*, *Thymus glabrescens*) és sásfajt (*Carex distans*, *C. flacca*, *C. liparicarpos*, *C. praecox* and *C. supina*) nem találtunk meg a parlagokon (6. táblázat). A Nyírségben több, a refe-



7. ábra. A parlagok és referenciagyepék felvételeinek klasszifikációja (százalékos borítási értékek, Rogers-Tanimoto disszimilitás és Ward-féle fúziós algoritmus). Jelölések: Fiatal (10 évnél fiatalabb parlag), Középkorú (10-20 éves parlag), Idős (20-40 év közötti parlag).

rencia gyepekben viszonylag gyakori és kívánatos fűfaj is hiányzott (*Festuca vaginata* és *Koeleria cristata*). Az IndVal elemzés eredményei alapján jól látszik, hogy a fiatal parlagokra többnyire rövidéletű nem célfajok voltak jellemzőek mindkét régióban (Függelék 14. és 15. táblázat). A középkorú és idős parlagok vegetációját többnyire évelő célfajok jellemezték a Kiskunságban, míg a Nyírségben ezeknek a fajoknak a mennyisége

nem tért el szignifikánsan az egyes korcsoportok esetében. A borítással súlyozott NB értékek átlagaira mind a régió, mind a kor szignifikáns hatással volt (4. táblázat). Míg a Kiskunságban az NB értékek a két idősebb korcsoport esetében a fiatal parlagokon talált értékekhez mérten szignifikánsan alacsonyabbak voltak, addig ilyen különbségeket a Nyírség esetében nem találtunk (5. táblázat).



8. ábra. A különböző korú parlagok és referenciagyepék vegetációjának összetétele. Az NMDS ordináció százalékos borításértékek felhasználásával Hellinger hasonlóságon alapulva készült. Jelmagyarázat: Kiskunsági területeket a körök, míg a Nyírségieket a négyzetek jelölik. Az üres szimbólum fiatal, áthúzott szimbólum középkorú, míg a kereszttel jelölt szimbólum az idős parlagokat jelöli. A felül sötét alul világos szimbólumok a nyílt, míg a felül világos alul sötét szimbólumok a zárt referenciagyepéket jelölik. A nyilak az egyes régiók egy-egy korcsoportjába tartozó parlagjainak korcsoport-súlypontjait kötik össze

A vizsgálatunkban azt találtuk, hogy bár a parlagokon zajló vegetációfejlődés menete a referenciagyepék irányába mutat, ennek várható sebessége és sikeressége a vizsgált régiókban igen eltérő. A klaszterelemzés során azt találtuk, hogy a felvételek az első elágazásnál a régiók mentén

6. táblázat. A parlagokon és a referencia gyepekben talált célfajok. A szukcesszió során csak az első megtelepedési időpontot vettük figyelembe (azaz ha egy faj előfordult a fiatal parlagokon, de az idősebb korcsoportok illetve a referencia gyepek valamelyikében is, akkor a fiatal parlagok esetében került feltüntetésre)

Korcsoport	Fajok
NYÍRSÉG	
Fiatal	<i>Achillea collina</i> , <i>Agrostis stolonifera</i> , <i>Arenaria serpyllifolia</i> , <i>Briza media</i> , <i>Carex stenophylla</i> , <i>Cerastium semidecandrum</i> , <i>Equisetum ramosissimum</i> , <i>Erophila verna</i> , <i>Erysimum diffusum</i> , <i>Euphorbia cyparissias</i> , <i>Festuca pseudovina</i> , <i>Filago arvensis</i> , <i>Holcus lanatus</i> , <i>Hypochoeris radicata</i> , <i>Jasione montana</i> , <i>Luzula campestris</i> , <i>Myosotis stricta</i> , <i>Tunica prolifera</i> , <i>Poa angustifolia</i> , <i>Poa bulbosa</i> , <i>Potentilla argentea</i> , <i>Rumex acetosella</i> , <i>Silene otites</i> , <i>Veronica triphyllos</i> , <i>Vicia lathyroides</i>
Középkorú	<i>Centaurea biebersteinii</i> , <i>Corynephorus canescens</i> , <i>Festuca rupicola</i> , <i>Gypsophila paniculata</i> , <i>Hieracium pilosella</i> , <i>Muscari comosum</i> , <i>Poa pratensis</i> , <i>Scabiosa ochroleuca</i> , <i>Verbascum lychnitis</i> , <i>Viola kitaibeliana</i>
Idős	<i>Potentilla arenaria</i> , <i>Veronica prostrata</i>
Referencia	<i>Carex praecox</i> , <i>Carex supina</i> , <i>Chrysopogon gryllus</i> , <i>Cruciata pedemontana</i> , <i>Festuca vaginata</i> , <i>Kochia laniflora</i> , <i>Koeleria cristata</i> , <i>Ornithogalum umbellatum</i> , <i>Teucrium chamaedrys</i> , <i>Thymus glabrescens</i> , <i>Verbascum phoeniceum</i> , <i>Veronica verna</i>
KISKUNSÁG	
Fiatal	<i>Alyssum tortuosum</i> , <i>Arenaria serpyllifolia</i> , <i>Artemisia campestris</i> , <i>Bromus squarrosus</i> , <i>Centaurea arenaria</i> , <i>Cerastium semidecandrum</i> , <i>Crepis rhoeadifolia</i> , <i>Cynoglossum hungaricum</i> , <i>Equisetum ramosissimum</i> , <i>Euphorbia seguieriana</i> , <i>Festuca vaginata</i> , <i>Festuca wagnerii</i> , <i>Fumana procumbens</i> , <i>Gypsophila paniculata</i> , <i>Kochia laniflora</i> , <i>Minuartia glomerata</i> , <i>Poa angustifolia</i> , <i>Polygonum arenarium</i> , <i>Scabiosa ochroleuca</i> , <i>Secale sylvestris</i> , <i>Silene conica</i> , <i>Stipa borystenica</i> , <i>Stipa capillata</i> , <i>Syrenia cana</i> , <i>Taraxacum laevigatum</i> , <i>Tragopogon floccosus</i> , <i>Tunica prolifera</i> , <i>Verbascum lychnitis</i> , <i>Vicia lathyroides</i>
Középkorú	<i>Achillea collina</i> , <i>Carex stenophylla</i> , <i>Dianthus serotinus</i> , <i>Euphorbia cyparissias</i> , <i>Koeleria glauca</i> , <i>Linaria genistifolia</i> , <i>Medicago falcata</i> , <i>Muscari comosum</i> , <i>Poa bulbosa</i> , <i>Silene borystenica</i> , <i>Solidago virgaurea</i>
Idős	<i>Alyssum alyssoides</i> , <i>Galium verum</i>
Referencia	<i>Alkanna tinctoria</i> , <i>Asparagus officinalis</i> , <i>Astragalus varius</i> , <i>Carex distans</i> , <i>Carex flacca</i> , <i>Carex liparicarpos</i> , <i>Helianthemum ovatum</i> , <i>Holoschoenus romanus</i> , <i>Plantago indica</i> , <i>Populus alba</i> , <i>Potentilla arenaria</i> , <i>Salix rosmarinifolia</i> , <i>Sedum hillebrandtii</i> , <i>Teucrium chamaedrys</i> , <i>Thymus glabrescens</i>

váltak el, míg a következő elágazásnál a referencia gyepek felvételei váltak el a különböző korú parlagok felvételeitől (7. ábra). Az NMDS ordináción is jól látható ez a mintázat (8. ábra). A idős és középkorú parlagok fajkészlete jól elvált a fiatal parlagok fajkészletétől, azonban míg a kiskunsági felvételek esetében a referencia gyepek irányába mozdult el a fajkészlet, addig ehhez hasonló tendenciát a nyírségi parlagok esetében nem mutattunk ki. A fiatal parlagok konvexburkainak mérete nagyobb volt, mint a középkorú illetve az idős parlagok esetében, ami a fajkészlet eloszlásának egyenletesebbé válására utal.

Diszkusszió

Funkcionális csoportok borításváltozásai

A korábbi vizsgálatokban azt találták, hogy a rövid életű fajok csak a szukcesszió kezdeti stádiumában egy rövid ideig, mintegy 3-5 évig jellemzőek (Prach és Pyšek 2001, Török et al. 2008, Prévosto et al. 2011). A mi vizsgálatunkban az előbbiekhöz hasonlóan azt találtuk, hogy a rövid-életű fajok borítása a szukcesszió előrehaladtával csökken. A rövidéletű fajok kezdeti nagyarányú megtelepedése főként az alábbi okokkal magyarázható: (1) A rövidéletű vetési gyomok már a szántók növényzetében is magas borításban vannak jelen. (2) A rövidéletű fajok jelentős hányada sűrű és tartós magbankkal rendelkezik a talajban. (Bekker et al. 1998). (3) A rövidéletű fajokat nagy magprodukción és hatékony térbeli terjedés jellemzi (Harper 1977, Coomes és Grubb 2003). (4) Intenzív fotoszintézisük és ezzel összefüggő gyors növekedésük lehetővé teszi hatékony megtelepedésüket a felnyíló szabad felszíneken (Gross 1984, Coomes és Grubb 2003).

A jelen vizsgálatban a rövidéletű inváziós fajok borítása nagy volt a fiatal parlagokon, míg az idősebb korcsoportokban alacsonyabb borítás volt jellemző. A rövidéletű inváziós fajok közül az *Ambrosia artemisiifolia* borítása magasabb volt a fiatal és középkorú parlagokon mint az idős parlagokon, és jelenléte főleg a Nyírségben volt jellemző. Más vizsgálatok a rövidéletű inváziós fajok tekintetében hasonló eredményre jutottak: kimutatták, hogy a rövidéletű inváziós fajok homokterületeken gyakoriak a fiatal parlagokon (*A. artemisiifolia* – Halassy 2001; *Conyza canadensis* – Török et al. 2008, 2009 és Csecserits et al. 2011; *Cenchrus incertus* and *Tragus racemosus* – Csecserits és Rédei 2001). Pinke et al. (2011 és 2012) kimutatták, hogy az *A. artemisiifolia* borítása magasabb savanyú

homoktalajon mint meszes homoktalajon vagy egyéb fizikai talajféleségeken (homokos lösz, lösz, agyagos lösz vagy agyagtalajokon). A rövidéletű inváziós fajok sikerét jelentős mértékben meghatározza a fényért folyó versengés (Fenesi és Botta-Dukát 2010), és borításuk ennek megfelelően az élő fajok árnyékolásának növekedésével arányosan csökken (Osbornová et al. 1990, Grime 2001). Ez egybevág azzal, hogy a szukcesszió előrehaladtával a hemikryptophytonok és geophytonok növekvő borítását mutattuk ki a jelen vizsgálatban. A rövidéletű fajok által dominált vegetációból az élő dominanciába történő átmenet jellemző szukcessziós trendnek tekinthető a parlagokon (Ruprecht 2005, 2006; Csecserits et al. 2007; Török et al. 2009; Latzel et al. 2011), és ezt az átmenetet rendszerint a rövidéletű és élő fajok eltérő kompetíciós képességeivel és kompetíció-tűrésével magyarázzák (Gross 1980).

A vizsgálatunkban azt találtuk, hogy a klonális terjedésre nem képes fajok (Clo 1) mennyisége a kor előrehaladtával jelentős mértékben csökkent. Ennek a szukcessziós trendnek a magyarázata lehet a korábban ismertetett kompetíciós eltérés - hiszen a Clo 1 csoport fajainak jelentős hányada rövidéletű faj volt. Ezzel szemben a Clo 2 csoport borítása mindkét régióban, míg a Clo 4 csoport borítása a Nyírségben szignifikánsan nőtt a szukcesszió előrehaladtával. A Clo 2 (lassú, rövid internódiumú gyöktörzzsel illetve gyökérfeldarabolódással zajló terjedéssel jellemezhető fajok) a Kiskunságban, míg a Clo 4 (a gyors és hatékony gyökérterjedéssel jellemezhető fajok) a Nyírségben voltak jellemzőek. Ez az eltérés a két terület között fennálló csapadékkülönbségekkel magyarázható (Török et al. 2009), így a csapadékosabb nyírségi területeken a gyorsabb és hatékonyabb térbeli terjedésű klonális fajok előnybe kerülnek a lassabb terjedésű inkább stressz tűrő fajokkal szemben. Latzel et al. (2011) terjedési sajátságokra koncentráló vizsgálatukban kimutatták, hogy a térbeli magterjesztés inkább a szukcesszió kezdeti stádiumai során meghatározó tényező, míg a szukcesszió előrehaladtával mindinkább a klonális szaporodási sajátságok jelentősége nő meg. Más szavakkal a klonalitás nem annyira a fajok megtelepedése, hanem inkább a megmaradása szempontjából kulcsfontosságú tényező (Lindborg et al. 2011).

Azt találtuk, hogy azok az élő fajok érnek el magasabb borítást a szukcesszió során amelyek már a szukcesszió kezdeti stádiumában betelepülnek. Ez jó egyezést mutat a Egler (1954) kezdeti fajösszetételre vonatkozó hipotézisével (folyamatos helyettesítés, Wilson et al. 1992).

Vizsgálatunkban csupán egy élő inváziós fajt találtunk, az *Asclepias syriaca*-t. A Kiskunságban viszonylag gyakori volt minden parlagkorcsoportban, annak ellenére is, hogy a borítása csökkent feltehetően a természetes élővel való kompetíció eredményeként (Osbornová et al. 1990, Grime 2001). A legvalószínűbb magyarázat erre az lehet, hogy a faj kompetíció képessége a tápanyagtartalom változásával párhuzamosan csökken a szukcesszió során (lásd NB értékek változása). Annak ellenére, hogy az *A. syriaca* főleg korábbi szántóföldeken telepszik meg, veszélyes inváziós fajnak tekinthető melynek kolonizációs gócpontjaiként éppen ezek a felhagyott szántóterületek tekinthetők (Csontos et al. 2009; Csecserits et al. 2011). A faj jelentős vegetatív és generatív terjedő képességének okán késleltetheti a gyepvegetáció kialakulását a parlagokon zajló szekunder szukcesszió során. Mindazonáltal a faj inváziós szerepének korrekt értékeléséhez további célzott és tervezett vizsgálatok szükségesek. Az *A. syriaca* borítása a Nyírségben a Kiskunságtól eltérően a szukcesszió előrehaladtával növekedett. A tapasztalt jelenség valószínűleg egy mintavételből adódó műtermék mely abból ered, hogy az *Asclepias* a Nyírségbe csak később telepedett be és előfordulása itt igen sporadikus és esetleges a Kiskunsághoz viszonyítva, így a mintavételi egységekben tapasztalt borítása (bekerülése) is igen esetleges volt (Csontos et al. 2009).

Célfajok megtelepedése és a gyepesedés sikere

A vizsgálatban azt találtuk, hogy a borítással súlyozott NB értékek a Kiskunságban a fiatal parlagoktól az idősebb korcsoportokon át a referencia gyepek irányába erőteljesen csökkentek. Hasonló trendet a Nyírség esetében nem mutattunk ki. A mezőgazdasági művelés felhagyását követően a talajban általában nagy mennyiségben marad többlettápanyag (Jongepierová et al. 2004). A szekunder szukcesszió folyamán a talajtápanyag-tartalom korábbi vizsgálatokban csökkenő tendenciát mutatott és ez a trend kedvezett tápanyagszegény körülményeket kedvelő stressztűrő célfajok megtelepedésének (Jentsch és Beyschlag 2003, Osbornová et al. 1990, Prach 1990). A Kiskunságban a szukcesszió előrehaladtával a célfajok borítása szignifikánsan növekedett, míg a Nyírségben még a céltársulásokban is a célfajok mennyisége összemérhető volt a nem célfajok borításával. Ezek az eredmények jó egyezést mutatnak a talajtápanyagban tapasztalt eltérésekkel, de emellett a jelenség a régiók

eltérő tájléptékű degradáltsággal is összefüggnek. A Nyírségben a vizsgált parlagok környezetében nagyobb arányban fordultak elő szántók és más parlagok, mint a Kiskunságban. Ezen túlmenően a Nyírség számos pontján létesítettek lúdtartó telepeket, melyeket időről időre áthelyeztek ezzel is hozzájárulva a tájban található gyepek degradálódásához (Török et al. 2008).

Azok a célfajok többnyire megtalálhatók voltak az idősebb parlagokon is, melyek más fiatal parlagokon is megtelepedtek. Ezeken felül jóval kevesebb további célfaj telepedett be a későbbi stádiumokban (Csecserits et al. 2011, 6. táblázat). Mindezek a korábbiakban ismertetett dinamikával együtt rávilágítanak arra, hogy a fajok betelepülését egyrészt a lokális fajkészlet másrészt a domináns fajok dinamikája is meghatározhatja (Bartha et al. 2014, Prach és Řehounková 2008; Tscharncke et al. 2011). A betelepülést akadályozhatja, hogy a legtöbb lágyszárú gyepi faj esetében a korábbi vizsgálatok igen limitált terjedési kapacitást igazoltak (kevesebb mint 100 m, lásd például Novák és Konvička 2006, Diacon-Bolli et al. 2012). Azaz, amennyiben a magforrások távol vannak, a gyepi fajok magjai nem jutnak el a területre. Míg ha egy évelő faj - jellemzően a középszakaszban - dominánssá válik hatékonyan akadályozhatja a késői szakaszra jellemző kísérő fajok betelepülését (Coulson et al. 2001; Hölzel 2005). Különösen igaz lehet ez az inváziós évelők tömegessé válására illetve olyan fajok tömegessé válása esetében melyek a természetközeli állapotú gypállományokban csupán alárendelt szerepet töltenek be (Bartha et al. 2014). Ismert tény, hogy a gyepi stressztűrő specialista fajok lassú többnyire fokozatos lépésről lépésre haladó terjedési stratégiával jellemezhetőek és megtelepedésük erősen korlátozott kompetitív közegben (Cousins és Lindborg 2008). Ezzel egybevág a jelen vizsgálatban talált eredmények is: azok a fajok melyek kizárólag a referencia gyepekben fordultak elő és nem települtek be a parlagokra többnyire évelő stressztűrő gyepi specialisták voltak.

Már a középkorú parlagok vegetáció-összetétele és fajkészlete is jóval hasonlóbb volt a referencia állapotú gyepekhez, mint a fiatal parlagoké mindkét vizsgált régióban. Ezek az eredmények egybevág a korábbi vizsgálatok eredményeivel (Csecserits és Rédei 2001; Csecserits et al. 2007 és 2011, Török et al. 2011b). Az idős parlagok növényzete jobban hasonlított a középkorú parlagok növényzetére mint a fiatal parlagok vagy a referenciagyeppek növényzetére mindkét régióban, ami arra utal hogy a szukcessziós folyamatok bizonyos idő elteltével lelassulnak. A lassuló

szukcesszió oka a magasabb mértékű niche kihasználtság és a vegetációt alkotó fajok növekvő életideje (Lepš 1987).

Számos vizsgálatban azt találták, hogy a célállapothoz tömegességi viszonyaiban hasonló gyepevegetáció regenerálódása lehetséges mintegy 15–20 éven belül (Matus et al. 2003, 2005; Ruprecht 2005, 2006; Török et al. 2008, 2009; Csecserits et al. 2011). Más vizsgálatokban ezzel szemben arra mutattak rá, hogy a gyepek regenerálódása csupán a vázfajok tekintetében sikeres (Török et al. 2011b) vagy még mintegy 40 év elteltével sem lehetséges a terjedés vagy a megtelepedés korlátozott volta miatt (Molnár és Botta-Dukát 1998). A jelen vizsgálatban azt találtuk, hogy a gyepe-regeneráció sikere jobb volt a Kiskunságban mint a Nyírségben. A gyepe-regenerálódás sikerében talált különbségek oka lehet egyrészt az eltérő talajtápanyag tartalom és csapadékviszonyok mellett az eltérő mértékű tájleptéktű degradáltság is. A célfajok borításviszonyai még az idős parlagok esetében is igen eltérőek voltak a referencia gyepekben tapasztalt dominancia-viszonyoktól, egyes stressztűrő, célgyepekben domináns fajok, mint például a *Festuca vaginata* borítása a parlagokon alacsony maradt. A fajkészlet tekintetében tapasztalt trendek - bár a régiók között jelentős különbségeket figyeltünk meg - biztatónak mutatkoztak. A fajkészlet regenerálódása az eredmények alapján azonban lassúnak, többnyire 40 évet meghaladónak bizonyult. A fajkészlet regenerálódását különösen a középszakaszban dominánssá váló őshonos (*Botriochloa ischaemum* és *Calamagrostis epigeios*) vagy inváziós fajok (*Asclepias syriaca*) jelentős mértékben akadályozhatják. Ezt más közép-európai vizsgálatok is megerősítették (Prach és Pyšek 2001, Prach 2003; Házi et al. 2011, Bartha et al. 2014).

Következtetések

Azt találtuk, hogy a spontán szukcesszió Közép-Európában a homoki gyepek helyreállításának egy ígéretes módszere lehet. Mindazonáltal a sikerességet jelentős mértékben befolyásolja a helyreállítani kívánt terület környezete és propagulumellátottsága (Prach és Pyšek 2001). Az eredményeink alapján az látható, hogy azok a célfajok tudnak a legsikeresebben megtelepedni, melyek már a szukcesszió korai fázisában megjelennek a fiatal parlagokon. Különösen magas lehet a megtelepedés esélye, ha a betelepülő fajok a vegetációfejlődés első néhány évében települnek be még az évelő klonális fajok magas borításának kialakulása előtt. Ennek okán

nagyon fontos a fajok betelepülését elősegíteni olyan régiókban ahol a célgyepek csak elszórtan helyezkednek el a tájban - ezért propagulum-limitáltság áll fenn. Erre kiváló módszer lehet például a mérsékelt legeltetéssel vagy egyéb úton megvalósuló célzott propagulum-bevitel (Ruprecht 2006; Lencová és Prach 2011, Török et al. 2011a).

Technikai gyeprekonstrukció

Számos esetben nem elegendő csupán a spontán gyepesedési folyamatokra támaszkodni, mivel a gyepesedés nem elég hatékony és gyors. Ezért a visszagyepesítési programokban előtérbe került a célfajok aktív bevitele (Hölzel és Otte 2003). Ez leggyakrabban magkeverékek vetésével történhet (Török et al. 2011a).

A magvetés segítségével zajló gyeprekonstrukció a mezőgazdasági és természetvédelmi célú gyepesítési beavatkozások során egyaránt igen széles körben alkalmazott módszer (Török et al. 2011a). A magvetést alkalmazhatják a gyepesedési folyamat gyorsítására (van der Putten et al. 2000, Pywell et al. 2002), valamint használhatják korábban gyepesedett, fajszegény területek fajkészletének és diverzitásának növelésére (Walker et al. 2004, Zeiter et al. 2006). A magkeverék összetételét a fenti szempontok figyelembe vétele mellett befolyásolja a helyreállítani kívánt gyepvegetáció típusa, a gyepesíteni kívánt terület abiotikus és biotikus adottságai, illetve a rendelkezésre álló fajok köre.

A magvetés során alacsony és magas diverzitású magkeveréket egyaránt használhatunk. Az alacsony diverzitású magkeverék használata esetén a keveréket rendszerint 2–8 fajból állítják össze (Manchester et al. 1999, Pywell et al. 2002, Lepš et al. 2007, Deák et al. 2008). Az ilyen típusú keverékben általában a társulás domináns évelő egyszikű és kétszikű fajai találhatók meg (Manchester et al. 1999, Lepš et al. 2007). A magas diverzitású magkeverék összeállítása során az előbbieknél lényegesen több faj magját használják fel. Warren et al. (2002) 14 fajt, Lawson et al. (2004) 18 fajt, Jongepierová et al. (2007) 27 fajt, Foster et al. (2007) 32 fajt, míg Pywell et al. (2002) 25–41 fajt tartalmazó magkeverékek vetését követő vegetációfejlődést tanulmányozta (Török et al. 2011a).

A vetés során alkalmazott magkeverék magjait beszerezhetjük kereskedelmi forgalomból, illetve gyűjthetjük a célfajok helyi populációiban is. Amennyiben kereskedelmi forgalomból próbáljuk beszerezni a mago-

kat, akkor azzal szembesülhetünk, hogy sok faj magja nehezen vagy nem beszerezhető, illetve igen drága (Bossard 1999). Az eltérő földrajzi térségből illetve termőhelyről származó magkeverékek vetésével telepített fajpopulációk gyakran kevésbé ellenállóak, mint a területen honos populációk (Smith et al. 2005, van der Mijnsbrugge et al. 2010) illetve előfordulhat az is, hogy egy adott faj szaporítóanyaga több kultúr-fajta keverékeként vásárolható csak meg.

A fajokban gazdag magkeverék alkalmazásának legnagyobb nehézsége, hogy a magokat gyakran nem lehet azonos időben begyűjteni és akár egy évig is eltarthat a megfelelő keverékhez szükséges fajok magjainak összegyűjtése, ha pusztán a természetes magforrásokra támaszkodunk. Az alacsony diverzitású magkeverék alkalmazásához ezzel szemben kevesebb faj magját kell összegyűjteni, ami lerövidíti a keverék összeállításának idejét. A fűfajok magjai általában nagyobb tömegben állnak rendelkezésre és gépesített módszerekkel egy időben nagy mennyiség begyűjthető belőlük, továbbá egyes fajok magjai a kereskedelmi forgalomból is könnyen beszerezhetők (Deák et al. 2008).

Az alacsony diverzitású magkeverékkel kapcsolatban egyes vizsgálatok kimutatták, hogy a vetett fűvek megakadályozhatják a kísérő fajok megtelepedését (Jongepierová et al. 2007). Más vizsgálatokban azonban nem mutattak ki ilyen típusú összefüggést, tehát ez esetben sem egyértelmű a tendencia (Pywell et al. 1995, Lepš et al. 2007). Egy kevésbé diverz magkeverék alkalmazása számos esetben a fentiek figyelembevételével is jobb eredményt hozhat, mintha csupán spontán szukcesszióra támaszkodunk (Manchester et al. 1999).

Az eddig publikált külföldi kísérletekben többször használtak magas diverzitású magkeveréket a visszagyepesítés során, mint alacsony diverzitásút. Általában eredményesebbnek tartják, hiszen rövid idő alatt viszonylag diverz gyepközösség hozható létre, mivel sok faj propaguluma juttatható be egyszerre a területre (Manchester et al. 1999, van der Putten et al. 2000, Piper et al. 2007, Jongepierová et al. 2007). Az eredmények azonban nem egyértelműen a diverz magkeverék mellett szólnak (Lepš et al. 2007). A diverzebb magkeverék gyakoribb alkalmazásának minden bizonnyal az is oka, hogy a magvetéses gyepesítéssel foglalkozó vizsgálatok nagy része kis területen (néhány m²-től néhány ha-ig) történik. Ebben a léptékben a diverzebb magkeverék alkalmazása nem növeli meg jelentősen a költségeket. Ezzel szemben több száz hektáros területen rendkívül költségesnek és szinte megoldhatatlannak bizonyulna egy 15–20 fajból

álló magkeverék összeállítása és vetése. Nagyléptékben tehát egyszerűbb és olcsóbb alacsony diverzitású magkeveréket alkalmazni, hiszen hatékonysága sem feltétlenül rosszabb, mint a diverz magkeverékeké (Deák és Kapocsi 2010).

Vetést megelőzően általában teljes talaj-előkészítést (sekély illetve mélyszántás, tárcsázás) végeznek, amelyet vetőágy előkészítés követ (Pywell et al. 1995, Vida et al. 2008). Kiehl et al. (2010) és mások vizsgálatai is igazolták ennek a gyakorlatnak a létjogosultságát és kimutatták, hogy a szabad talajfelszíneken általában jobb a vetett fajok megtelepedése. Mélyszántás alkalmazásával jobb eredmény érhető el, mivel a felső talajréteg mélybe forgatásával a talajfelszínen nagy sűrűségben jelenlévő gyomfajok magjai mélyebbre kerülnek, ahol csírázási esélyeik jelentősen csökkennek (Pywell et al. 1995). Egyes talajtípusok (például szikes talajok) esetében nem javasolt a mélyszántás, hiszen a felszínre hozhatunk mélyebb rétegekből magasabb sótartalmú talajt is, ami kedvezőtlenül befolyásolhatja a gypesedés sikerességét (Deák et al. 2008). A vetés általában ősszel, ritkábban tavasszal történik.

A szakirodalomban igen eltérő magmennyiségek vetését javasolják. Kisléptékű vizsgálatoknál gyakran csak az egységnyi területre vetett propagulumok számát adják meg. Ez általában mintegy 4000–13000 db magot jelenthet négyzetméterenként (Lepš et al. 2007, Martin és Wilsey 2006, Török et al. 2011a). Nagyléptékű vizsgálatoknál átlagosan 20–40 kg/ha mennyiségben vetettek magkeverékeket (Manchester et al. 1999, 40 kg/ha; Warren et al. 2002, 20 kg/ha; Jongepierová et al. 2007, 20 kg/ha), de néhol ennél alacsonyabb mennyiségű mag vetését is hatékonynak találták (például Stevenson et al. 1995 - 4–10 kg/ha). A mezőgazdasági gyakorlatban a korábbiakban leírtaktól eltérően, gyakran igen magas vetőmagnormájú vetést is javasolnak (80–500 kg/ha; Krautzer és Wittman 2006).

Szikes- és löszgyepek helyreállítása magkeverékek vetésével

Vizsgálataim során alacsony diverzitású magkeverékek vetésével zajló gypeprekonstrukció sebességét és hatékonyságát értékeltem. Alacsony diverzitású magkeverékek vetésével gypesített szántók kezdeti vegetációfejlődését tanulmányoztam. Az alábbi kérdésekre kerestem a választ:

(1) Lehetséges-e a szántóföldi gyomok visszaszorítása kompetítor füvek-ből álló magkeverékek vetésével és évi egyszeri kaszálással? (2) Milyen gyors az évelő füvek által dominált közösségek létrejötte a vetést követően? (3) Gyorsítható- és irányítható-e a szukcesszió folyamata alacsony diverzitású magkeverékek vetésével?

Anyag és módszerek

A mintaterületek jellemzése

Mintavételi területeink Egyek-Pusztakócs térségében helyezkednek el (Hortobágyi Nemzeti Park területén, 42 km², É 47°34'; K 20°55'). A terület klímája mérsékelt kontinentális, az évi középhőmérséklet 9,5 °C, az évi átlagos csapadékmennyiség 550 mm. Az évi csapadékmaximum jelentős évenkénti mennyiségi ingadozásokkal júniusban esik (átlagosan mintegy 80 mm, Pécsi 1989). Paleoökológiai kutatások alapján a mocsár és gyeptelepítés alacsony erdőszomszédság mellett a késő pleisztocéntól kezdve jelen volt a területen (Barczy et al. 2006). A katonai felmérések (1856-66) tanúsága szerint a terület a Tisza árterülete volt kiterjedt vizes élőhelyekkel és a magasabb térszíneken szikes és löszgyepekkel és szántóterületekkel egészen a 19. század végéig. Az alacsony térszíneken jellemző szikes mocsarak (*Bolboschoenatalia maritimi*, *Typhaetum latifoliae* és *angustifoliae*, Borhidi 2003) nedves szikes rétek (*Alopecurion pratensis*) vették körül. A magasabb térszíneken rövidfűű szikes gyepek (*Festucion pseudovinae*) és löszgyepek (*Festucion rupicola*) helyezkedtek el. A folyószabályozásokat követően a rendszeres áradások elmaradtak, és a lecsapolásokat követően a mezőgazdasági művelés jelentősen átalakította a táj képét. A szántóföldi művelés és ezzel összefüggő meliorációs munkálatok főként a magasabb térszínekre koncentráltak. Ennek okán a löszgyepek zömét (95%) és a szikes gyepek jelentős részét is beszántották. Az 1970-es évek közepén indultak meg a mocsárrendszer helyreállítási munkálatai. Ennek első lépéseként (1976-1996) a mocsarak vízutánpótlásának biztosítására egy csatornarendszer épült ki. A rekonstrukció második üteme (2004-2008) LIFE Nature program támogatásával mintegy 760 hektárnyi szántóföld gyepesítése révén a korábban jellemző gyepek helyreállítását tűzte ki célul. A jelen vizsgálat ennek egy részét, a korábbi lucernások helyén zajló gyeprekonstrukció eredményeit mutatja be.

A lucernások vegetációja

A vizsgált térségben a lucernát mélyszántást követően a korábban löszgyepek által borított kiemelkedésekre, általában 30 kg/ha mennyiségben vetik. Az 1–3 éves lucernások vegetációja fajszegény, a lucerna borítása általában meghaladja az 50–75%-ot. A leggyakoribb kísérőfajok általában rövidéletű (*Capsella bursa-pastoris*, *Matricaria inodora*, *Bromus mollis*, *B. tectorum*) és évelő gyomok (*Lolium perenne*, *Taraxacum officinale*, *Convolvulus arvensis*) voltak. Intenzíven művelt lucernásokban a rendszeres évi kétszeri-háromszori kaszálás mellett peszticideket és műtrágyázást is alkalmaznak a magasabb biomassza produkció érdekében. Általában 3-4 évvel a telepítést követően a lucernákat kitarcsázzák és újravetik, vagy más kultúrát telepítenek a helyére (bővebben lásd Török et al. 2011b).

A gyeprekonstrukció célközösségei

A gyeprekonstrukciós program szikes és löszgyepek helyreállítását tűzte ki célul. A helyreállítani kívánt szikes gyepközösség egy rövidfűvű szikes gyep (*Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae*) volt, mely általánosan elterjedt alacsony illetve közepes sótartalmú talajokon (Török et al. 2011c). A vegetációt a *Festuca pseudovina* dominanciája jellemzi (mintegy 40–70%-os borítás). Ezt a típusú gyeget általában szarvasmarhával és/vagy birkával legeltetik. Az intenzív és hosszú tartamú legeltetést számos taposás és legeléstűrő faj jelzi: *Cynodon dactylon*, *Gypsophila muralis*, *Hordeum hystris*, *Plantago lanceolata*, *Lepidium ruderales* és *Polygonum aviculare*.

A helyreállítani kívánt löszgyep (*Salvio nemorosae-Festucetum rupicola*) a történelmi időkben általánosan elterjedt gyepközösség volt az Alföld löszterületein, zömében csernozjom talajokon. A vegetációjában számos fűnemű faj jellemző; a domináns *Festuca rupicola* mellett *F. valesiaca*, *Poa angustifolia*, *Carex stenophylla*, *Bromus inermis*, *Stipa capillata* és *Botriochloa ischaemum* is gyakran előfordul. A helyreállítani kívánt löszgyepek kétszikű fajokban jóval gazdagabbak, mint a szikes gyepek. Számos ritka és/vagy védett kétszikű faj fordul elő kevésbé degradált állományokban, mint például a *Phlomis tuberosa*, *Thalictrum minus*, vagy az *Ornithogalum pyramidale*. Ezeket a típusú gyepeket hagyományosan kaszálással vagy mérsékelt legeltetéssel kezelik.

Gyepesítési beavatkozások

A vizsgálatban szereplő 10 lucernás (mintegy 93 ha) gyepesítése talajelőkészítést követően 2005 őszén történt. A céltársulások talajához viszonyítva a lucernások talaját magas tápanyagtartalom jellemezte. Hat lucernás (37 ha) esetében lősz magkeveréket, míg 4 lucernás esetében (56 ha) szik magkeveréket vetettek, 25 kg/ha mennyiségben. A keverékekbe a közösségekre jellemző kompetitor fűfajok magjai kerültek. A lősz magkeverék *Festuca rupicola* (40%), *Bromus inermis* (30%) és *Poa angustifolia* (30%) magjait tartalmazta. A szik magkerékben *Festuca pseudovina* (67%) és *Poa angustifolia* (33%) magjai voltak. A *Festuca* fajok magjait a kutatási terület közelében aratták, míg a *Poa angustifolia* és a *Bromus inermis* mag kereskedelmi forgalomból származott (Mezőgazdasági Kutató-Fejlesztő Kht., Szarvas), de a termesztésbe fogott állomány a Hortobágyi Nemzeti Park területéről származott. A vetett szántókat évi egyszeri, június végi kaszálással kezelték, más kiegészítő beavatkozást nem végeztek a területen.

Mintavételi elrendezés

Minden gyepesített szántón egy 25 m²-es mintavételi blokkot jelöltünk ki. Minden blokkban 4 db 1 m²-es kvadrátban, kaszálást megelőzően rögzítettük a fajok százalékos borítási értékeit (2006-2008). A gyepesített területeken, minden évben a kvadrátok környékéről a 25 m²-es mintavételi blokkon belülről, a kaszálást megelőzően, 10 földfelszín feletti fitomassza mintát is vettünk. Referencia gyepekben, három természetes állapotú *Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae* és három *Salvio nemorosae-Festucetum rupicolae* állományban a fenti mintavételi elrendezésben vettünk mintát, 2008 júniusában. A fitomassza mintákat tömegállandóságig szárítottuk (65 °C, 24 h), majd avar, egyszikű és kétszikű csoportokra válogattuk. A minták tömegét 0,01 g pontossággal mértük.

Adatfeldolgozás

A felmérés során megtalált fajokat négy funkcionális csoportba soroltuk: évelő egyszikűek, évelő kétszikűek, rövidéletű egyszikűek, rövidéletű kétszikűek. A fenti kategóriák létrehozása a Raunkiaer életforma csoportosítás és morfológiai csoportok alapján történt. A borítás és fajsza szám időbeli változását a varianciaegyezőség és normalitás függvényében (F-

teszt illetve Kolmogorov-Smirnov teszt) egyszempontú RM-ANOVA vagy Friedman féle RM-ANOVA segítségével vetettük össze. A nem ismételt mintavételezésből származó fitomassza adatokat Kruskal-Wallis teszt segítségével hasonlítottuk össze. A szignifikáns ANOVA eredmények esetén az elváló csoportok kiválasztása Student-Newman-Keuls teszt segítségével történt (Zar 1999). A vegetáció diverzitásának jellemzésére Shannon diverzitást használtunk. Az egyes évek és a referencia gyepek vegetációja közötti különbségeket NMDS ordinációval vetettük össze (Bray-Curtis hasonlóság, százalékos borítás-értékek, Legendre és Legendre 1998). Az ordináció számolásánál R 2.9.0 programot és a 'vegan' csomagot használtuk. A fajok hozzáadása súlyozott különbségek alapján a 'wascores' funkcióval történt (Oksanen et al. 2009). A karakterfajok azonosítása IndVal módszerrel történt; a számolások során 10000 random permutációt vetünk alapul (Dufrêne és Legendre 1997). Az IndVal számolását Bakker (2008) elektronikus függelékében lévő R kód módosított verziójával végeztük.

Eredmények

A gyepesedés folyamata

A vetést követő első évben a vegetációt rövidéletű kétszikű gyomfajok magas borítása jellemezte (*Capsella bursa-pastoris*, *Matricaria inodora*, *Polygonum aviculare*, *Descurainia sophia*, *Stellaria media*). A rövidéletű kétszikűek mellett több rövidéletű fűfaj is előfordult, jelentősebb borításban főleg a szik magkeverékkel gyepesített területeken (*Bromus arvensis*, *B. mollis*, *B. sterilis*, és *B. tectorum*; Függelék 16. táblázat). A rövidéletű csoportok borítás-részesedése minden gyepesített lucernás esetben magas volt az első évben (7. táblázat). A második évre területtől és magkeveréktől függetlenül a rövidéletű fajokat évelő, főként vetett füvek váltották fel (egyik korábban jelentősebb borítással megfigyelt rövidéletű faj borítása sem haladta meg az 5%-ot). A rövidéletű kétszikűek borítása és fajszáma egyaránt szignifikánsan lecsökkent a vizsgált 3 év során, míg az évelő füvek borítása szignifikánsan emelkedett (7. táblázat). A vetett *Festuca* fajok borítása az első évben jellemzően alacsony volt (a legtöbb szántón 5% alatti). Ezzel szemben a *Poa angustifolia* borítása hat szántó esetében már az első évben meghaladta az 5%-ot. A vetett füvek borítása szignifikánsan nőtt a vizsgálat három éve alatt, és a 3. évben minden szántón meghaladta az 50%-ot (7. táblázat, 9. ábra). Több nem vetett éve-

7. táblázat. A szik és lősz magkeverékkel gyepesített szántók vegetációjának borítása, fajgazdagsága diverzitása és biomasszája (átlag $\pm$ SE). Az eltérő betűjelek a szignifikánsan elváló csoportokat jelzik (RM ANOVA, vagy *Friedman RM ANOVA, a biomassza adatoknál ANOVA és *Kruskal-Wallis teszt, illetve Student-Neuman-Keuls teszt, $p<0,05$). A tesztelés a szántók átlagain történt (szik: $n=4$; lősz: $n=6$).

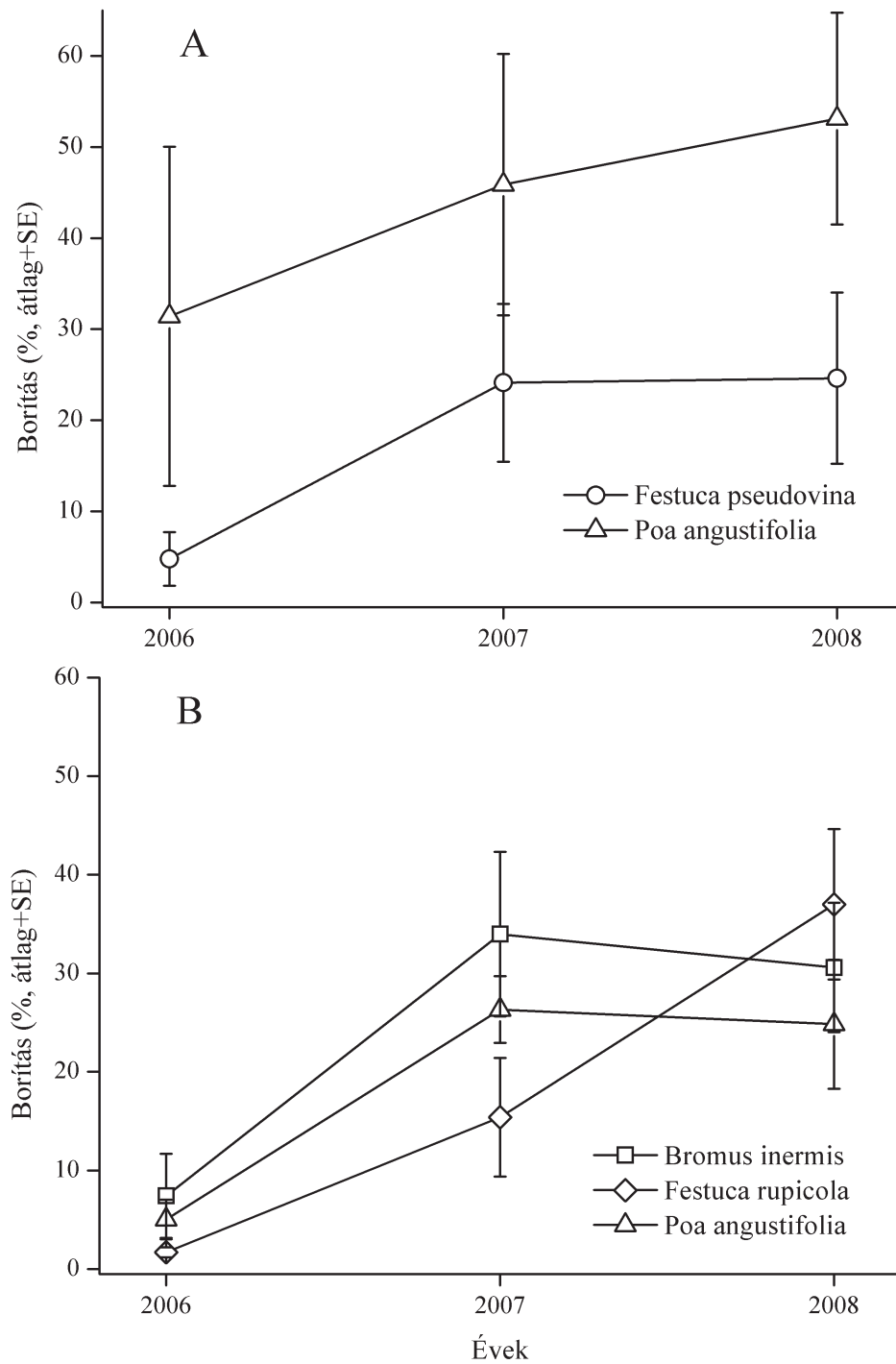
	Szik magkeverék			Lősz magkeverék		
	2006	2007	2008	2006	2007	2008
Relatív borítás (%)						
Rövidéletű kétszikűek	51,3 $\pm$ 14,5 ^a	10,6 $\pm$ 9,1 ^b	5,4 $\pm$ 2,2 ^b	78,6 $\pm$ 7,9 ^a	3,7 $\pm$ 1,6 ^b	8,5 $\pm$ 3,2 ^c
Évelő kétszikűek	0,8 $\pm$ 0,8	0,8 $\pm$ 0,4	0,6 $\pm$ 0,4	0,9 $\pm$ 0,7	2,7 $\pm$ 2,0	1,9 $\pm$ 1,0
Rövidéletű füvek	11,6 $\pm$ 6,0	2,2 $\pm$ 1,8	1,5 $\pm$ 0,8	3,0 $\pm$ 1,5	1,7 $\pm$ 0,8	2,7 $\pm$ 1,9
Évelő vetett füvek	35,3 $\pm$ 12,5 ^a	71,2 $\pm$ 14,6 ^b	75,2 $\pm$ 7,2 ^b	15,9 $\pm$ 6,1 ^a	86,2 $\pm$ 3,0 ^b	81,8 $\pm$ 4,1 ^c
Évelő nem vetett füvek	1,1 $\pm$ 0,5	15,2 $\pm$ 4,8	17,2 $\pm$ 7,6	1,6 $\pm$ 1,4	5,7 $\pm$ 3,5	5,1 $\pm$ 3,8
Fajszám (m²)						
Teljes*	17,8 $\pm$ 1,8 ^a	9,2 $\pm$ 1,6 ^b	7,6 $\pm$ 0,9 ^b	17,4 $\pm$ 1,8 ^a	7,7 $\pm$ 1,2 ^b	9,8 $\pm$ 1,1 ^c
Rövidéletű kétszikűek	11,4 $\pm$ 1,4	3,0 $\pm$ 1,2	2,5 $\pm$ 0,6	11,4 $\pm$ 1,2	1,7 $\pm$ 0,5	3,9 $\pm$ 0,7
Évelő kétszikűek	1,0 $\pm$ 0,8	1,3 $\pm$ 0,5	0,5 $\pm$ 0,3	0,9 $\pm$ 0,3	1,3 $\pm$ 0,9	1,1 $\pm$ 0,4
Rövidéletű füvek	2,5 $\pm$ 0,2	0,9 $\pm$ 0,6	1,3 $\pm$ 0,3	1,6 $\pm$ 0,2	1,0 $\pm$ 0,4	0,9 $\pm$ 0,3
Évelő nem vetett füvek	0,8 $\pm$ 0,4	2,1 $\pm$ 0,3	1,4 $\pm$ 0,6	0,9 $\pm$ 0,4	0,7 $\pm$ 0,3	1,0 $\pm$ 0,2
Shannon diverzitás	1,7 $\pm$ 0,1 ^a	1,0 $\pm$ 0,2 ^b	1,0 $\pm$ 0,1 ^b	1,5 $\pm$ 0,2	1,2 $\pm$ 0,1	1,3 $\pm$ 0,1
Biomassza (g/m²)						
Kétszikű*	865,6 $\pm$ 269,8 ^a	6,6 $\pm$ 2,7 ^b	11,5 $\pm$ 3,6 ^b	965,5 $\pm$ 158,2 ^a	5,6 $\pm$ 4,0 ^b	41,2 $\pm$ 13,7 ^c
Vetett füvek	264,2 $\pm$ 78,9 ^a	388,8 $\pm$ 27,8 ^{a,b}	618,5 $\pm$ 97,4 ^b	293,4 $\pm$ 69,6 ^a	378,4 $\pm$ 49,2 ^a	616,0 $\pm$ 66,7 ^b
Nem vetett füvek	298,4 $\pm$ 90,7	109,0 $\pm$ 39,0	286,2 $\pm$ 127,8	147,2 $\pm$ 50,9	36,7 $\pm$ 26,9	84,8 $\pm$ 59,5
Avar*	28,2 $\pm$ 8,5 ^a	289,7 $\pm$ 49,4 ^b	267,4 $\pm$ 36,4 ^b	37,0 $\pm$ 15,9 ^a	280,3 $\pm$ 30,6 ^b	222,3 $\pm$ 51,0 ^b

lő fűfaj spontán megtelepedését is kimutattuk (*Elymus repens*, *E. hispidus*, *Festuca pratensis*). Számos referencia gyepekre jellemző kétszikű faj spontán betelepülését is detektáltuk (*Achillea collina*, *Dianthus pontederæ*, *Melandrium viscosum*, *Trifolium striatum*, *T. strictum*, *T. angulatum*, *Cruciata pedemontana*), melyek borítása még a 3. évben sem volt jelentős. A rövidéletű kétszikűek közül a 3. évben jelentősebb borításban csak rövidéletű bükköny fajokat mutattunk ki (*Vicia hirsuta* és *V. angustifolia*).

Fajgazdagság és biomassza

Összesen 95 edényes növényfaj (23 egyszikű és 72 kétszikű) jelenlétét mutattuk ki a vizsgált szántókon. A legtöbb kétszikű faj rövidéletű volt, mindössze 15 évelő fajt találtunk melyek többsége csupán elenyésző borítással volt jelen. A szik magkeverékkel vetett szántókon 67 fajt (15 egyszikű, 52 kétszikű), míg a lösz magkeverékkel vetett szántókon 79 fajt (20 egyszikű és 59 kétszikű) találtunk. A fajgazdagság a második évre szignifikánsan csökkent, mindkét típusú magkeverékkel vetett területen (7. táblázat). A második és a harmadik év között további kismértékű szignifikáns csökkenést mutattunk ki a löszös gyepesítések fajszámában, míg a szik magkeverékkel gyepesített területek esetében szignifikáns csökkenést nem tapasztaltunk. A Shannon diverzitás esetében a legmagasabb értékek az első évben voltak jellemzőek, a fajszámhoz hasonlóan ezek az értékek is szignifikánsan csökkentek a második évre minden gyepesített szántón. A lösz magkeverékkel gyepesített területeken némi növekedés volt megfigyelhető, de ilyen növekedés a szikes gyepesítésekben nem volt tapasztalható.

A kétszikű fitomassza minden vizsgált szántón magas volt az első évben, de a második évre két nagyságrenddel csökkent (az első évben tapasztalt értékek 1–4%-ára). Ezzel a csökkenéssel párhuzamosan az avar mennyisége mintegy 7–10 szeresére nőtt a második és a harmadik évre. A vetett fűvek biomasszája a vizsgálat időtartama alatt fokozatosan növekedett (7. táblázat). A sokváltozós elemzés alapján jól látható, hogy a gyepesített területek vegetációja egyre hasonlóbbá vált a referencia gyepek vegetációjához. A szik és lösz magkeverékkel gyepesített területek és referencia gyepek az első ordinációs tengely mentén váltak el, míg az egyes évek a második tengely mentén különültek el (10. ábra). A szik magkeverékkel gyepesített területek 3. évi vegetációja hasonlóbb volt a referencia



9. ábra. A vetett füvek borításának változása szik (A) és lösz (B) magkeverékekkel gyepesített szántókon (átlag±SE).

szikes gyepek vegetációjához, mint a lösz magkeveréssel gyepesített területek harmadik éves vegetációja és a referencia löszgyepek vegetációjához.

Diszkusszió

Gyomok borítása és biomasszája

Más vizsgálatokhoz hasonlóan a vetést követő első évben a vegetációt főként rövidéletű gyomközösségek alkották (Ruprecht 2005, Lepš et al. 2007, Jongepierová et al. 2007). A második évre a rövidéletű fajok által dominált növényzetet évelő füvek dominálta közösségek váltották fel. Korábbi vizsgálatok megállapították, hogy a gyomok visszaszorításának sikeressége nagyban függött attól, hogy a vetett magkeverék milyen arányban tartalmazta kompetitor füvek magjait. Hatékony gyomvisszaszorításról számoltak be abban az esetben, ha a füvek aránya a keverékben meghaladta a 70%-ot (van der Putten et al. 2000, Warren et al. 2002, Lepš et al. 2007), míg alacsony mértékű volt abban az esetben, ha ez az arány 50% alatt volt (Stevenson et al. 1995). Az utóbbi esetben akkor volt sikeres a gyomok visszaszorítása, ha a magkeverékeket magas denzitásban vetették (40kg/ha; Stevenson et al. 1995).

Minden gyepesített szántó esetében szignifikáns fajszaám és diverzitás csökkenést tapasztaltunk már a második évtől kezdődően. A rövid életű, gyenge kompetitor egyévesek kompetitív kizáródása ennek a jelenségnek az egyik lehetséges magyarázata (Foster és Tilman 2000, Anderson 2007). A fent említett jelenséget elősegítette a talajban található magas tápanyagtöbblet is (Marrs 1993, Huston 1978). Előzetes vizsgálataink során a gyepesíteni kívánt lucernásokban magas, több száz mg/kg foszfor és káliumkoncentrációt mutattunk ki, ami feltehetően a korábbi rendszeres műtrágyázás után maradt vissza a talajban. A júniusban, a legtöbb gyomfaj virágzása és termésérlelését megelőzően végzett kaszálás szintén hozzájárulhatott a következő évben lecsökkent gyomborításhoz. Egy további lehetőség lehet az is, hogy az első évben magas gyomborítás paradox módon kedvezően befolyásolta a vetett füvek megtelepedését az által, hogy a talajfelszín árnyékolásával nedvesebb mikroklimát teremtett.

Minden gyepesített szántón jelentős mértékű avar-felhalmozódást mutattunk ki, ami szintén hozzájárulhatott a fajgazdagság és diverzitás csökkenéséhez. Az első évben csak kevés, főleg rövidéletű fajok bio-

masszájából származó avar találtunk a gyepesített szántókon (28–38 g/m²). Évelő fajok avarjának felhalmozódását csak a második évtől kezdve tapasztaltuk, mely avar feltehetően a kaszálás után újrasarjadó hajtások lepusztulását követően keletkezhetett. A második és harmadik évben talált avar mennyisége meghaladta a rendszeresen legeltetet és kaszált szikes és löszgyepek jellemző átlagértékeit (mintegy 220–268 g/m² a gyepesített területeken a harmadik évben, míg 62–160 g/m² szikes és löszgyepekben; lásd még Deák et al. 2011). A gyepesített szántók vegetációjában tapasztalt magas biomassza és avarprodukciónak feltehetően a korábban említett talajban lévő tápanyagtöbblet is segítette. A második és harmadik év között mind a szik mind a lösz magkeveréssel vetett szántók esetében, az avar mennyiségének kismértékű csökkenését tapasztaltuk, ami feltehetően a rendszeres kaszálás következménye (Deák et al. 2011; Valkó et al. 2011).

A felhalmozódott avar feltehetően megváltoztatta a mikro-élőhely mintázatot. A talajfelszínen felhalmozódó avar csökkenti a talajfelszín fényellátottságát (Stevenson et al. 1995, Diemer et al. 2001), csökkentve a csírázás sikerét (Xiong és Nilsson 1999, Overbeck et al. 2003), valamint növeli a csíranövények mortalitását (Tilman 1993). Ez a hatás szintén hozzájárulhatott a rövidéletű gyomok borításának és biomasszájának erőteljes csökkenéséhez, tekintettel arra a pionír rövid életű fajok esetében kimutatott avar-felhalmozódással szembeni érzékenységre (Monk és Gabrielson 1985, Bartha 2001). A rövidéletű fajok borítás és biomassza csökkenésével szemben több évelő, de nem vetett fűfaj megtelepedett a vetett szántókon (*Festuca pratensis*, *Elymus hispidus*, *E. repens*). Ezek a fajok gyakran előfordulnak a lucernásokban a térségben, és beszántást követően igen gyorsan újra tudnak telepedni gyors és hatékony vegetatív szaporodásuk révén (van der Putten et al. 2000, Lepš et al. 2007). Megtelepedésüket tovább segíti az is, hogy több más évelő fűhöz hasonlóan, csírázásukat a felhalmozódó avar nem gátolja (Monk és Gabrielson 1985).

A gyepesedés sebessége

A 'lassuló szukcesszió' elmélete kimondja, hogy a vegetációfejlődés üteme lelassul az évelő dominancia kialakulását követően (Inouye et al. 1987, Lepš 1987, Foster és Tilman 2000, Török et al. 2008). A mi vizsgálataink alátámasztják ezt a megfigyelést; a fajgazdagságban bekövetkező

változások sokkal kisebbek voltak a 2. és a 3. év között, mint az 1. év és a 2. év között. A jelen vizsgálatban kimutatott változások lényegesen rövidebb idő alatt zajlottak le, mint a legtöbb gyeprekonstrukciós vizsgálatban tapasztalt változások. Vizsgálataink megerősítették azt a feltételezést, hogy késői szukcessziós állapotokat jellemző fajok vetése jelentősen segítheti a gyepregeneráció folyamatát (van der Putten et al. 2000; Lepš et al. 2007).

Az NMDS ordináció eredményei alapján látható, hogy a vetett szántók fajkészlete a vetést követő három vizsgálati év alatt fokozatosan közeledett a referencia gyepekben talált fajösszetételhez (10. ábra). Ez a tendencia mind a funkcionális csoportok mind a borítási arányok változásában nyomon követhető volt.

Az évelő füvek dominálta gyepek kialakulása gyorsabb volt, mint felhagyott szántók esetében vizsgált spontán gyepregeneráció esetében. Csernozjom talajokon zajló spontán gyepregeneráció esetében az évelő fűdominancia (*Festuca rupicola*, *Poa angustifolia* és *Koeleria cristata*) kialakulását csak 10 év után tapasztalták (Molnár és Botta-Dukát 1998). Ruprecht (2005) a *Festuca rupicola* esetében a jelen vizsgálatban már a második-harmadik évben jellemző borításértékeket csak 10–14 éve felhagyott szántók esetében mutatott ki. Drasztikus lúdlegelést követő spontán homoki gyepregenerációban csupasz, tápanyag gazdag talajfelszínen induló vegetációfejlődés során csak a 4.–7. évet követően alakult ki évelő fűdominancia (*Festuca pseudovina*, *Poa angustifolia* és *Cynodon dactylon*, Török et al. 2008, Matus et al. 2005). Egy másik, meszes homoki szántókon végzett vizsgálatban az évelő borítás csak a 11–23 éves parlagokon haladta meg az 50%-ot (Csecserits et al. 2007). Löszplatókon található szántókon, Kínában Feng et al. (2007a,b) évelő dominanciát 6–12 év után mutatott ki. Inouye et al. (1987) évelő dominanciát 5–15 év után mutatott ki homoki parlagokon. Prach és Pyšek (2001) évelő füvek dominanciáját eltérő talajokon található felhagyott szántókon csak 6–20 év felhagyás után mutatott ki. A mi vizsgálatunkban tapasztalt gyors évelő borítás kialakulásának sebessége hasonló volt más magvetéses gyepesítési beavatkozások során kapott eredményekkel (Lepš et al. 2007).

Következtetések

Eredményeink jól mutatják, hogy késői szukcessziós állapotokra jellemző kompetitor fűfajok vetése jelentősen növeli a gyepregeneráció se-

bességét, emellett hatékony lehet mezőgazdasági gyomok visszaszorításában is. Az évelő füvek dominálta gyepek gyorsan, mintegy 2–3 év alatt kialakult és hatékonyan visszaszorította a rövidéletű gyomfajokat. Eredményeink jól mutatják, hogy alacsony diverzitású magkeverékek vetésével is helyre lehet állítani természetközeli gyepek közösségeit, ha biztosítottak a megfelelő propagulum-források és a hosszú távú kezelés feltételei. Ez a módszer hatékony olyan viszonylag fajszegény és füvek dominálta gyepek közösségek helyreállítására, mint a szikes gyepek. Fajgazdag löszgyepek fajkészletének teljes mértékű helyreállítása azonban további kiegészítő beavatkozásokat igényel.

Vizsgálatunkban kétszikű kísérőfajoknak csak lassú spontán betelepülését tapasztaltuk. Ez egybevág mások, szántókon magvetés segítségével végzett gyeprekonstrukcióinak tapasztalataival (Walker et al. 2004). A vizsgálatok többségében a célfajok spontán betelepülésével kapcsolatban elég szkeptikusak. Még abban az esetben is, ha a rekonstrukció során sokfajos keverékekben számos kísérőfaj magját juttatták be a célterületekre, csak a generalista kompetítorok mutattak minden esetben magas megtelepedési rátát (Pywell et al. 2003). Az évelő generalisták által dominált zárt és produktív gyepek nem kedveznek a spontán kolonizáló fajok megtelepedésének (Walker et al. 2004). A gyorsan kialakuló évelő borítás negatív hatást fejt ki a fajgazdagságra, illetve akadályozza a nem vetett célfajok spontán betelepülését; az erős kompetíció következtében a „kolonizációs ablakok bezárulnak” (Bartha et al. 2003, Critchley et al. 2006, Török et al. 2009). Ezért a kompetítor fajok vetését csak olyan helyeken javasolják, ahol magas az erózió, defláció illetve inváziós fajok megtelepedésének esélye (Smith et al. 1999, Critchley et al. 2006, Lepš et al. 2007; Török et al. 2012a).

A hagyományos legeltetés (birka vagy szarvasmarha) bizonyítottan segítheti a diasporák bejuttatását a célterületekre (Mann és Tischew 2010). A hagyományos kaszálási rendszerek visszaállítása illetve természetes állapotú gyepekből származó széna bejuttatása a gyepesített területre további módjait jelenthetik a fajgazdagság növelésének (Hölzel és Otte 2003, Donath et al. 2006, Leng et al. 2009).

Gyomfajok visszaszorítása magkeverékek vetésével

A korábbi szántóterületeken zajló gyeprekonstrukció fontos szerepet játszik a biodiverzitás tájléptékű csökkenésének megállításában. A gyepesítés további előnye lehet, hogy segítségével visszaszoríthatók a felhagyott termőterületeken, útszéleken és mezsgyéken magas borításban jelentkező gyomok (Blumenthal et al. 2005). A gyomok visszaszorítása, Közép- és Kelet-Európában is egyre fontosabb, hiszen ebben a régióban az elmúlt évtizedekben a korábban művelt szántóterületek mintegy 10-15%-át hagyták fel (Cramer et al. 2008). Ezek a területek invazív fajok, például a selyemkóró (*Asclepias syriaca*) vagy a parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia*) kolonizációs gócpontjaiként működhetnek (Csontos et al. 2009, Pinke et al. 2011b). A gyomosodás megakadályozása a felhagyott szántóterületeken kulcsfontosságú a gyomok terjedésének megakadályozásában illetve lassításában (Blumenthal et al. 2003). A gyomirtás és a gyepesítés egyaránt költséges beavatkozások. Ha a gyepesítés segítségével a gyomirtást is meg lehet oldani, akkor ez által jelentős költségmegtakarítást érhető el, ami a biodiverzitás megőrzése mellett egy további érvet jelenthet a döntéshozóknak abban, hogy támogassák a gyeprekonstrukciós beavatkozásokat.

A gyomokat, mint ruderalis (R) stratégiájú növényeket gyors növekedés, rövid élettartam illetve nagyszámú és perzisztens magvak képzésében megnyilvánuló magas reprodukív biomassza allokáció jellemzi (Grime et al. 2002, Thompson et al. 1997). Általában alacsony kompetíció-tűrés jellemzi őket, de tápanyagban gazdag szántóföldi körülmények között gyakran sikeres kompetítorok (Blumenthal et al. 2005, Török et al. 2008). Abból kiindulva, hogy késői szukcessziós stádiumokban, kompetitív környezetben alacsony borításban vannak jelen, kézenfekvően következhet, hogy kései szukcessziós stádiumra jellemző fajok vetésével, egy kompetitív biotikus környezet kialakításával eredményesen visszaszoríthatjuk őket. Ezen alapulva gyakran javasolják a magvetéses gyeprekonstrukciót, főként olyan területeken, ahol erőteljes gyomosodás várható (Prach és Hobbs 2008, Hedberg és Kotowski 2010). Ennek ellenére a magvetés gyomokra gyakorolt hatását kevesen vizsgálták (van der Putten et al. 2000, Lepš et al 2007).

Célom az volt, hogy értékeljem az egyik leggyakrabban használt gyeprekonstrukciós beavatkozás (magkeverék vetése és évi egyszeri kaszá-

lás) szerepét gyepek biodiverzitásának helyreállításában és a gyomok visszaszorításában. A vizsgálataim során az alábbi kérdésekre kerestem a választ: (1) Mely gyomcsoportok szoríthatók a legkönnyebben vissza a módszer alkalmazása révén? (2) Hogyan befolyásolja az előtörténet és alkalmazott magkeverék típusa a gyomvisszaszorítás sikerességét? (3) Veszélyezteteti-e a gyomvisszaszorítás sikerét a gyomok magbankból történő újratelepedésének lehetősége?

Anyag és módszerek

Mintavételi terület

A mintavételi helyeink az Egyek-Pusztakócsi mocsarak területén helyezkednek el (Hortobágyi Nemzeti Park területén, 42 km², É 47°34'; K 20°55'). Az évi átlagos csapadékmennyiség mintegy 550 mm, nagy évenkénti ingadozások jellemzőek. Az évi középhőmérséklet 9,5 °C. A mintavételi területen 2004-2008 között tájleptéktű gyeprekonstrukció valósult meg a LIFE Nature program támogatásával. Ennek során talaj-előkészítést követően (mélyszántás és simítózás) őshonos fűfajok magjaiból álló alacsony diverzitású magkeveréket vetettek 17 szántón (10 lucernás, 4 napraforgó és 3 gabona előveteményű szántó, összesen mintegy 200 ha) 2005 (11 szántó) és 2006 (6 szántó) októberében. *Festuca pseudovina* (67%) és *Poa angustifolia* (33%) magjait tartalmazó szik magkeveréket 9 szántón, míg a *Festuca rupicola* (40%), *Bromus inermis* (30%) és *Poa angustifolia* (30%) magjait tartalmazó lősz magkeveréket 8 szántón vetették. A természetvédelmi célú gyeprekonstrukció gyakorlatában általánosan elterjedt mintegy 25 kg/ha mennyiségben vetették a magkeverékeket (Kiehl et al. 2010, Török et al. 2011a). Vetést követően a gyomok többségének magérését megelőzően, minden év júniusában, évente egyszer kaszáltak. A kaszálást követően a lekaszált növényi anyagot elszállították a területről.

A terület közepesen kötött (vályog - agyagos vályog) talaját semleges-gyengén lúgos pH (6,0–7,6) alacsony só- (<0,02%) és CaCO₃-tartalom (<2%) jellemezte. Minden szántóterületen magas foszfor (általában 500–700 mg/kg) és kálium (általában 400–600 mg/kg) tartalmat mértünk, amely a hosszantartó szántóföldi művelés következménye. A területek jelölésekor az első betű az előveteményt (L–lucerna, G–gabona, N–napraforgó); a második betű a vetett magkeveréket (S–szik, L–lősz); a szám pedig a gypesített szántó számát jelöli. Ennek megfelelően a szik

és lősz magkeveréssel vetett lucernások LS1–LS4 illetve LL1–LL6, a szik és lősz magkeveréssel gyepesített gabonaföldek GS1–GS2 és GL1, végül a szik és lősz magkeveréssel gyepesített napraforgó földek NS1–NS3 és NL1 voltak.

Mintavétel

Szántóföldenként egy 25 m²-es mintavételi területet jelöltünk ki, majd ezen belül négy darab 1 m²-es állandó mintanegyzetben a vetést követő három évben, minden év júniusának elején, még a kaszálás előtt rögzítettük az edényes növényfajok százalékos borítását. A bemutatott módszerrel három szikes (*Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae*) és három lőszgyep (*Salvio nemorosae-Festucetum rupicolae*) növényzetét is felmértük 2008 júniusában.

A talaj magbankját három évvel a vetést követően, évelőkből álló zárt gyeptakaró kialakulását követően mintáztuk. A mintákat - hóolvadást követően - gyűjtöttük a kijelölt állandó kvadrátokban, március végén, 2008-ban 11 szántón, 2009-ben 6 szántón. Kvadrátonként három darab, 4 cm átmérőjű és 10 cm mély talajfuratot vettünk. Ez mintavételi területenként 12 furatot jelentett (4 cm átmérő, 10 cm-es mélység, mintatérfogat 126 cm³). Az egy kvadrátból vett mintákat együtt kezeltük csökkentve ezzel a mintavételből adódó heterogenitást. A mintákat ter Heerdt et al. (1996) módszerét követve mosás segítségével koncentráltuk. A vegetatív növényi részeket egy 3 mm lyukbőségű szitával, míg a magmentes finom talaj részecskéket egy 0,2 mm lyukbőségű szita segítségével távolítottuk el. A koncentrált mintákat vékony rétegben (maximum 3–4 mm) sterilizált virágföldre rétegeztük. A csíráztató ládákat május elejétől augusztusig árnyékolt fűtetlen üvegházban helyeztük el. A csíranövényeket rendszeresen számoltuk, határoztuk és eltávolítottuk. A nehezen határozható példányokat és fajokat határozásig továbbneveltük. Július elején, a csírázás megszűnését követően szüneteltettük az öntözést, a mintafelszínt átforgattuk, majd szeptember elejétől újraindítottuk az öntözést egészen november elejéig. A spontán magszennyezést steril földdel töltött kontrol ládák segítségével követtük nyomon.

Adatfeldolgozás

Az *Agropyron repens* és *A. intermedium* vegetatív állapotban történő határozása nehézségekbe ütközött, így *Agropyron* fajok néven összevon-

tan kezeltük őket az elemzések során. A *Typha angustifolia* és a *T. latifolia* csíranövényeit hasonlóan, *Typha* fajok néven jelöltük. Gyomnak tekintettük az adventív kompetitorokat (AC, például *Conyza canadensis*, *Ambrosia artemisifolia*), ruderalis kompetitorokat (RC, például *Cirsium arvense*, *Agropyron repens*) és a túlnyomóan alacsony kompetíciós képességű, egy és kétéves gyomokat (W, Borhidi 1995). A megtalált fajokat Ranunkier-féle életforma kategóriák és morfológiai sajátosságok felhasználásával egyszerűsített funkcionális csoportokba soroltuk. Az egyszerűsített életformák a rövidéletűek (*Th*, *TH*) és évelők (*H*, *G*, *Ch*) csoportjai voltak. A morfológiai csoportok a fűneműek (Juncaceae, Cyperaceae és Poaceae) és dudvaneműek voltak. A különböző évek növényzetének borítás értékeit és fajgazdagság értékeit RM ANOVA segítségével hasonlítottuk össze. Az elváló csoportok azonosítása Tukey teszt segítségével történt (Zar 1999). A gyepesített szántók és referencia-gyeppek vegetációját DCA ordinációval hasonlítottuk össze (Legendre és Legendre 1998).

Eredmények

Vegetáció

A vizsgálat három éve alatt összesen 113 növényfajt, köztük 47 gyom fajt azonosítottunk. Mintegy 34 faj rendelkezett számottevő borítással (legalább egy szántón, egy évben 5% feletti borítás; Függelék 17. táblázat). Az átlagos fajsza szám illetve a rövid életű gyomok fajsza száma az első évben volt a legnagyobb. Mind a szik mind a lösz magkeverékkel gyepesített szántókon a fajsza szám csökkenő tendenciát mutatott (8. táblázat, RM ANOVA, $n=9$, $F=20,9$ és $39,3$, $p<0,001$). Az első évet követően a rövid életű gyomok borítása jelentősen csökkent (RM ANOVA, szik magkeverék: $n=9$, $F=37,6$, $p<0,001$; lösz magkeverék esetén: $n=8$, $F=60,6$, $p<0,001$; 11. ábra). Ezzel szemben a vetett fűvek borítása minden gyepesített szántón nőtt (RM ANOVA, szik magkeverék: $n=9$, $F=25,5$, $p<0,001$. Lösz magkeverék esetén: $N=8$, $F=67,5$, $p<0,001$). A harmadik évben már minden gyepesített szántón évelő fajok, köztük a vetett fűvek, váltak dominánssá. A legtöbb szik magkeverékkel gyepesített lucerna előveteményű szántón magas, vagy egyre növekvő borítással voltak jelen az *Agropyron* fajok. Az LS1 és LS2 szántókon szignifikánsan növekedett az *Agropyron* fajok borítása a vizsgálat 3 éve alatt (RM ANOVA, $n=4$, LS1: $p<0,001$, $F=25,83$, és LS2: marginálisan szignifikáns, $p=0,052$, $F=5,05$). A legtöbb szik magkeverékkel gyepesített gabona és napraforgó előveteményű szántón magas volt

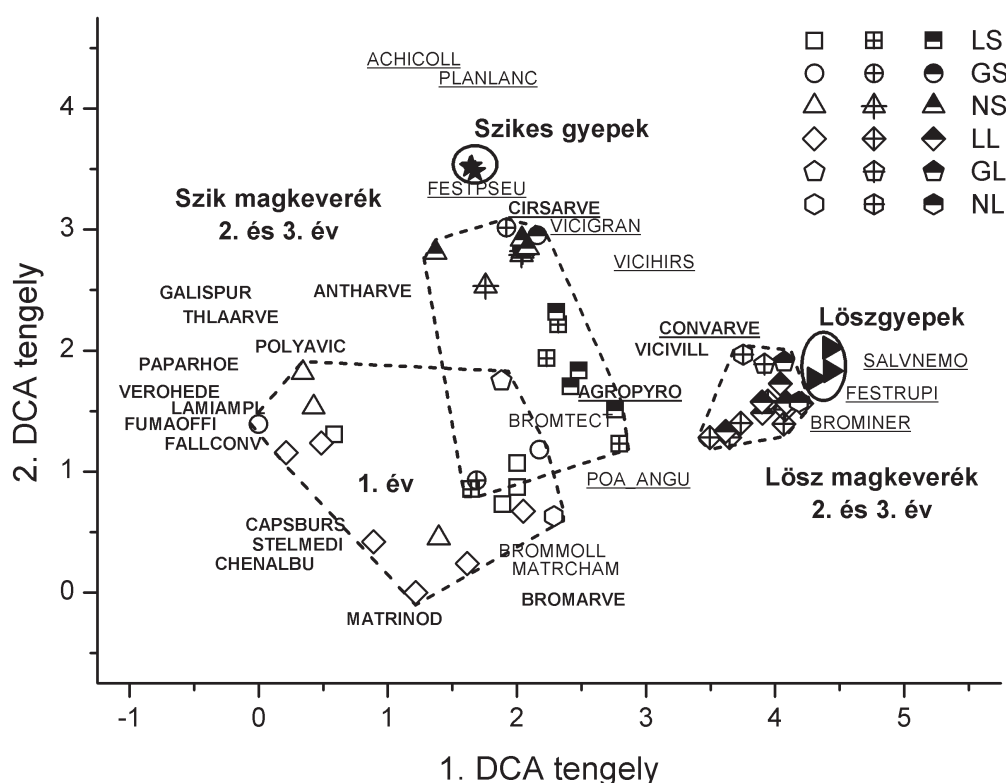
8. táblázat. A földfelszín feletti vegetáció egyes jellemzői a szik és lösz magkeverékekkel gyepesített szántókon. Az eltérő betűjelek a szignifikánsan elváló csoportokat jelzik (RM ANOVA és Tukey teszt, $p < 0,001$, szik magkeverék: $n=9$, lösz magkeverék: $n=8$).

	1. év	2. év	3. év
Szik magkeverék			
Teljes fajsza	$15,3 \pm 1,1^a$	$9,7 \pm 1,4^b$	$6,8 \pm 0,9^b$
Rövidéletű gyomok fajsza	$8,1 \pm 0,7^a$	$3,3 \pm 0,8^b$	$1,3 \pm 0,5^b$
Vetett füvek borítása	$22,6 \pm 7,6^a$	$54,7 \pm 11,3^b$	$67,6 \pm 5,8^b$
Rövidéletű gyomok borítása	$64,2 \pm 9,9^a$	$18,5 \pm 6,8^b$	$1,7 \pm 0,6^b$
Lösz magkeverék			
Teljes fajsza	$15,4 \pm 0,5^a$	$9,0 \pm 1,0^b$	$8,1 \pm 0,6^b$
Rövidéletű gyomok fajsza	$7,8 \pm 0,6^a$	$2,0 \pm 0,4^b$	$1,0 \pm 0,3^b$
Vetett füvek borítása	$16,0 \pm 5,0^a$	$76,5 \pm 6,8^b$	$86,7 \pm 3,2^b$
Rövidéletű gyomok borítása	$69,6 \pm 8,5^a$	$4,3 \pm 1,2^b$	$1,8 \pm 0,6^b$

a *Cirsium arvense* borítása. A *Cirsium arvense* borítása a GS2, NS1, NS2, NS3 szántón az első évtől a harmadik évig növekedett (a GS1 esetében ez a növekedés szignifikáns volt, RM ANOVA, $n=4$, $F=7,59$, $p = 0,023$, és marginálisan szignifikáns az NS1 esetében: $F=4,12$, $p=0,079$). Az előzőektől eltérően a legtöbb lösz magkeverékekkel gyepesített szántón az előveteménytől függetlenül az évelő gyomok vagy alacsony (általában 5%-nál kisebb borítással), vagy az első évet követően csökkenő borítással voltak jelen (például az évelő gyomok borítása a GL1 szántón az első évben jellemző, 35,1%-ról a harmadik évre 15,8%-ra csökkent). A GL1 szántón a *Cirsium arvense* borítása nagy ingadozások mellett az első évi 7,1%-ról a harmadik évre 14,3%-ig növekedett.

Magbank és vegetáció

A csíráztatás során összesen 76 faj mintegy 3802 csíranövényét távolítottuk el; az átlagos magdenzitás 4775 és 23 741 mag/m² szélső értékek között mozgott. A magsűrűség jellemzően 11 000 és 18 000 mag/m² volt. A magbankból kelt 21 leggyakoribb faj közül 13 gyom volt, melyek összesen 2740 csíranövénytel a magbank közel 70%-át tették ki szinte minden gyepesített szántón (Függelék, 18. táblázat). Előveteménytől és magkeve-



11. ábra. A magvetést követő vegetációfejlődés a lucerna, gabona és napraforgó előveteményű szántókon (DCA ordináció, sajátértékek: 1. tengely=0,71; 2. tengely=0,46, a gradiens hosszok rendre 4,42 és 3,53.) A leggyakoribb 30 faj rövidítéseit a genus név és a species név első négy-négy betűjéből állítottuk össze az alábbi példa szerint: AMARALBU=*Amaranthus albus*. A területek rövidítései: LS=lucerne, szik; LL=lucerne, lösz; GS=gabona, szik; GL=gabona, lösz; NS=napraforgó, szik; NL=napraforgó, lösz. Az évelő fajokat aláhúzással, a gyomokat **félkövérrel** emeltük ki.

réktől függetlenül magas volt a rövid életű gyomok magjainak aránya. A leggyakoribb faj a *Capsella bursa-pastoris* volt, ami a legtöbb gyesített szántó talajából nagy mennyiségben kelt. A legnagyobb magszűrűség értékeket a lucerna előveteményű gyesített szántókon mutattuk ki, bár ezek az értékek nem mutattak szignifikáns eltérést más előveteményű területek mintáitól (szik magkeverék és lucerna elővetemény 2719–4708 mag/m², lösz magkeverék és lucerna elővetemény 4377–10 345 mag/m²). Az *Echinochloa crus-galli* inkább a gabona és napraforgó előveteményű

területekről csírázott, csupán néhány életképes magot találtunk a lucerna előveteményű területekről. A legtöbb gyom faj esetében azonban nem találtunk a magvetés és az elővetemény típusától függő trendeket.

A gyomok mellett csak néhány szikeseken gyakori pionír illetve higrofiton faj rendelkezett számottevő magbankkal. A *Gypsophila muralis* és *Matricaria chamomilla* a szik magkeverékkel gyepesített lucerna és gabona előveteményű szántókon rendelkezett számottevő magbankkal (*Gypsophila muralis*: mintegy 133–6499 mag/m², *Matricaria chamomilla* pedig 66–4642 mag/m²). Apró magvú higrofitonok magbankja minden gyepesített szántón kimutatható volt (*Typha* fajok és az *Epilobium tetragonum*). A vetett fűvek szórványos magbankkal rendelkeztek; számottevő mintegy 1000 mag/m² denzitást meghaladó magbankja csak a *Poa angustifolia*-nak volt (maximálisan 1260 mag/m²). A legtöbb évelő dudvanemű gyom alacsony sűrűségű magbankkal rendelkezett (maximálisan néhány száz mag/m²), ezzel szemben az évelő fűnemű gyomoknak nem volt tartós magbankja.

A vegetációban és magbankban összesen 146 edényes növényfajt találtunk. A magbank fajösszetétele az első évi vegetáció fajkészletéhez volt a leghasonlóbb, a hasonlóság mértéke azonban itt is alacsony volt (a Jaccard-féle hasonlóság 0,16 és 0,38 szélső értékek között változott). A hasonlóság értékek átlagai az első évtől a harmadikig csökkentek mindkét magkeverék típussal gyepesített szántón (RM ANOVA, $p < 0,001$, szik magkeverék $n=9$, $F=13,53$; löszt magkeverék $n=8$, $F=19,93$). Több olyan rövid életű gyomfaj rendelkezett jelentős magbankkal, melyek borítása nagy volt az első év vegetációjában, majd később visszaszorultak (például *Capsella bursa-pastoris*, *Matricaria inodora*). Más rövid életű gyomok, mint például a *Fumaria officinalis*, *Fallopia convolvulus*, *Bromus arvensis*, *Papaver rhoeas*, *Veronica hederifolia* csak igen szórványos magbankkal rendelkeztek. Ezzel ellentétben több rövid életű, kis borítású gyom, jelentős denzitású magbankkal rendelkezett (például *Echinochloa crus-galli*: 66–7029 mag/m², *Setaria glauca*: 66–6300 mag/m² és *S. viridis*: 66–1790 mag/m²).

Diszkusszió

Gyepesítés és gyomok visszaszorítása

A vizsgált gyepesítési módszerrel három év alatt egy vetett vázfajokból álló gyeget hoztunk létre a felhagyott szántóterületen. Az alacsony

diverzitású magkeverékek vetése és az alkalmazott évi egyszeri kaszálás hatékonyan visszaszorította mind a dudvanemű mind a fűnemű rövid-életű gyomokat. A rövid életű gyomok borításértékei az első évi átlagos 64–67%-ról a harmadik évre mindössze 2%-ra csökkentek. Alacsony és magas diverzitású magkeverékekkel végzett publikált gyepesítési vizsgálatok is hasonló eredményekről számoltak be (Lepš et al. 2007, Jongepierová et al. 2007, Pywell et al. 2002). A rövid életű gyomok gyors visszaszorulása több okra is visszavezethető, ezek közé tartozik az, hogy (1) általában alacsony kompetíciós képességgel rendelkeznek (Tilman 1982), továbbá (2) számos faj a talajban nem képez perzisztens magkészletet, ahogy azt több faj esetében ebben a vizsgálatban is igazoltuk. (3) A felhalmozódott avar fizikai gátként vagy a talajfelszín árnyékolása révén (van der Putten et al. 2000), vagy pedig bomlása révén, felszabaduló allelopatikus anyagok formájában gátolhatja a csírázást (Ruprecht et al. 2008).

Az összefüggő vetett fajokból álló gyeptakaró kialakulását is hátráltatta, több növekvő borítással megjelenő évelő gyomfaj; ezek a fajok az *Agropyron repens*, *A. intermedium* és a *Cirsium arvense* voltak. Más vizsgálatok is szintén megnövekedett borításukról számoltak be magvetést követően (*Agropyron repens*, Lepš et al. 2007; Jongepierová et al. 2007) felhagyott szántók spontán gyepesedésekor (*Agropyron repens* és *Cirsium arvense*, Ruprecht 2005, Prach és Pyšek 2001, *E. hispidus*, Török et al. 2011b) illetve több eltérően kezelt egyéb mezőgazdasági területen (*Cirsium arvense*, de Bruijn és Bork 2006).

Ezek az évelő gyomok gyökérsarjaik segítségével vegetatív módon hatékonyan terjednek. Így a talaj-előkészítést túlélve, a magvetést követően gyorsan megtelepedhetnek (Lepš et al. 2007, Prach et al. 2007). A *Cirsium arvense* esetében jelentős denzitású magbankot is kimutattunk (ebben a vizsgálatban mintegy 1790 mag/m²-t is elérő magsűrűséget találtunk), valamint magjait hatékonyan terjeszti a szél és másodlagosan a hangyák is (Albrecht 2005; Lengyel et al. 2010). Az évelő gyomok gyors borítás-növekedését a talaj magas tápanyagtartalma is segítette, mely gyakori a tartós szántóföldi művelés mellett (Deák et al. 2008). Az évelő gyomok visszaszorításhoz intenzívebb kezelési beavatkozások és/vagy hosszabb idő szükséges, mint a jelen vizsgálat időtartama. Évi többszöri kaszálás (az *Elymus repens* visszaszorítása esetén sikerrel alkalmazta Parr és Way 1988), vagy nagy állatállománnyal történő intenzív szakaszos legeltetés (sikerrel alkalmazta a *Cirsium arvense* esetében de Bruijn és Bork 2006) alkalmazása célravezető lehet borításuk és biomasszájuk csökkentésére.

Megoldást jelenthet még a mezőgazdasági gyakorlatban használt magasabb vetőmag normájú vetés, azaz a mintegy 80-100 kg/ha (akár 500 kg/ha-ig; Krautzer és Wittman 2006) alkalmazása is. A magas vetőmag normájú vetés eredménye egy sűrű, zárt gyeppel, mely valószínűleg az alacsony vetőmag normájú vetésnél hatékonyabb a gyomok visszaszorításában, de a későbbiekben gátolhatja a kívánt kísérőfajok betelepülését (Vida et al. 2008, Hellström et al. 2009).

Magbank

A gyepesített szántókon talált átlagos magsűrűség (mintegy 2800-20 500 mag/m²), a mezőgazdasági területekről közölt magsűrűségi adatok intervallumának alsó harmadába esik (250–130 300 mag/m², Cavers és Benoit 1989). Eredményeink igazolták, hogy több, a magbankból csak szórványosan kimutatott rövid életű gyomfaj hatékonyan visszaszorítható az alkalmazott gyepesítési módszerrel (például *Fumaria officinalis*, *Bromus arvensis*). Ezzel szemben több a vegetációban sikerrel visszaszorított (például *Capsella bursa-pastoris*, *Matricaria inodora*), vagy a vegetációban nem is detektált gyom (például *Setaria viridis*, *Setaria glauca*) a szántók talajában jelentős magkészlettel rendelkezik, ami lehetővé teszi újratelepülésüket. Ezt az eredményt további szerzők eredményei is megerősítik (Thompson et al. 1997, Davis et al. 2005, Török et al. 2009). A szántóföldi növénytermesztés során általánosan használt sekélyszántás és tárcsázás számos gyomfaj csírázását indítja meg ezzel csökkentve a talajban lévő magbankjukat (Lutman et al. 2001).

A vizsgálatunkban gyorsan kialakuló évelő borítás és az intenzív talajbolygatás megszűnése elősegítette a csírázás elmaradása miatt a rövidéletű gyomfajok magbankjának megőrződését. A gyeppel egy későbbi időpontban történő felnyílása elősegítheti a magbankkal rendelkező gyomok gyors újratelepülését, így azok a kezelési módszerek, melyek elősegítik szabad talajfelszínek kialakulását (például intenzív legeltetés és taposás) kerülendőek, főleg a gyepesítést követő első néhány évben (Renne és Tracy 2007).

Következtetések

A gyepesedés folyamatát késleltetheti ha (1) a helyreállítani kívánt gyeptársulásra jellemző magbank és további magforrások hiányoznak

(Bissels et al. 2005 és 2006, Valkó et al. 2011); (2) magas a talaj tápanyagtartaloma (Pywell et al. 2002); illetve ha (3) a gyomok megnövekedett vegetatív és generatív propagulum készlettel rendelkeznek a talajban (Hutchings és Booth 1996). Az utóbbi két tényező jelentőségét az első tényezőhöz képest általában alulértékelik, és gyeprekonstrukció sikerének kulcsát általában a gyepi fajok propagulum limitáltságának megszüntetésében látják. Ennek okán javasolják a magvetést, mint a propagulumbevitel legegyszerűbb módját az intenzív és gyors gyomosodás megakadályozására és évelő gyepvegetáció helyreállítására (Pywell et al. 2002). Vizsgálataim során igazolást nyert, hogy a gyomvisszaszorítás hatékonysága, magvetés és évi egyszeri kaszálás alkalmazásakor nagyban függ a gyepesíteni kívánt szántó előveteményétől és a használt magkeverék típusától. Több szik magkeverékkel gyepesített szántókon a vetést követően fokozatosan növekedett az évelő gyomok borítása és a harmadik évre számos esetben jelentős évelő gyomborítást mutattunk ki, míg a lősz magkeverékkel gyepesített szántókon a harmadik évre általában alacsony évelő gyomborítást találtunk. Ennek a különbségnek fő oka a magkeverékek eltérő fajösszetételében keresendő. A lősz magkeverék *Bromus inermis* magjait is tartalmazta, mely magas növésű, klonálisan szaporodó fűfajként, hatékonyabban versengett a hasonló módon terjedő *Cirsium arvense*-vel és *Agropyron repens*-szel így azok kisebb borítást érhettek csak el, mint a szikes gyepesítéseken az alacsony zsombékoló fűekkel szemben.

Az eltérő előveteményű, de azonos magkeverékkel gyepesített szántóterületeken eltérő volt a gyepesítés sikeressége. A lucerna előveteményű területeken gyorsan megtelepedő, évelő fűnemű gyomokat figyeltünk meg (*Agropyron* fajok). Ezzel szemben a gabona és napraforgó előveteményű területekre a *Cirsium arvense* elszaporodása volt jellemző. A lucerna előveteményű területeken az évelő dudvanemű gyomok hiányát a gyepesítés előtt termesztett lucerna okozhatta. A lucerna, évelő kétszikű fajként eredményesen akadályozhatja egyes évelő gyomfajok, köztük a *Cirsium arvense* megtelepedését is. A Török et al. (2011b) a korábbiakban bemutatott vizsgálatában fiatal (1 és 3 éves) lucernások esetében csak alacsony *Cirsium arvense* borítást mutattunk ki, és az évelő lucerna borítását fokozatosan évelő fűborítás váltotta fel, anélkül, hogy eközben a gyomok elszaporodtak volna. Más kutatásokban ezzel szemben jelentős *Cirsium arvense* borításról számoltak be kukorica (művelése elég hasonló a napraforgótáblák műveléséhez) és gabona veteményű szántókról

(Jongepierová et al. 2004, de Bruijn és Bork 2006), amely eredményt a jelen vizsgálat megerősíti. Mindezen eredmények rávilágítanak arra, hogy az eltérő magkeverék alkalmazásával vagy eltérő előveteményű területeken zajló gyepesítési beavatkozások esetében hasonló sikerességhez gyakran eltérő mértékű és típusú gyepesítési beavatkozás és utókezelések lehetnek szükségesek.

Gyeppek helyreállítása szénaterítéssel kombinált magvetéssel

Leggyakrabban a növényi anyag ráhordást illetve az őshonos fajokból álló regionális magkeverékek vetését alkalmazzák a gyepesítési gyakorlatban (Kiehl et al. 2010; Rydgren et al. 2010; Török et al. 2011a). Mindkét módszer esetében a gyepesedés folyamata gyors, azonban egymástól független alkalmazásuk során több probléma is felmerülhet (Kiehl et al. 2010). A magvetés során pontosan ismert fajkészletű és összetételű magkeverékeket vetünk el, így a gyepesedés folyamata erősen meghatározott, azonban a gyepi évelő fajok lassabb fejlődése miatt gyakran nagy gyomdominancia jellemző a vegetációfejlődés kezdeti szakaszában (Lepš et al. 2007). A növényi anyag ráhordás ezzel szemben már a kezdeti szakaszban a mulcshatás miatt magas fokú gyomvisszaszorítást tesz lehetővé. Az elterített növényi biomassza védi a talajfelszínt a kiszáradástól és kedvező körülményeket teremt gyepi fajok csírázásához és megtelepedéséhez (Fowler 1988, Török et al. 2010). Azonban a terített növényi anyag magtartalma nehezen meghatározható és igen változó ezért a vegetációfejlődés irányíthatósága alacsonyabb mint a magvetés esetében (Kiehl et al. 2010, Hedberg és Kotowski 2010).

A két gyepesítési módszer, a magvetés és a növényi anyag ráhordás együttes alkalmazására kevés példa van (de lásd például Donath et al. 2007), annak ellenére, hogy az együttes alkalmazás egyesítheti a két módszer előnyeit: magasabb irányíthatóságot a hatékony gyomvisszaszorítással. A jelen vizsgálatban alacsony diverzitású magvetést illetve magvetést és szénaterítést kombinálva végeztünk három korábbi szántóterületen. Hároméves vegetációfejlődés során komplex mintavételezéssel (borítás és biomassza) vizsgáltuk az alacsony diverzitású magkeverék vetés és szénaráhordás kombinált alkalmazását abból a szempontból hogy elősegíti-e a két módszer együttes alkalmazása a hatékonyabb gyepesítést és gyomvisszaszorítást. A vizsgálat során az alábbi hipotéziseket tettük: (1) Alacsonyabb gyombiomassza és borítás várható a kombinált módszer alkalmazása esetén, mint a csupán csak magvetéssel gyepesített területeken (2) Magasabb *Festuca* borítás várható a kombinált kezeléssel gyepesített területeken.

Anyag és módszerek

A mintaterületek és mintavétel

Mintaterületeink a Hortobágyi Nemzeti Park területén, Egyek-Pusztakócs térségében helyezkedtek el. A vizsgálatra három eltérő előtörténetű szántót választottunk ki. A legutolsó vetemény az elsőben árpa (tszf-i magasság 91 m), a másodikban napraforgó (tszf-i magasság 89 m), míg a harmadikban lucerna volt (tszf-i magasság 89 m). Minden szántó teljes területét talajelőkészítést követően *Festuca pseudovina* magjaival vetették be mintegy 20 kg/ha vetőmagnormával. Minden szántón 2008 októberében a szegélyek kihagyásával (10 m-nél beljebb a szegélyektől mérve) két, egyenként 15 × 15 m-es állandó mintaterületet jelöltünk ki. Az egyik mintaterületen a fent leírt magvetést követő vegetációfejlődést tanulmányoztuk. A másik mintaterületen kiegészítő kezelésként a vetést követően mintegy 5 cm vastagságban szénaterítésre is sor került. A szénát 2008 június végén takarították be egy mérsékelten legelt viszonylag fajszegény löszgyepen (mintegy 40-60% *Festuca rupicola* borítás, nincs *F. pseudovina*). A löszgyepben a domináns *Festuca rupicola* mellett további jellemző, legalább 1%-os borítást elérő fajok a következők voltak: *Achillea collina*, *Carex praecox*, *Convolvulus arvensis*, *Coronilla varia*, *Dactylis glomerata*, *Medicago lupulina*, *Plantago media*, *Poa angustifolia*, *Salvia nemorosa*, *Vicia grandiflora*. A *F. pseudovina* és *F. rupicola* jellemző löszgyepekben gyakori fűfajok a régióban. A kétféle módon egyrészt magvetéssel (*F. pseudovina*) illetve szénaterítéssel (*F. rupicola*) bejuttatott csenkesz faj megadta számunkra a lehetőséget arra, hogy kvantifikáljuk a magvetés és a széna útján megtelepedett csenkeszek borítását. A vetést követően a gyepesített területet évi egyszeri kaszálással kezelték.

Minden mintaterületen belül 8 állandó jelölésű 1 m²-es mintakvadrátot jelöltünk ki, melyben 2009-2011 között minden évben rögzítettük a fajonkénti százalékos borítás értékeit. Kaszálást megelőzően minden évben a biomassa produkció maximumának közelében mintavételi területenként 20 db egyenként 20 × 20 cm-es földfelszín feletti biomassa mintát is gyűjtöttünk a mintakvadrátok közelében. A mintákat papírsákba gyűjtöttük, majd tömegállandóságig szárítottuk (24 h, 65 °C-on), majd fajonként válogatva 0,01 g pontossággal mértük.

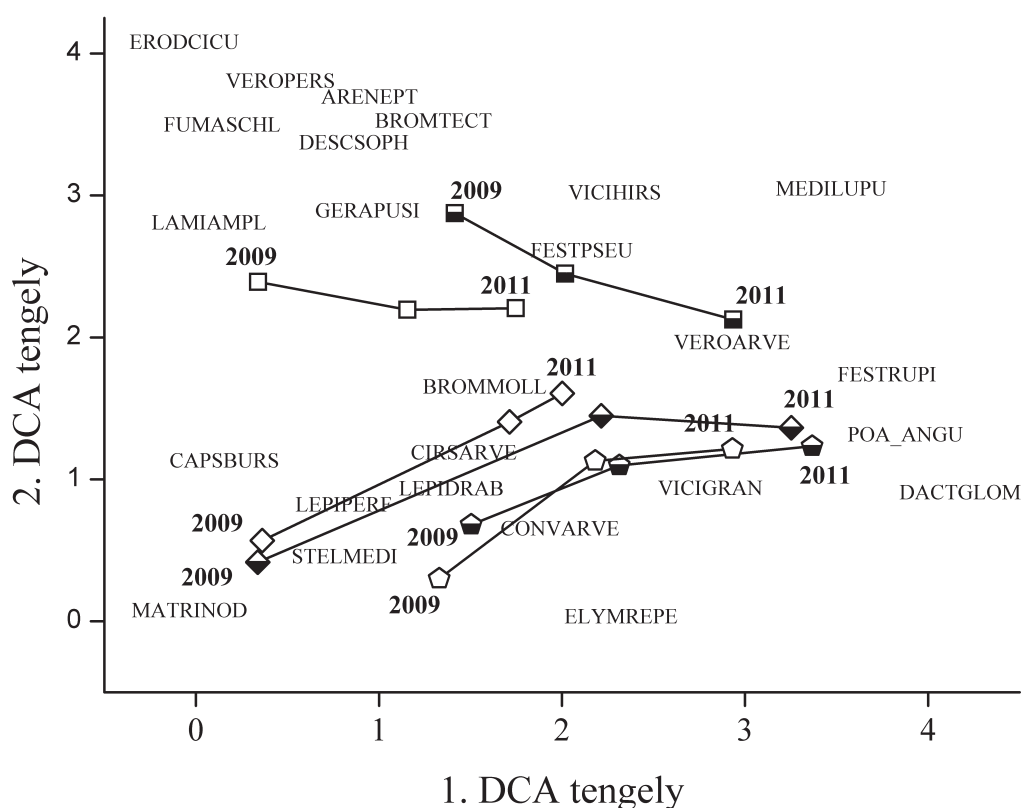
A gyomfajokat Borhidi (1995) Szociális Magatartási Típusok rendszeré alapján soroltuk be (AC, RC, W), részletes lista a Függelék 19. táblázatában található meg. A fajokat egyszerűsített funkcionális csoportokba

soroltuk az alábbiak szerint: fűnemű fajok (Poaceae, Cyperaceae, Juncaceae) és dudvanemű fajok (kétszikűek és nem fűnemű egyszikűek). A *F. pseudovina* és *F. rupicola* biomasszájának szétválasztása bizonytalan volt ezért a biomassza elemzések során a két fajt összevontan kezeltük. RM GLM-et számoltunk ahol időben ismétlődő faktornak a mintavételi időpontokat, míg rögzített faktornak a gyepesítési technikát (csak magvetés, illetve magvetés és széna) tekintettük. A mintavételi elrendezést random faktornak kezeltük az elemzések során. A tesztek SPSS 17.0 programcsomag segítségével számítottuk. A mintaterületek vegetációösszetételének időbeli változását DCA ordinációval elemeztük CANOCO 4.5 (ter Braak és Šmilauer 2002).

Eredmények

A gyepesedés folyamata

Összesen 125 fajt találtunk a vizsgált három évben. Ezalatt az idő alatt gyomok dominálta vegetációt évelő fűvek által dominált gyepvegetáció váltotta fel (12. ábra). Összesen 56 gyomfaj fordult elő (Ezek listája a Függelék 19. táblázatban található). A fajsza és a teljes borítás egyaránt a vizsgálat második évében (2010) volt a legnagyobb (rendre elérte a 19,3faj/m²-t illetve a 97,8%-ot). A vizsgálat első évében minden gyepesített szántón rövidéletű gyomfajok fordultak elő nagy borításban. Az évelő fűvek (túlnyomóan *Festuca* sp.) borításának növekedésével a rövidéletű gyomok borítása minden szántón és kezelésben fokozatosan lecsökkent (9. táblázat). A gyomvisszaszorítás mértékét az alkalmazott kezelés szignifikánsan befolyásolta, de a gyomvisszaszorítás mértéke erősen függött a gyepesített szántótól is (9 és 10. táblázat). A gyomok borítása rendszerint alacsonyabb volt a magkeverék és szénaterítés együttes alkalmazásával gyepesített mintanégyzetekben (9. táblázat). A gyomok borítása legalább felével vagy kétharmadával csökkent a vizsgálat harmadik évére és csupán néhány évelő gyomfajt mutattunk ki alacsony borítással (az évelő gyomok maximális borítása kevesebb volt mint 3% minden évben és minden szántón). A széna segítségével közönségesebb, a széna származási helyére jellemző fajok jelentősebb borítással sikeresen megtelepedtek (fajok melyek borítása meghaladta a harmadik évben legalább egy mintanégyzetben az 5%-ot: *Festuca rupicola*, *Dactylis glomerata*, *Poa angustifolia*, *Medicago lupulina*, *Vicia grandiflora*).



12. ábra. A vegetáció összetételének változása a három gyepesített szántón (2009–2011). A DCA ordináció ábrázolása során a szántók kvadrátjainak súlypontjai kerültek feltüntetésre. Jelmagyarázat: üres szimbólumok = csak magvetés, félig töltött szimbólumok = magvetés és szénaterítés, négyzet = gabona elővetemény, deltoid = napraforgó elővetemény, ötszög = lucerna elővetemény. Fajnevek rövidítései: *Arenaria leptoclados* = ARENEPT, *Bromus mollis* = BROMMOLL, *Bromus tectorum* = BROMTECT, *Capsella bursa-pastoris* = CAPSBURS, *Cirsium arvense* = CIRSARVE, *Convolvulus arvensis* = CONVARVE, *Dactylis glomerata* = DACTGLOM, *Descurainia sophia* = DESC SOPH, *Elymus repens* = ELYMREPE, *Erodium cicutarium* = ERODCICU, *Festuca pseudovina* = FESTPSEU, *Festuca rupicola* = FESTRUP, *Fumaria schleicheri* = FUMASCHL, *Geranium pusillum* = GERAPUSI, *Lamium amplexicaule* = LAMIAMPL, *Lepidium perfoliatum* = LEPIPERF, *Lepidium draba* = LEPIDRAB, *Matricaria inodora* = MATRINOD, *Medicago lupulina* = MEDILUPU, *Poa angustifolia* = POA_ANGU, *Stellaria media* = STELMEDI, *Veronica arvensis* = VEROARVE, *Veronica persica* = VEROPERS, *Vicia grandiflora* = VICIGRAN, *Vicia hirsuta* = VICIHIRS

9. táblázat. A vegetáció egyes jellemzőinek változása a három szántóterületen a vizsgálat három évében (borítás és fajszám, átlag $\pm$ SD; $N = 8$)

Vizsgált jellemző		Magvetés + Szénaterítés				Magvetés	
		2009	2010	2011	2009	2010	2011
SZÁNTÓ 1							
Borítás	Teljes	37,5 $\pm$ 12,5	67,8 $\pm$ 18,2	76,2 $\pm$ 13,4	80,4 $\pm$ 18,2	82,6 $\pm$ 19,8	65,5 $\pm$ 18,9
	Gyomfajok	14,1 $\pm$ 8,1	4,3 $\pm$ 4,4	0,2 $\pm$ 0,3	63,7 $\pm$ 20,3	31,6 $\pm$ 21,9	10,5 $\pm$ 4,6
	<i>F. pseudovina</i>	10,4 $\pm$ 10,4	24,6 $\pm$ 15,9	23,4 $\pm$ 21,9	2,2 $\pm$ 2,2	20,6 $\pm$ 17,1	22,0 $\pm$ 10,4
	<i>F. rupicola</i>	3,7 $\pm$ 4,0	9,4 $\pm$ 5,2	31,4 $\pm$ 25,5	0,0 $\pm$ 0,0	0,3 $\pm$ 0,7	0,0 $\pm$ 0,0
Fajszám	Teljes	12,6 $\pm$ 2,2	17,0 $\pm$ 3,4	8,4 $\pm$ 2,2	14,9 $\pm$ 2,9	17,5 $\pm$ 2,4	14,4 $\pm$ 3,3
	Gyomfajok	6,8 $\pm$ 1,4	6,3 $\pm$ 2,3	0,4 $\pm$ 0,5	9,6 $\pm$ 1,5	8,4 $\pm$ 2,3	7,3 $\pm$ 3,0
SZÁNTÓ 2							
Borítás	Teljes	80,1 $\pm$ 20,5	94,7 $\pm$ 8,3	82,9 $\pm$ 7,8	61,9 $\pm$ 13,5	96,0 $\pm$ 3,9	67,2 $\pm$ 12,9
	Gyomfajok	66,9 $\pm$ 14,5	20,8 $\pm$ 20,9	15,3 $\pm$ 7,4	49,9 $\pm$ 15,4	24,1 $\pm$ 22,9	25,8 $\pm$ 19,7
	<i>F. pseudovina</i>	2,9 $\pm$ 2,5	21,1 $\pm$ 11,5	2,5 $\pm$ 2,1	2,9 $\pm$ 2,5	26,0 $\pm$ 14,5	28,8 $\pm$ 21,4
	<i>F. rupicola</i>	0,9 $\pm$ 1,1	8,1 $\pm$ 8,1	35,8 $\pm$ 17,8	0,0 $\pm$ 0,0	0,0 $\pm$ 0,0	0,0 $\pm$ 0,0
Fajszám	Teljes	15,1 $\pm$ 5,3	18,9 $\pm$ 2,0	12,8 $\pm$ 1,7	12,3 $\pm$ 1,9	13,9 $\pm$ 3,1	11,0 $\pm$ 4,0
	Gyomfajok	7,3 $\pm$ 2,2	6,5 $\pm$ 1,9	3,1 $\pm$ 0,6	7,0 $\pm$ 1,3	5,6 $\pm$ 2,4	5,8 $\pm$ 3,7
SZÁNTÓ 3							
Borítás	Teljes	60,7 $\pm$ 15,9	97,8 $\pm$ 4,0	79,1 $\pm$ 10,7	75,9 $\pm$ 18,7	92,3 $\pm$ 8,4	83,4 $\pm$ 12,8
	Gyomfajok	36,5 $\pm$ 16,1	35,8 $\pm$ 30,9	16,9 $\pm$ 19,1	60,4 $\pm$ 17,8	43,2 $\pm$ 15,8	21,0 $\pm$ 18,7
	<i>F. pseudovina</i>	4,2 $\pm$ 4,1	15,2 $\pm$ 12,3	1,3 $\pm$ 1,7	3,1 $\pm$ 3,2	29,8 $\pm$ 17,0	16,5 $\pm$ 21,0
	<i>F. rupicola</i>	3,4 $\pm$ 3,6	12,8 $\pm$ 12,8	37,9 $\pm$ 22,2	0,0 $\pm$ 0,0	3,7 $\pm$ 8,6	4,5 $\pm$ 4,7
Fajszám	Teljes	14,1 $\pm$ 2,6	19,3 $\pm$ 2,1	10,7 $\pm$ 2,9	11,3 $\pm$ 3,1	16,5 $\pm$ 1,9	8,4 $\pm$ 3,5
	Gyomfajok	5,8 $\pm$ 1,6	6,3 $\pm$ 0,9	2,6 $\pm$ 1,5	6,0 $\pm$ 2,1	6,3 $\pm$ 2,0	2,6 $\pm$ 1,2

10. táblázat. A vegetáció és biomassza egyes jellemzőinek változása a vizsgált időszakban (2009-2011). RM-GLM, Évek (Év) időben ismétlődő faktor, kezelés (Kezel.); magvetés és szénaterítés, csak magvetés) és szántó (Szán.) rögzített faktorok. A mintavételi elrendezést (kvadrátok) random faktorként kezeltük az elemzések során. Szignifikancia szintek: * * * = $p < 0,001$; * * = $p < 0,01$; * = $p < 0,05$, *n.s.* = nem szignifikáns

		Év		Szán.		Kezel.		Év×Szán.		Év×Kezel.		Szán.×Kezel.		Év×Szán.×Kezel.	
		<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
BORÍTÁS															
Teljes	7,6	**		12,4	* * *	1,6	<i>n.s.</i>	2,2	<i>n.s.</i>	7,4	**	10,2	* * *	6,7	* * *
Gyomfajok	29,06	* * *		6,9	* *	13,7	* *	3,0	* *	2,4	<i>n.s.</i>	5,9	* *	8,2	* * *
<i>F. pseudovina</i>	12,7	* * *		1,8	<i>n.s.</i>	4,6	*	1,4	<i>n.s.</i>	7,5	* *	4,1	*	1,2	<i>n.s.</i>
<i>F. rupicola</i>	9,2	**		1,0	<i>n.s.</i>	62,2	* * *	0,8	<i>n.s.</i>	24,1	* * *	0,9	<i>n.s.</i>	0,1	<i>n.s.</i>
FAJSZÁM															
Teljes	12,8	* * *		0,9	<i>n.s.</i>	3,7	<i>n.s.</i>	2,7	<i>n.s.</i>	4,6	*	14,9	* * *	1,0	<i>n.s.</i>
Gyomfajok	6,6	**		5,5	* *	15,9	* * *	2,2	<i>n.s.</i>	6,9	**	10,4	* * *	1,8	<i>n.s.</i>
BIOMASSZA															
Teljes fű	46,1	* * *		40,0	* * *	2,9	<i>n.s.</i>	8,3	* * *	3,0	<i>n.s.</i>	1,3	<i>n.s.</i>	1,8	<i>n.s.</i>
Teljes dudva	23,6	* * *		9,8	* * *	18,8	* * *	6,2	* * *	0,8	<i>n.s.</i>	4,5	*	1,9	<i>n.s.</i>
Avar	31,0	* * *		11,0	* * *	17,2	* * *	4,7	* *	5,3	* *	1,8	<i>n.s.</i>	1,0	<i>n.s.</i>
Gyomfajok	16,0	* * *		19,8	* * *	12,9	* * *	5,6	* * *	5,2	* *	7,2	* * *	0,9	<i>n.s.</i>
<i>Festuca</i> spp.	23,5	* * *		2,4	<i>n.s.</i>	0,1	<i>n.s.</i>	1,4	<i>n.s.</i>	1,7	<i>n.s.</i>	1,6	<i>n.s.</i>	1,3	<i>n.s.</i>

11. táblázat. A biomassza változása a három szántóterületen a vizsgálat három évében (átlag $\pm$ SD; $N=20$)

Vizsgált jellemző	Magvetés+Szénaterítés				Magvetés	
	2009	2010	2011	2009	2010	2011
SZÁNTÓ 1						
Biomassza						
Teljes fűnemű	2,8 $\pm$ 2,6	7,9 $\pm$ 2,8	7,9 $\pm$ 3,9	1,6 $\pm$ 2,1	6,1 $\pm$ 4,0	9,4 $\pm$ 3,9
Teljes dudvanemű	5,4 $\pm$ 5,8	1,2 $\pm$ 0,7	0,9 $\pm$ 1,1	10,5 $\pm$ 5,4	5,4 $\pm$ 4,1	1,5 $\pm$ 1,1
Avar	7,5 $\pm$ 6,9	3,5 $\pm$ 2,8	7,1 $\pm$ 5,7	2,4 $\pm$ 2,2	3,2 $\pm$ 1,8	9,3 $\pm$ 8,7
Gyomfajok	4,3 $\pm$ 5,5	0,3 $\pm$ 0,2	0,1 $\pm$ 0,1	9,8 $\pm$ 5,4	3,4 $\pm$ 3,9	0,5 $\pm$ 0,5
<i>Festuca</i> spp.	1,9 $\pm$ 1,5	6,4 $\pm$ 3,4	6,8 $\pm$ 4,0	0,4 $\pm$ 0,6	3,5 $\pm$ 3,5	6,6 $\pm$ 5,0
SZÁNTÓ 2						
Biomassza						
Teljes fűnemű	2,9 $\pm$ 3,2	13,4 $\pm$ 3,5	14,9 $\pm$ 6,0	1,3 $\pm$ 1,4	11,2 $\pm$ 5,8	11,7 $\pm$ 5,5
Teljes dudvanemű	13,7 $\pm$ 9,0	2,3 $\pm$ 3,1	1,3 $\pm$ 1,8	17,5 $\pm$ 8,2	4,2 $\pm$ 4,8	1,6 $\pm$ 1,4
Avar	9,2 $\pm$ 10,3	7,5 $\pm$ 3,6	16,0 $\pm$ 6,3	2,2 $\pm$ 2,4	5,0 $\pm$ 2,4	15,8 $\pm$ 8,6
Gyomfajok	14,1 $\pm$ 8,9	4,9 $\pm$ 4,6	3,9 $\pm$ 2,9	15,1 $\pm$ 9,6	2,6 $\pm$ 2,9	2,3 $\pm$ 3,6
<i>Festuca</i> spp.	0,8 $\pm$ 0,8	4,9 $\pm$ 4,1	8,0 $\pm$ 6,0	0,4 $\pm$ 0,5	6,7 $\pm$ 6,2	9,1 $\pm$ 7,1
SZÁNTÓ 3						
Biomassza						
Teljes fűnemű	5,5 $\pm$ 3,3	16,7 $\pm$ 5,7	15,3 $\pm$ 6,7	4,5 $\pm$ 4,2	13,4 $\pm$ 5,1	19,0 $\pm$ 10,0
Teljes dudvanemű	7,2 $\pm$ 7,3	1,8 $\pm$ 2,8	1,2 $\pm$ 1,3	11,6 $\pm$ 10,7	1,9 $\pm$ 1,8	2,1 $\pm$ 3,0
Avar	12,9 $\pm$ 15,4	5,3 $\pm$ 3,5	12,3 $\pm$ 8,7	5,8 $\pm$ 4,6	4,3 $\pm$ 2,9	8,2 $\pm$ 4,0
Gyomfajok	6,7 $\pm$ 5,3	2,6 $\pm$ 3,7	4,7 $\pm$ 2,5	13,4 $\pm$ 10,6	6,9 $\pm$ 3,9	6,6 $\pm$ 4,2
<i>Festuca</i> spp.	1,5 $\pm$ 1,3	7,5 $\pm$ 5,4	8,1 $\pm$ 7,5	0,7 $\pm$ 0,8	5,3 $\pm$ 4,6	11,6 $\pm$ 10,9

A *Festuca* fajok borítása szignifikánsan magasabb volt a magkeverék és szénaterítés együttes alkalmazásával gyepesített mintanégyzetekben. A vetett *F. pseudovina* hatékonyabban megtelepedett a magkeverék és szénaterítés együttes alkalmazásával gyepesített mintanégyzetekben már a vizsgálat első évében (9. táblázat). Az elsőről a második évre a *F. pseudovina* átlagborítása mintegy 15,2-24,6%-ig növekedett, azonban két szántó esetében a harmadik évre lecsökkent 1,3-2,5%-ra. A *F. rupicola* túlnyomóan a szénaterített mintanégyzetekben fordult elő, de néhány csak *F. pseudovina*-val vetett mintanégyzetben is kimutattuk kis borítással. Azokban a mintanégyzetekben ahol szénaterítés is történt a *F. rupicola* borítása folyamatosan növekedett a harmadik évre elérve a 31,4-37,9%-os átlagborítást.

Biomassza mennyiségi változásai

A gyomok biomasszája a borításhoz hasonlóan csökkent az idő előrehaladtával, de a gyombiomassza csökkenés az egyes gyepesített szántók illetve alkalmazott kezelések függvényében szignifikánsan eltért (10. táblázat). A gyomvisszaszorítás mértéke szignifikánsan nagyobb volt a magkeverék és szénaterítés együttes alkalmazásával gyepesített mintanégyzetekben a vizsgálat első és második évében (11. táblázat). A *Festuca* fajok biomasszája szignifikánsan növekedett minden szántón minden mintanégyzetben. A legnagyobb növekedést minden területen és minden mintanégyzetben az első évről a második évre következett be. Az avar mennyisége csökkent az első évről a második évre a magkeverék és szénaterítés együttes alkalmazásával gyepesített mintanégyzetekben, míg a csak magvetéssel gyepesített mintanégyzetekben ugyanebben az időszakban egy enyhe emelkedést tapasztaltunk. A második évhez képest mintegy kétszer-háromszor nagyobb mennyiségű avart detektáltunk a harmadik évben minden területen és gyepesített kvadrátban (11. táblázat).

Diszkusszió

Gyomvisszaszorítás

Az eredményeink jól mutatják, hogy a kiegészítő szénatakarás felgyorsította az élő gyepvegetáció kialakulását és nagyobb mértékű gyomvisszaszorítást tett lehetővé – különösen a gyepesítés első évében. Ezek

az eredmények jól igazolták az első vizsgálati hipotézisünket. A fokozottabb mértékű gyomvisszaszorítás nemcsak a gyomok borításcsökkenésében, de a fajsza számuk csökkenésében illetve a legtöbb mintavételi helyen a gyombiomassza csökkenésében is kimutatható volt. Ezek az eredmények kísérletesen igazolták Klimkowska et al. (2010) azon feltételezését, hogy a szénatakarás nagyobb mértékű gyomvisszaszorítást tesz lehetővé.

A nagyobb mértékű gyomvisszaszorítás oka az lehet, hogy a szénatakarás (1) csökkentette a talajfelszín fényellátottságát és (2) kiegyenlített páratartalmat és hőmérsékleti viszonyokat teremtve csökkentette a hőingás mértékét. Mindezen hatások csökkentették a fényigényes csírázású szabad talajfelszínt igénylő gyomfajok csírázási és megtelepedési esélyeit (Foster és Gross 1998). A széna ezenfelül (3) fizikai megtelepedési gátat képezett a felszínen hatékonyan akadályozva a gyomok megjelenését (Wedin és Tilman 1993). Más vizsgálatokban kimutatták (4) a széna allelopatikus hatását is, mely szintén szerepet játszhatott a gyomvisszaszorításban (Ruprecht et al. 2010a).

A szénaterítés gyomvisszaszorító hatása indirekt módon összefüggött a magasabb arányú *Festuca* megtelepedéssel is. Ezt alátámasztja egy másik vizsgálatunk is, melyben erős negatív korrelációt mutattunk ki az évelő fűfajok megtelepedési sikere és a gyomborítás között (Deák et al. 2011). A szénaterítés nyomán kialakult vastag mesterséges avarréteg hatékony a gyomvisszaszorításban a gyepesítés során, azonban a későbbiekben a magas avarborítás gátolhatja a célfajok betelepülését is (Ruprecht et al. 2010b). A korábbi mezőgazdasági területeken végzett gyepesítési beavatkozások során az avarfelhalmozódás még fenntartó kezelés mellett is egy jellemző probléma lehet, mely akadályozhatja a mikroélőhely-limitáción keresztül további célfajok megtelepedését (Deák et al. 2011, Kelemen et al. 2014). A jelen vizsgálatban a magvetéssel és kiegészítő szénaterítéssel gyepesített területeken mintegy háromszor-négyszer akkora avar mennyiséget mutattunk ki az első évben mint a magvetéssel gyepesített területeken. Az avar mennyisége a gyepesítés harmadik évben azonban mindkét módszerrel gyepesített területen hasonló volt. Mindez azt mutatja, hogy legalábbis a vizsgált régióban a kombinált módszer esetében sem kell számolni a későbbiekben a módszertől függő avarfelhalmozódással, ami kedvező eredmény gyeprekonstrukció szempontjából is.

***Festuca* fajok megtelepedése**

Az évelő gyepalkotó fűfajok megtelepedését a kiegészítő szénaterítés hatékonyan elősegítette (9. táblázat). Ez az eredmény jól egybevághat Kirmer et al (2011) vizsgálataival, ahol a mi vizsgálatunkhoz hasonlóan mulcsként alkalmaztak magas diverzitású vetéshez kiegészítésként magban szegény szénát. A vizsgálatunkban az évelő fűvek nagyobb borítással és biomasszával telepedtek meg a kombinált módszerrel gyepesített kvadrátokban, mint a csak magvetéssel gyepesítettekben. Ezek az eredmények igazolták a vizsgálatban felállított második hipotézist. Minden gyepesített szántón a magkeverék és szénaterítés együttes alkalmazásával gyepesített mintanégyzetekben a nem vetett *F. rupicola* fokozatos megtelepedését tapasztaltuk.

Vizsgálatunkban a szénaterítés pozitívan hatott a vetett *F. pseudovina* megtelepedésére. A *F. pseudovina* borítása a csak vetéssel gyepesített kvadrátokhoz mérten magas volt már a vizsgálat első évében. Hasonló eredményekre jutottak Kirmer et al. (2011) is egy vetéses kísérletben ahol *F. ovina* és *F. rubra* cv. vetetését követően kiegészítő szénamulcsot terítettek. A tapasztalt jelenség oka az lehet, hogy a száraz termőhelyeken mint amilyen a jelen vizsgálat és a német vizsgálat is zajlott, az eleterített széna a csapadékvíz hatékonyabb visszatartását tette lehetővé, ezáltal kedvezőbb körülményeket teremtett a *Festuca* fajok megtelepedéséhez. Hasonló eredményekről számoltak be Kiehl és Pfadenhauer (2007). Az idézett vizsgálatban azt találták, hogy a széna kiváló menedékhelyeket (safe site) teremtett a célfajok számára egy meszes gyepekre fókuszáló gyeprekonstrukciós projektben. Mi azt találtuk hogy az alkalmazott relatíve alacsony vetőmagnormájú vetés (20 kg/ha) lehetővé tette az évelő fűborítás gyors kialakulását és nem befolyásolta negatívan a széna segítségével bejuttatott fajok megtelepedését (ez különösképp igaz volt a *F. rupicola* megtelepedésére). Ezek az eredmények jó összhangban állnak Donath et al. (2007) vizsgálataival, ahol több mint kétszeres vetőmagnorma mellett (50 kg/ha) sem tapasztaltak megtelepedési limitációt a szénából származó kísérőfajok esetében. Két mélyebben fekvő szántó esetében a harmadik évre a *F. pseudovina* jeletős mértékű csökkenését mutattuk ki a magvetés és szénaterítés együttes alkalmazásával gyepesített mintanégyzetekben. Feltehetően az igen csapadékos 2010-es év tekinthető felelősnek ebben. A nagymennyiségű csapadék megváltoztatta a kompetitív környezetet azáltal, hogy előnybe hozta azokat a szénából

megtelepedett fűfajokat melyek inkább mezofil körülmények között jó kompetítorok (például *Dactylis glomerata*, *Poa angustifolia*). A legmagasabban fekvő és ennek okán legszárazabb szántó esetében ezek a fajok vagy hiányoztak, vagy csak igen alacsony borítással telepedtek meg, így a *F. pseudovina* jelentősen magasabb borítással volt jelen a vizsgálat harmadik évében.

Következtetések

Vizsgálataink világosan igazolták, hogy kombinált alkalmazásuk esetében egyesíthetőek a magvetés és a szénaterítés előnyei. Csupán élő fűmagok vetésével is lehetséges hatékony gyomvisszaszorítás de általában nem az első évben és gyakran csak magas vetőmagnorma alkalmazása mellett (rendszerint magasabb vetőmagnorma mint 30kg/ha). Kiegészítő szénatakarás mellett a hatékony gyomvisszaszorítás alacsony vetőmagnorma mellett is lehetségesnek bizonyult. Az alacsony vetőmagnormájú fűmag vetése biztosította a gyepesítés magas irányíthatóságát míg a szénaterítés hatékony gyomvisszaszorítás mellett további célfajok betelepülését is elősegítette. Eredményeink rámutatnak, hogy megfelelő minőségű fajgazdag széna terítésével a két módszer együttes alkalmazása kiválthatja a jóval költségesebb magas vetőmagnormájú magas diverzitású vetést (Donath et al. 2007, Kiehl et al. 2010). A szénaterítés további indirekt konzervációs hozadéka, hogy szükségessé teszi a gyepesítéshez jó minőségű szénát adó referencia gyepek rendszeres kezelését és fenntartását.

Gyeprekonstrukciós következtetések és kitekintés

Spontán szukcesszió szerepe gyepek helyreállításában

Saját vizsgálataim és az eddigi közép-európai vizsgálatok alapján többnyire az látható, hogy a spontán szukcesszió számos esetben sikeresen alkalmazható vázfajokból álló gyepek helyreállítására. Vizsgálataimmal igazoltam, hogy füvek dominálta gyepvegetáció helyreállítása lehetséges a művelés felhagyását vagy a degradáció megszűntét követő min-
tegy 10-20 év során (Török et al. 2008, 2009, 2011b). A gyepesedés sikerét azonban erőteljesen befolyásolja a terület előtörténete (művelés időtartama, talajtápanyag tartalom), az alkalmazott kezelés (legeltetés illetve kaszálás megléte illetve hiánya) illetve a táji környezet propagulumellátottsága. Ezekkel a megállapításokkal összhangban több vizsgálat is rámutatott arra, hogy a spontán gyepesedés folyamata gyakran akadályozott, vagy lassú is lehet (Matus et al. 2005; Ruprecht 2005, 2006; Stadler et al. 2007; Lencová és Prach 2011). Prach és Hobbs (2008) a produktivitás – stressz grádiens-t vizsgálva megállapította, hogy a spontán szukcesszió a grádiens szélső értékei közelében a legkevésbé megbízható és biztosít gyors gyepesedést (például igen száraz és tápanyagszegény, valamint igen nedves és tápanyagban gazdag élőhelyek esetében), így a referencia gyepvegetációra jellemző összetételű gyepközösség spontán regenerálódásának esélye ezekben az esetekben a legalacsonyabb. Az igen száraz, tápanyagszegény élőhelyek esetében a specialista célfajok spontán megtelepedése és túlélése gyakran igen alacsony mértékű (Prach és Pyšek 2001), ezzel ellentétben a magas tápanyagtartalmú nedves területeken az intenzív gyomosodás akadályozhatja a megtelepedést. Kimutattuk, hogy a spontán gyepesedés folyamatát egyes helyi tényezők, úgymint a vertikális magasság-különbségek igen jelentős mértékben befolyásolják (Tö-

rök et al. 2008, 2009). Míg a kezdeti vegetációfejlődés során inkább a lokális propagulum készlet és a terjedési folyamatok a meghatározóak a vegetáció összetételének alakításában, addig a későbbiekben a lokális faktorkok, mint a mikrodomborzat és az ezzel gyakran összefüggésben változó nedvességviszonyok válnak meghatározóvá (lásd még például Prach et al. 2014a).

Számos célfaj spontán betelepülésére még rendelkezésre álló magforrások mellett is csak korlátozottan számíthatunk. Vizsgálataink alapján láthattuk, hogy többnyire azok a célfajok megetelepődése bizonyult sikeresnek, melyek a szukcesszió kezdeti időszakában meg tudtak telepődni. A szukcesszió középszakaszában, rendszerint a vegetációfejlődés 3–10. évében, klonálisan jól terjedő évelő fűfajok megetelepődését és dominanciájának kialakulását követően a kísérőfajok betelepőlése igen korlátozottá válhat (Albert et al. 2014, Bartha et al. 2014). A kísérőfajok fokozottabb betelepőlése vagy a kezdeti szakaszban, vagy a középszakaszt követően, akkor számíthatunk ha a talajban a mezőgazdasági művelés miatt visszamaradt többlettápanyag tartalom kimerül (Török et al. 2008, 2009). Ez utóbbi folyamat azonban rendszerint igen lassú, de némileg gyorsítható megfelelő típusú és intenzitású kezelés alkalmazásával (rendszeres biomassa eltávolítás kaszálással; Marrs 1993, Marrs et al. 1998, Török et al. 2011a).

A spontán szukcessziós folyamatok sikeréhez a lokális tápanyagellátottság befolyásolásán túlmenően jelentős mértékben hozzájárulhat a terület kezelése: legeltetése és/vagy rendszeres kaszálása. A legeltetés különösen hatékony lehet abban az esetben, ha a legeltetési rend úgy kerül megtervezésre, hogy a nap elején a legelő állatállományt a természetközeli állapotú gyepekről hajtják át a gyepesedő területekre (Deák et al. 2008). Ennek megfelelően nagy fontossággal bír a kolonizációban fontos szerepet betöltő, a tájban elszórtan elhelyezkedő természetes állapotú gypfoltok megőrzése, melyek területe egyes tájegységeken belül szinte kizárólag a szántók mellett található mezsgyékre korlátozódik (házánkban például a Körös-Maros vidékén, lásd például Csathó 2009). Kiemelhető továbbá, hogy mivel a felhagyások túlnyomóan a rossz minőségű termőföldeket és egyéb mezőgazdasági területeket érintették, így a legjobb minőségű talajokon (például a zonális mezősegi talajokon) zajló spontán gyepesedési folyamatokról igen kevés információval rendelkezünk.

A spontán szukcessziós folyamatok táji szintű értékelésére eddigiekben csak kevés kísérlet történt. Ennek oka főként a nagy területre kiterjedő és nagy ismétlésszámmal dolgozó vizsgálatok hiánya (de lásd például Bartha et al. 2014, Jírová 2012, vagy Prach et al. 2014a). Az ilyen jellegű vizsgálatok és elemzések, valamint az elemzések elvégzéséhez szükséges országos és regionális adatbázisok kiépítése gyakorlati és tudományos szempontból is fontos feladat. Az eddigi vizsgálatok rámutatnak arra, hogy tájszinten zajló regenerációt igen erősen befolyásolják a táji léptékben zajló propagulumterjesztési folyamatok illetve a légköri nitrogéndepozíció is (Kardol et al. 2008, Bakker 2014, Redhead et al. 2014). Mindezek alapján jól látható, hogy a gyepesedési folyamatot a táji léptékű folyamatok és helyi tényezők együttes hatása alakítja, ezért a spontán gyepesedés sikeressége és alkalmazási feltételeinek megítélése minden egyes gyepesítési beavatkozás esetében egyedi elbírálás alá esik. Az eddigi eredmények és saját vizsgálataink is rámutatnak arra, hogy gyors és sikeres spontán gyepesedési folyamatokra elsősorban azokon a többnyire kis kiterjedésű parlagokon támaszkodhatunk, ahol (1) a mezőgazdasági művelés csak rövid ideig tartott, (2) a gyepregenerációt biztosító propagulum-források a közelben jelen vannak, (3) az invazív fajok megtelepedésének lehetősége elhanyagolható, illetve (4) a gyomfajok közül többnyire a gyorsan és hatékonyan visszaszoruló rövidéletű fajok megtelepedésére számíthatunk.

Technikai gyeprekonstrukció gyeppek helyreállításában

Abban esetben ha a célfajok betelepülése lassú vagy erősen korlátozott a gyepesíteni kívánt területre – többnyire megfelelő propagulumforrások hiányában – a célfajok megtelepedéséhez célzott betelepítés illetve propagulumbevitel szükséges. Technikai gyeprekonstrukció során – áthidalva a többnyire a gyepfragmentálódás következményeként kialakult propagulumlimitációt – célzottan többnyire alacsony vagy magas diverzitású magkeverékek formájában juttatjuk be a célfajokat a gyepesíteni kívánt területre (Török et al. 2011a). Az alacsony diverzitású keverékek használatát akkor javasolják a restaurációs gyakorlatban, ha (1) viszonylag nagy területen kell gyepesíteni (legalább több tíz, de akár több száz hektáron), (2) nagyon rövid idő áll rendelkezésre a gyepesítés végrehajtására (gyomosodás veszélye, erózióveszély), (3) az elsődleges cél nem egy fajgazdag gyepközösség helyreállítása, hanem tájsebek eltüntetése

illetve egy gyepmátrix létrehozása annak érdekében, hogy az egymástól gyakran távoleső gyepfoltokat összekapcsoljuk, illetve pufferezónát létesítsünk körülöttük a további degradálódás megállítása érdekében (Walker et al. 2004).

A vizsgálataink során kimutattuk, hogy az alkalmazott két- illetve háromfajos alacsony diverzitású magkeverékekkel zajló gyepesítés igen hatékony és gyors módszer vázfajokból álló gyepek létesítésére és a vetett keverékek hatékonynak bizonyultak különösen a rövidéletű gyomfajok visszaszorításában (Deák et al. 2011, Török et al. 2010). Eredményeink azonban arra is rámutattak, hogy a gyomvisszaszorítás mértéke és sikeressége erőteljesen függött az alkalmazott magkeverék összetételétől illetve a gyepesíteni kívánt terület előtörténetétől (Török et al. 2012a).

A vetett fajok mellett számos további célfaj spontán betelepülését is tapasztaltuk, azonban jelentős különbséget tapasztaltunk a lösz- illetve a szikes gyepekre jellemző fajok betelepülési sikerében. Míg a közönsége-sebb, szikes gyepekre jellemző fajok a táji környezetben jellemző szikes gyepekből viszonylag gyorsan betelepedtek, addig a löszgyepek többnyire kétszikű kísérőfajai csak elvétve telepedtek be (Török et al. publikálatlan adatok, Török et al. 2010). Ennek fő oka többnyire a két gyeptípus jó természetességű állományainak eltérő mértékű kiterjedésében és fragmentáltságában keresendő. A táji környezetben kiterjedt szikes gyepek maradtak fenn és a szikes fajok jelentős része a gyepesített területekkel határos nedves réteken és mocsárszegélyekben is előfordult (Deák et al. 2014), míg jó állapotú löszgyepeknek csupán kis kiterjedésű maradványai maradtak meg a régióban (Török et al. 2011b). Ezt a magyarázatot támasztja alá Lencová és Prach (2011) vizsgálata is, melyben a gyepesedési folyamat sikerességért elsődleges tényezőnek a táj propagulum-szolgáltató képességét találták. A vizsgálat azt mutatta ki, hogy bár magkeverékek vetése az első néhány évben fokozottabb gyepesedési sebességet eredményez, a gyepesedés sikere hasonlóvá válik mintegy 20 évet követően függetlenül az alkalmazott gyepesítési technikától (kommersz kereskedelmi forgalomban kapható keverékek vetése és spontán szukcesszió, Lencová és Prach 2011). Ezzel szemben a regionális fajgazdag magkeverékek vetése – bár jóval magasabb költségek mellett – a Fehér-Kárpátokban fajgazdagabb gyepek létesítését tette lehetővé, mint a spontán szukcesszió vagy a kommersz magkeverékek vetése (Mitchley et al. 2012, Prach et al. 2014b). Azonban magas diverzitású keverékek összeállítása és vetése nagyobb területen az általunk vizsgált régióban - de

Közép-Európában túlnyomó részén nem megoldható (de lásd például Jongepierová et al. 2007, Prach et al. 2014b). Kereskedelmi forgalomban a régióból származó lősz- és szikes gyepi fajok magjai nem kaphatóak. Regionális fűmagkeverékek betakarítása és összeállítása ezzel szemben viszonylag egyszerű, mivel a régióban a betakarítás, kezelés és tárolás módszertana kidolgozott és a Hortobágyi Nemzeti Parkban rendszeresen végzett tevékenység (Deák és Kapocsi 2010). A többnyire kétszikű szinezőelemek esetében javasolható a meglévő gyepekből történő magbetakarítás vagy magtermelő állományok létesítése (Kiehl et al. 2014). Eredményeink alapján javasolható vagy a szénaterítés és az alacsony diverzitású magvetés, vagy magas- és alacsony diverzitású magvetés kombinálása (Török et al. 2012ab). Ennek során az alacsony diverzitású keveréket a teljes gyepesítési területen egy gyepmátrix létrehozására használjuk viszonylag alacsony vetőmagnormával (max. 10 kg/ha) és ezen belül kisebb foltokban vagy szénaterítést, vagy magas diverzitású keverék (magas vetőmagnorma kis területen a biztos megtelepedés érdekében) vetését alkalmazzuk. Ezekkel a módszerekkel kolonizációs gócpontokat hozhatunk létre a gyepesítési területen, ahonnan mint magforrásokból a vetett kísérőfajok spontán módon betelepülhetnek a teljes területre (Török et al. 2011a). Azonban nagyon fontos a mátrixfaj megválasztása, hiszen ha egy jól terjedő klonális fajt választunk, akkor az nagy borításban megtelepedhet a szénaterítéssel illetve magas diverzitású keverékekkel vetett foltokban és kompetitíven kizárhatja a vetett kísérőfajokat (Pakeman et al. 2002, Mitchley et al. 2012).

Összességében elmondhatjuk, hogy mind a spontán szukcesszió mind a technikai módszerekkel zajló gyeprekonstrukció hatékony lehet gyepek helyreállításában, de egyik sem javasolható kizárólagos módszerként gyepek helyreállításában. Véleményem szerint azokban az esetekben ahol a spontán szukcesszió megfelelően gyors gyepesedést tesz lehetővé, ott azt előnyben kell részesíteni a költségesebb technikai megoldásokkal szemben.

Köszönetnyilvánítás

Mindenekelőtt, köszönetemet szeretném kifejezni Prof. Tóthmérész Béla tanszékvezető egyetemi tanárnak, korábbi témavezetőmnek és jelenlegi főnökömnek, aki hallgató koromtól kezdve végig támogatott és segített, és akinek mind szakmailag, mind emberileg nagyon sokat köszönhetek. Köszönöm Dr. Matus Gábor egyetemi docensnek, hogy témavezetőmként felkeltette érdeklődésemet a gyepi növényközösségek vizsgálata iránt, és segített a kutatómunkám során.

Köszönöm az értekezés alapjául szolgáló cikkek további társszerzőinek: Albert Ágnes-Júlia, Dr. Csecserits Anikó, Dr. Deák Balázs, Dr. Jürgen Dengler, Dr. Monika Janišová, Dr. Kelemen András, Dr. Lengyel Szabolcs, Dr. Lukács Balázs András, Dr. Miglécz Tamás, Ölvedi Tamás Botond, Dr. Papp Mária, Dr. Rédei Tamás, Tóth Katalin, Dr. Valkó Orsolya, Vida Enikő, Dr. Camilla Wellstein kutatóknak a vizsgálatok és a publikálás egyes fázisaiban kifejtett áldozatos munkáját.

Köszönöm, a teljesség igénye nélkül, Ádám Zsuzsanna, Arany Ildikó, Ari Pálma, Bálint Piroska, Balogh Adrien, Barabás Éva, Czigán Orsolya, Czimmerer Zsolt, Dr. Déri Eszter, Dr. Elek Zoltán, Gál Lajos, György Csaba, Dr. Jan Christian Habel, Kapocsi István, Kelbert Bernadett, Kis Róbert, Koncz Csabáné (Mucika), Dr. Kamilla Lencová, Lisovszky Edit, Lontay László, Kiss Orsolya, Dr. Koncz Gábor, Korompai Tamás, Prof. Magura Tibor, Mikecz Emese, Dr. Molnár V. Attila, Dr. Novák Tibor, Dr. Papp László, Prof. Penksza Károly, Prof. Karel Prach, Prommer Mátyás, Radócz Szilvia, Dr. Klára Řehouňková, Sándor István, Dr. Simon Edina, Sonkoly Judit, Dr. Sramkó Gábor, Szabó Gyula, Szaszák Tímea, Szabó Mária, Dr. Szilágyi Ákos, Tasnády Szabolcs, Tatár Bernadett, Tóth Edina, Dr. Varga Katalin, Dr. Michal Wiezik, Zsolyomi Tamás és sokan mások kutatásban és publikálásban nyújtott segítségét.

Köszönettel tartozom a DE TTK Ökológiai és Növényteni Tanszékek vezetésének, hogy munkámban a tanszéki eszközök rendelkezésre bocsátásával segítséget nyújtottak, továbbá köszönet illeti a DE TTK Meteorológiai Tanszék Könyvtárának munkatársait, hogy az éghajlati adatok összeállításában segítséget nyújtottak. A DE Botanikus Kertjének dolgozói a csíráztatási munkák során nyújtottak segítséget, köszönet érte.

Köszönöm az értekezés készítése és az adatlap-kitöltések során a Pivovar Lobkowicz, a Pivovar Protivín, a Pivovar Černa Hora, a Pivovar Jihlava, a Pivovar Uherský Brod és a Klub malých pivovarů által kínált termékek támogatását. Köszönöm Kalapács Józsefnek, hogy zenéjével, kritikai hangvétellő de egyben biztató tartalmú dalszövegeivel segítette az értekezés elkészítését.

Az értekezésben közölt kutatások nem jöhettek volna létre az OTKA (T/1542848, T/1967748, NNF 78887, 85562) és a LIFE Nature Program (LIFE04NAT/HU/000119) támogatása nélkül, köszönet érte. Az értekezés megírása során a szerzőt az OTKA PD 100192 Posztdoktori pályázat és az MTA Bolyai János Kutatási ösztöndíja és a CAMPUS Hungary Program támogatta. Köszönöm a TÁMOP-4.2.1./B-09/1/KONV-2010-0007, a TÁMOP-4.2.2/B-10/1-2010-0024, TÁMOP-4.2.2.C-11/1/KONV-2012-0010 és a TÁMOP-4.2.4.A/2-11-1-2012-0001 „Nemzeti Kiválóság Program” Magyar Zoltán Posztdoktori Ösztöndíj támogatását. A szöveg szedése $\LaTeX$ / MiKTeX (verziószám: 2.9.5101) környezetben történt.

Végezetül, de nem utolsó sorban szeretnék köszönetet mondani Kedvesemnek és családomnak, a nyugodt, szerető háttér biztosításáért és türelemért, amivel irányomban a túlórák tekintetében viseltettek.

Irodalom

- Abrams M. D., Sprugel D. G., Dickmann D. I. (1985): Multiple successional pathways on recently disturbed jack pine sites in Michigan. *Ecology and Management* **10**: 31–48.
- Albert Á.-J., Kelemen A., Valkó O., Miglécz T., Csecserits A., Rédei T., Deák B., Tóthmérész B., Török P. (2014): Secondary succession in sandy old fields: a promising example of spontaneous grassland recovery. *Applied Vegetation Science* **17**: 214–224.
- Albrecht H. (2005): Development of arable weed seedbanks during the 6 years after the change from conventional to organic farming. *Weed Research* **45**: 339–350.
- Anderson K. J. (2007): Temporal patterns in rates of community change during succession. *American Naturalist* **169**: 780–793.
- Bakker J. D. (2008): Increasing the utility of indicator species analysis. *Journal of Applied Ecology* **45**: 1829–1835.
- Bakker J. P., Olff H., Willems J. H., Zobel M. (1996): Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics? *Journal of Vegetation Science* **7**: 147–156.
- Bakker J. P. (2014): Regeneration in chalk grassland during 150 years in a military area. *Applied Vegetation Science* **17**: 611–612.
- Barczy A., Tóth M. T., Csanádi A., Sümegi P., Czinkota I. (2006): Reconstruction of the paleo-environment and soil evolution of the Csipőhalom kurgan, Hungary. *Quaternary International* **156-157**: 49–59.
- Bartha S. (2001): Spatial relationships between plant litter, gopher disturbance and vegetation at different stages of old-field succession. *Applied Vegetation Science* **4**: 53–62.
- Bartha S., Meiners S. J., Pickett S. T. A., Cadenasso M. L. (2003): Plant colonization windows in a mesic old field succession. *Applied Vegetation Science* **6**: 205–212.

- Bartha S., Szentes Sz., Horváth A., Házi J., Zimmermann Z., Molnár Cs., Dancza I., Margóczy K., Pál R. W., Purger D., Schmidt D., Óvári M., Komoly C., Sutyinszki Zs., Szabó G., Csathó A. I., Juhász M., Penksza K., Molnár Zs. (2014): Impact of mid-successional dominant species on the diversity and progress of succession in regenerating temperate grasslands. *Applied Vegetation Science* **17**: 201–213.
- Bazzaz F. A. (1975): Plant species diversity in old-field successional ecosystems in Southern Illinois. *Ecology* **56**: 485–488.
- Bazzaz F. A. (1979): The physiological ecology of plant succession. *Annual Review of Ecology and Systematics* **10**: 351–371.
- Bekker R. M., Bakker J. P., Grandin U., Kalamees R., Milberg P., Poschlod P., Thompson K., Willems J. H. (1998): Seed Size, Shape and Vertical Distribution in the Soil: Indicators of Seed Longevity. *Functional Ecology* **12**: 834–842.
- Bischoff A., Auge H., Mahn E.-G. (2005): Seasonal changes in the relationship between plant species richness and community phytomass in early succession. *Basic and Applied Ecology* **6**: 385–394.
- 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.
- Bissels S., Donath T. W., Hölzel N., Otte A. (2006): Effects of different mowing regimes on seedling recruitment in alluvial grasslands. *Basic and Applied Ecology* **7**: 433–442.
- Blumenthal D. M., Jordan N. R., Svenson E. L. (2003): Weed control as a rationale for restoration: The example of tallgrass prairie. *Conservation Ecology* **7**: 6, www.consecol.org/vol7/iss1/art6.
- Blumenthal D. M., Jordan N. R., Svenson E. L. (2005): Effects of prairie restoration on weed invasions. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **107**: 221–230.
- Bonn S., Poschlod P. (1998): *Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas*. Quelle & Meyer Verlag, Wiessbaden.
- 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.
- Borhidi A. (2003): *Magyarország Növénytakarásai*. Akadémiai Kiadó, Budapest.

- Bornkamm R. (1981): Rates of change in vegetation during secondary succession. *Vegetatio* **47**: 213–220.
- Bosshard A. (1999): *Renaturierung artenreicher Wiesen auf nährstoffreichen Böden*. Cramer Verlag, Berlin.
- Botta-Dukát Z. (2008): Invasion of alien species to Hungarian (semi-)natural habitats. *Acta Botanica Hungarica* **50**(Suppl.): 219–227.
- ter Braak C. J. F., Šmilauer P. (2002): *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination* (version 4.5). Ithaca NY, USA: Microcomputer Power.
- Bradshaw A. D. (1983): The Reconstruction of Ecosystems: Presidential Address to the British Ecological Society. *Journal of Applied Ecology* **20**: 1–17.
- de Bruijn S. L., Bork E. W. (2006): Biological control of Canada thistle in temperate pastures using high density rotational cattle grazing. *Biological Control* **36**: 305–315.
- Cavers P. B., Benoit D. L. (1989): Seed banks in arable land. In A. M. Leck, T. V. Parker, R.L. Simpson (szerk.): *Ecology of soil seed banks*. Academic Press, San Diego, pp. 309–329.
- Christensen N. L., Peet R. K. (1984): Convergence during secondary forest succession. *Journal of Ecology* **72**: 25–36.
- 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.
- Coomes D. A., Grubb P. J. (2003): Colonization, tolerance, competition and seed-size variation within functional groups. *Trends in Ecology and Evolution* **18**: 283–291.
- Cousins S. A. O., Lindborg R. (2008): Remnant grassland habitats as source communities for plant diversification in agricultural landscapes. *Biological Conservation* **141**: 233–240.
- Cramer V. A., Hobbs R. J. (szerk.) (2007): *Old fields: dynamics and restoration of abandoned farmland*. Island Press, San Diego.
- Cramer V. A., Hobbs R. J., Standish R. J. (2008): What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. *Trends in Ecology and Evolution* **23**: 104–112.

- 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**: 263–268.
- Critchley C. N. R., Fowbert J. A., Sherwood A. J., Pywell R. F. (2006): Vegetation development of sown grass margins in arable fields under a countrywide agri-environment scheme. *Biological Conservation* **132**: 1–11.
- Csathó A. I. (2009): A mezsgyék természetvédelmi jelentősége és védelmük időszerűsége. *Természetvédelmi Közlemények* **15**: 171–181.
- 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.
- Csecserits A., Czúcz B., Halassy M., Kröel-Dulay G., Rédei T., Szabó R., Szitár K., Török K. (2011): Regeneration of sandy old-fields in the forest steppe region of Hungary. *Plant Biosystems* **145**: 715–729.
- Csontos P., Bózsing E., Cseresnyés I., Penksza K. (2009): Reproductive potential of the alien species *Asclepias syriaca* (Asclepiadaceae) in the rural landscape. *Polish Journal of Ecology* **57**: 383–388.
- Davis A. S., Cardina J., Forcella F., Johnson G. A., Kegode G., Lindquist J. L., Luschei E. C., Renner K. A., Sprague C. L., Williams M. M. (2005): Environmental factors affecting seed persistence of annual weeds across the US corn belt. *Weed Science* **53**: 860–868.
- Deák B., Török P., Kapocsi I., Lontay L., Vida E., Valkó O., Lengyel Sz., Tóthmérész B. (2008): Szik- és löszgyep-rekonstrukció vázfajokból álló magkeverék vetésével a Hortobágyi Nemzeti Park területén (Egyek-Pusztakócs). *Tájökológiai Lapok* **6**: 323–332.
- Deák B., Kapocsi I. (2010): Természetvédelmi célú gyepesítés a gyakorlatban: mennyibe kerül egy hektár gyepteremtés? *Tájökológiai Lapok* **8**: 395–409.
- Deák B., Valkó O., Kelemen A., Török P., Miglécz T., Ölvedi T., Lengyel Sz., Tóthmérész B. (2011): Litter and graminoid biomass accumulation suppresses weedy forbs in grassland restoration. *Plant Biosystems* **145**: 730–737.

- Deák B., Valkó O., Török P., Tóthmérész B. (2014): Solonetz meadow vegetation (*Beckmannia eruciformis*) in East-Hungary – an alliance driven by moisture and salinity *Tuexenia* **34**: 187–203.
- Dengler J., Janišová M., Török P., Wellstein C. (2014): Biodiversity of Palearctic grasslands: a synthesis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **182**: 1–14.
- Diacon-Bolli J., Dalang T., Holderegger R., Bürgi M. (2012): Heterogeneity fosters biodiversity: linking history and ecology of dry calcareous grasslands. *Basic and Applied Ecology* **13**: 641–653.
- Diemer M., Oetiker K., Billeter R. (2001): Abandonment alters community composition and canopy structure of Swiss calcareous fens. *Applied Vegetation Science* **4**: 237–246.
- 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.
- Donath T. W., Hölzel N., Otte A. (2006): Influence of competition by sown grass, disturbance and litter on recruitment of rare flood-meadow species. *Biological Conservation* **130**: 315–323.
- Donath T. W., Bissels S., Hölzel N., Otte A. (2007): Large scale application of diaspore transfer with plant material in restoration practice – Impact of seed and microsite limitation. *Biological Conservation* **138**: 224–234.
- Dufrêne M., Legendre P. (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* **67**: 345–366.
- Edwards A. R., Mortimer S. R., Lawson C. S., Westbury D. B., Harris S. J., Woodcock B. A., Brown V. K. (2007): Hay strewing, brush harvesting of seed and soil disturbance as tools for the enhancement of botanical diversity in grasslands. *Biological Conservation* **134**: 372–382.
- Egler F. E. (1954): Vegetation science concepts 1. Initial floristic conception, a factor in old-field vegetation development. *Vegetatio* **4**: 412–417.
- Ells J. E., McSay A. E. (1991): Allelopathic effects of alfalfa plant residues on emergence and growth of cucumber seedlings. *HortScience* **26**: 368–370.
- Enyedi M. Z., Ruprecht E., Deák M. (2007): Long-term effects of the abandonment of grazing on steppe-like grasslands. *Applied Vegetation Science* **11**: 55–62.

- Fekete G. (1992): The holistic view of succession reconsidered. *Coenoses* **7**: 21–29.
- Fenesi A., Botta-Dukát Z. (2010): Do short-lived and long-lived alien plant species differ regarding the traits associated with their success in the introduced range? *Biological Invasions* **12**: 611–623.
- Feng D., Hong-Bo S., Lun S., Zong-Suo L., Ming-Ana S. (2007a): 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.
- Feng D., Zongsuo L., Xuexuan X., Lun S., Xingchang Z. (2007b): Community biomass of abandoned farmland and its effects on soil nutrition in the Loess hilly region of Northern Shaanxi, China. *Acta Ecologica Sinica* **27**: 1673–1683.
- Fischer S. F., Poschlod P., Beinlich B. (1996): Experimental studies on the dispersal of plants and animals on sheep in calcareous grasslands. *Journal of Applied Ecology* **33**: 1206–1222.
- Foster B. L., Tilman D. (2000): Dynamic and static views of succession: testing the descriptive power of the chronosequence approach. *Plant Ecology* **146**: 1–10.
- Foster B. L., Gross K. L. (1998): Species richness in a successional grassland: Effects of nitrogen enrichment and plant litter. *Ecology* **79**: 2593–2602.
- Foster B. L., Murphy C. A., Keller K. R., Aschenbach T. A., Questad E. J., Kindscher K. (2007): Restoration of prairie community structure and ecosystem function in an abandoned hayfield: a sowing experiment. *Restoration Ecology* **15**: 652–661.
- Fowler N. L. (1988): What is a safe site? Neighbour, litter, germination date, and patch effects. *Ecology* **69**: 947–961.
- Geißelbrecht-Taferner L., Geißelbrecht J., Mucina L. (1997): Fine-scale spatial population patterns and mobility of winter-annual herbs in a dry grassland. *Journal of Vegetation Science* **8**: 209–216.
- Grime J. P. (1979): *Plant strategies and vegetation processes*. J. Wiley & Sons, Chichester.
- Grime J. P. (2001): *Plant strategies, vegetation processes and ecosystem properties*. John Wiley & Sons, Chichester, UK.
- Grime J. P., Mackey J. M. L. (2002): The role of plasticity in resource capture by plants. *Evolutionary Ecology* **16**: 299–307.

- Gross K. L. (1980): Colonization by *Verbascum thapsus* (mullein) of an old-field in Michigan: experiments on the effects of vegetation. *Journal of Ecology* **68**: 919–927.
- Gross K. L. (1984): Effects of seed size and growth form on seedling establishment of six monocarpic perennial plants. *Journal of Ecology* **72**: 369–387.
- Güsewell S., Edwards P. (1999): Shading by *Phragmites australis*: a threat for species-rich fen meadows? *Applied Vegetation Science* **2**: 61–70.
- Halassy M. (2001): Possible role of seed bank in the restoration of open sand grassland in old fields. *Community Ecology* **2**: 101–108.
- Hansson M., Fogelfors H. (1998): Management of permanent set-aside on arable land in Sweden. *Journal of Applied Ecology* **35**: 758–771.
- Harper J. (1977): *Population biology of plants*. Academic Press, London.
- Házi J., Bartha S., Szentes, Sz. Wichmann B., Penksza K. (2011): Seminal grassland management by mowing of *Calamagrostis epigejos* in Hungary. *Plant Biosystems* **145**: 699–707.
- Hedberg P., Kotowski V. (2010): New nature by sowing? The current state of species introduction in grassland restoration, and the road ahead. *Journal for Nature Conservation* **18**: 304–308.
- 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.
- Hellström K., Huhta A.-P., Rautio P., Tuomi J. (2009): Seed introduction and gap creation facilitate restoration of meadow species richness. *Journal for Nature Conservation* **17**: 236–244.
- Helm A., Hanski I., Pärtel M. (2006): Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. *Ecology Letters* **9**: 72–77.
- Hodačová D., Prach K. (2003): Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation vs. spontaneous re-vegetation. *Restoration Ecology* **11**: 385–391.
- Hölzel N., Haub C., Ingelfinger M. P., Otte A., Pilipenko V. N. (2002): The return of the steppe: large-scale restoration of degraded land in southern Russia during the post-Soviet era. *Journal for Nature Conservation* **10**: 75–85.
- Hölzel N. (2005): Seedling recruitment in flood-meadow species: the effects of gaps, litter and vegetation matrix. *Applied Vegetation Science* **8**: 115–124.

-
- 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.
- Horn H. S. (1974): The ecology of secondary succession. *Annual Review of Ecology and Systematics* **5**: 25–37.
- Horrocks R. D., Valentine J. F. (1999): *Harvested forages*. Academic Press, San Diego, California, USA.
- Huhta A.-P., Rautio P., Tuomi J., Laine K. (2001): Restorative mowing on an abandoned semi-natural meadow: short-term and predicted long-term effects. *Journal of Vegetation Science* **12**: 677–686.
- Huston M. S. (1978): The general hypothesis of species diversity. *American Naturalist* **113**: 81–101.
- Hutchings M. J., Booth K. D. (1996): Studies on the feasibility of recreating 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.
- Inouye R. S., Huntly N. J., Tilman D., Tester J. R., Stillwell M., Zinnel K. C. (1987): Old-field succession on a Minnesota sand plain. *Ecology* **68**: 12–26.
- Inouye R. S., Tilman D. (1988): Convergence and divergence of old-field plant communities along experimental nitrogen gradients. *Ecology* **69**: 995–1004.
- Jensen K., Gutekunst K. (2003): Effects of litter on establishment of grassland plant species: the role of successional status. *Basic and Applied Ecology* **4**: 579–587.
- Jentsch A., Beyschlag W. (2003): Vegetation ecology of dry acidic grasslands in the lowland area of central Europe (sic!). *Flora* **198**: 3–25.
- Jírová A., Klauisová A., Prach K. (2012): Spontaneous restoration of target vegetation in old-fields in a central European landscape: a repeated analysis after three decades. *Applied Vegetation Science* **15**: 245–252.
- Johnson E. A., Miyanishi K. (2008): Testing the assumptions of chronosequences in succession. *Ecology Letters* **11**: 419–431.
- Jongepierová I., Jongepier J. W., Klimes L. (2004): Restoring grassland on arable land: on example of a fast spontaneous succession without weed dominated stages. *Preslia* **76**: 361–369.

- 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.
- Kahmen S., Poschlod P. (2004): Plant functional trait responses to grassland succession over 25 years. *Journal of Vegetation Science* **15**: 21–32.
- Kamp J., Urazaliev R., Donald P. F., Hölzel N. (2011): Post-Soviet agricultural change predicts future declines after recent recovery in Eurasian steppe bird populations. *Biological Conservation* **144**: 2607–2614.
- Kardol P., Van der Wal A., Bezemer T. M., de Boer W., Duyts H., Holtkamp R., van der Putten W. H. (2008): Restoration of species-rich grasslands on ex-arable land: Seed addition outweighs soil fertility reduction. *Biological Conservation* **141**: 2208–2217.
- K.S.H. (Központi Statisztikai Hivatal) (2008): Economic Accounts for Agriculture in Hungary, 2008. *Statistical reflections* **26**: [online] <http://portal.ksh.hu/portal/>
- K.S.H. (Központi Statisztikai Hivatal) (2013a): 4.1.4. Földhasználat művelési ágak és gazdaságcsoportok szerint. http://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat_eves/i_omf001a.html
- K.S.H. (Központi Statisztikai Hivatal) (2013b): 4.1.22. Állatállomány. http://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat_eves/i_oma003.html
- Keever C. (1979): Mechanisms of plant succession on old-fields of Lancaster County, Pennsylvania. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* **106**: 299–308.
- Kelemen A., Török P., Valkó O., Deák B., Miglécz T., Tóth K., Ölvédi T., Tóthmérész B. (2014): Sustaining recovered grasslands is not likely without proper management: vegetation changes and large-scale evidences after cessation of mowing. *Biodiversity & Conservation* **23**: 741–751.
- Kiehl K., Pfadenhauer J. (2007): Establishment and persistence of target species in newly created calcareous grasslands on former arable fields. *Plant Ecology* **189**: 31–48.
- Kiehl K., Kirmer A., Donath T. W., Rasran L., Hölzel N. (2010): Species introduction in restoration projects - Evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and North-western Europe. *Basic and Applied Ecology* **11**: 285–299.
- Kiehl K., Kirmer A., Shaw N., Tischew S. (eds.) (2014): *Guidelines for native seed production and grassland restoration*. Cambridge Scholars Publishing, Newcastle upon Tyne.

-
- Kirmer A., Mahn E. G. (2001): Spontaneous and initiated succession on unvegetated slopes in the abandoned lignite-mining area of Goitsche, Germany. *Applied Vegetation Science* **4**: 19–27.
- Kirmer A., Tischew S., Ozinga W. A., von Lampe M., Baasch A., Groenendaal J. M. (2008): Importance of regional species pools and functional traits in colonisation processes: predicting re-colonization after large-scale destruction of ecosystems. *Journal of Applied Ecology* **45**: 1523–1530.
- Kirmer A., Baasch A., Tischew S. (2011): Sowing of low and high diversity seed mixtures in ecological restoration of surface mined-land. *Applied Vegetation Science* **15**: 198–207.
- Klimešová J., de Bello F. (2009): CLO-PLA: the database of clonal and bud bank traits of Central European flora. *Journal of Vegetation Science* **20**: 511–516.
- Klimkowska A., Kotowski W., van Diggelen R., Grootjans A. P., Dzierża P., Brzezińska K. (2010): Vegetation re-development after fen meadow restoration by topsoil removal and hay transfer. *Restoration Ecology* **18**: 924–933.
- Korneck D., Schnittler M., Klingenstein F., Ludwig G., Takla M., Bohn U., May R. (1998): Warum verarmt unsere Flora? – Auswertung der Roten Liste der Farn und Blütenpflanzen Deutschlands. *Schriftenreihe Vegetationskunde* **29**: 299–444.
- Korotchenko I., Peregrym M. (2012): Ukrainian steppes in the past at present and in the future. In: Werger M. J. A., van Staalduinen M. A. (szerk.): *Eurasian Steppes. Ecological Problems and Livelihoods in a Changing World*. Springer, Dordrecht, pp. 173–196.
- Krautzer B., Wittman H. (2006): Restoration of alpine ecosystems. In: van Andel J., Aronson J. (szerk.) *Restoration ecology: the new frontier*. Blackwell, Malden, pp 208–223.
- Latzel V., Klimešová J., Doležal J., Pyšek P., Tackenberg O., Prach K. (2011): The association of dispersal and persistence traits of plants with different stages of succession in Central European man-made habitats. *Folia Geobotanica* **46**: 289–302.
- 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 Science, Amsterdam, The Netherlands.
- Lencová K., Prach K. (2011): Restoration of hay meadows on ex-arable land: commercial seed mixtures vs. spontaneous succession. *Grass and Forage Science* **66**: 265–271.
- Leng X., Musters C. J. M., de Snoo G. R. (2009): Restoration of plant diversity on ditch banks: seed and site limitation in response to agri-environment schemes. *Biological Conservation* **142**: 1340–1349.
- Lengyel Sz., Gove A. D., Latimer A. M., Majer J. D., Dunn R. R. (2010): Convergent evolution of seed dispersal by ants, and phylogeny and biogeography in flowering plants: a global survey. *Perspectives in Plant Ecology and Evolution* **12**: 43–55.
- Lepš J. (1987): Vegetation dynamics in early old-field succession: a quantitative approach. *Vegetatio* **72**: 95–102.
- Lepš J., Šmilauer P. (2003): Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. - Cambridge University Press, Cambridge.
- Lepš J., Dolezal J., Bezemer T. M., Brown V. K., Hedlund K., Igual Arroyo M., Jörgensen H. B., Lawson C. S., Mortimer S. R., Peix Geldart A., Rodríguez Barrueco C., Santa Regina 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. (2008): Weed inhibition by sowing legume species in early succession of abandoned fields on Loess Plateau, China. *Acta Oecologica* **33**: 10–14.
- Lindborg R., Helm A., Bommarco R., Heikkinen R. K., Kühn I., Pykälä J., Pärtel M. (2011): Effect of habitat area and isolation on plant trait distribution in European forests and grasslands. *Ecography* **34**: 1–8.
- Luken J. O. (1990): *Directing ecological succession*. Chapman & Hall, London.
- Lutman P. J. W., Cussans G. W., Wright K. J., Wilson B. J., Wright Mc N. G., Lawson H. M. (2001): The persistence of seeds of 16 weed species over six years in two arable fields. *Weed Research* **42**: 231–241.
- van der Maarel E. (1981): Fluctuations in a coastal dune grassland due to fluctuations in rainfall: experimental evidence. *Vegetatio* **47**: 259–265.

- van der Maarel E., Boot R., van Dorp D., Rijntjes J. (1985): Vegetation succession on the dunes near Oostvoorne, The Netherlands; a comparison of the vegetation in 1959 and 1980. *Vegetatio* **58**: 137–187.
- 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.
- Mann S., Tischew S. (2010): Role of megaherbivores in restoration of species-rich grasslands on former arable land in floodplains. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **10**: 7–15.
- Marrs R. H. (1993): Soil fertility and nature conservation in Europe - theoretical considerations and practical management solutions. *Advances in Ecological Research* **24**: 241–300.
- Marrs R. H., Snow C. S. R., Evans C. E. (1998): Heathland and acid grassland creation on arable soils at Minsmere: identification of potential problems and a test of cropping to impoverish soils. *Biological Conservation* **85**: 69–82.
- Martin L. M., Wilsey B. J. (2006): Assessing grassland restoration success: relative roles of seed additions and native ungulate activities. *Journal of Applied Ecology* **43**: 1098–1109.
- Matus G., Tóthmérész B. (1994): Correlation of indicator values with climatic and soil data in a ruderal succession. *Abstracta Botanica* **18**: 7–12.
- Matus G., Tóthmérész B. (1995): Pioneer phase of succession in a ruderal weed community. *Acta Botanica Hungarica* **39**: 51–70.
- Matus G., Tóthmérész B., Papp M. (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.
- Mijnsbrugge K. V., Bischoff A., Smith B. (2010): A question of origin: Where and how to collect seed for ecological restoration. *Basic and Applied Ecology* **11**: 300–311.
- Mitchley J., Jongepierová I., Fajmon K. (2012): Regional seed mixtures for the re-creation of species-rich meadows in the White Carpathian

- Mountains: results of a 10-yr experiment. *Applied Vegetation Science* **15**: 253–263.
- del Moral R., Deardoff D. C. (1976): Vegetation of the Mima mounds, Washington State. *Ecology* **57**: 520–530.
- 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.
- Molnár Zs., Borhidi A. (2003): Hungarian alkali vegetation: Origins, landscape history syntaxonomy, conservation. *Phytocoenologia* **33**: 377–408.
- Molnár Zs., Bíró M., Bölöni J., Horváth F. (2008a): Distribution of the (semi-)natural habitats in Hungary I. Marshes and grasslands. *Acta Botanica Hungarica*, **50** (Suppl.): 59–106.
- Molnár Zs., Bölöni J., Horváth F. (2008b): Threatening factors encountered: Actual endangerment of the Hungarian (semi-)natural habitats. *Acta Botanica Hungarica* **50**(Suppl.): 199–217.
- Monk C. D., Gabrielson F. C., Jr. (1985): Effect of shade, litter and root competition on old field vegetation in South Carolina. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* **112**: 383–392.
- Mott J. J., McComb A. J. (1974): Patterns in annual vegetation and soil microrelief in an arid region of Western Australia. *Journal of Ecology* **62**: 115–126.
- Myster R. W., Pickett S. T. A. (1988): Individualistic patterns of annuals and biennials in early succession of oldfields. *Vegetatio* **78**: 53–60.
- Myster R. W., Pickett S. T. A. (1994): A comparison of rate of succession over 18 yr in 10 contrasting old fields. *Ecology* **75**: 387–392.
- Novák J., Konvička M. (2006): Proximity of valuable habitats affects succession patterns in abandoned quarries. *Ecological Engineering* **26**: 113–122.
- Odum E. P. (1969): The strategy of ecosystem development. *Science* **164**: 262–270.
- Oksanen J., Kindt R., Legendre P., O'Hara B., Simpson G. L., Sólymos P., Stevens M. H. H., Wagner H. (2009): Vegan: Community Ecology Package Version 1.15-3. <http://cran.r-project.org/>.
- Osbornová J., Kovárová M., Lepš J., Prach K. (eds.) (1990): *Succession in abandoned fields. Studies in central bohemia, Czechoslovakia*. Kluwer Academic, Dordrecht, NL.

- Öster M., Ask K., Römermann C., Tackenberg O., Eriksson O. (2009): Plant colonization of ex-arable fields from adjacent species-rich grasslands: The importance of dispersal vs. recruitment ability. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **130**: 93–99.
- Overbeck G., Kiehl K., Abs C. (2003): Seedling recruitment of *Succisella inflexa* in fen meadows: Importance of seed and microsite availability. *Applied Vegetation Science* **6**: 97–104.
- Pakeman R. J., Pywell R. F., Wells T. C. E. (2002): Species spread and persistence: implications for experimental design and habitat recreation. *Applied Vegetation Science* **5**: 75–86.
- Parr T. W., Way J. M. (1988): Management of roadside vegetation: The long-term effects of cutting. *Journal of Applied Ecology* **25**: 1073–1087.
- Pavone L. V., Reader R. J. (1985): Effect of microtopography on the survival and reproduction of *Medicago lupulina*. *Journal of Ecology* **73**: 685–694.
- Pécsi M. (szerk.) (1989): *Magyarország Nemzeti Atlasza*. Kartográfiai vállalat, Budapest.
- Pemadasa M. A., Greigh-Smith P., Lovell P. H. (1974): A quantitative description of the distribution of annuals in the dune system at Aberffraw, Anglesey. *Journal Ecology* **62**: 379–402.
- Pickett S. T. A., Cadenasso M. L., Bartha S. (2001): Implications for the Buell-Small Succession Study for vegetation restoration. *Applied Vegetation Science* **4**: 41–52.
- Pinke Gy., Karácsony P., Czúcz B., Botta-Dukát Z. (2011): Determining the importance of environmental and land-use variables for the abundance of *Ambrosia artemisiifolia* in arable fields of Hungary. *Preslia* **83**: 219–235.
- Pinke G., Király G., Barina Z., Mesterházy A., Balogh L., Csiky J., Schmotzer A., Molnár A. V., Pál R. W. (2011b): Assessment of endangered synanthropic plants of Hungary with special attention to arable weeds. *Plant Biosystems* **145**: 426–435.
- Pinke Gy., Karácsony P., Czúcz B., Botta-Dukát Z., Lengyel A. (2012): The influence of environment, management and site context on species composition of summer arable weed vegetation in Hungary. *Applied Vegetation Science* **15**: 136–144.

- Piper J. K., Schmidt E. S., Janzen A. J. (2007): Effects of species richness on resident and target species components in a prairie restoration. *Restoration Ecology* **15**: 189–198.
- Poschlod P., Kiefer S., Trankle U., Fischer S., Bonn S. (1998): Plant species richness in calcareous grasslands as affected by dispersability in space and time. *Applied Vegetation Science* **1**: 75–90.
- Prach K. (1990): Vegetational dynamics. In: Osbornová J., Kovárová, M., Lepš J., Prach K. (eds.) *Succession in abandoned fields: studies in Central Bohemia, Czechoslovakia*, pp. 127–134. Kluwer Academic, Dordrecht, NL.
- 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. (2003): Spontaneous succession in Central European man-made habitats: what information can be used in restoration practice? *Applied Vegetation Science* **6**: 125–129.
- Prach K., Hobbs R. J. (2008): Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology* **16**: 363–366.
- Prach K., Lepš J., Rejmánek M. (2007): Old Field Succession in Central Europe: Local and Regional Patterns. *Old fields: dynamics and restoration of abandoned farmland*, Cramer V. A. , Hobbs R. J. (szerk.), Island Press, Washington, pp. 180–201.
- Prach K., Řehouňková K. (2006): Vegetation succession over broad geographical scales: which factors determine the patterns? *Preslia* **78**: 469–480.
- Prach K., Řehouňková K. (2008): Spontaneous vegetation succession in gravel-sand pits: a potential for restoration. *Restoration Ecology* **16**: 305–312.
- Prach K., Řehouňková K., Lencová K., Jírová A., Konvalinková P., Mu-drák O., Študent V., Vaněček Z., Tichý L., Petřík P., Šmilauer P., Pyšek P. (2014a): Vegetation succession in restoration of disturbed sites in Central Europe: the direction of succession and species richness across 19 seres. *Applied Vegetation Science* **17**: 193–200.
- Prach K., Jongepierová I., Řehouňková K., Fajmon K. (2014b): 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.
- Prévosto B., Kuiters L., Bernhardt-Römermann M., Dölle M., Schmidt W., Hoffmann M., van Uytvanck J., Bohner A., Kreiner D., Stadler J., Klotz S., Brandl R. (2011): Impacts of land abandonment on vegetation: successional pathways in European habitats. *Folia Geobotanica* **46**: 303–325.
- Pullin A. S., Báldi A., Can O. E., Dieterich M., Kati V., Livoreil B., Lövei G., Mihók B., Nevin O., Selva N., Sousa-Pinto I. (2009): Conservation focus on Europe: Major conservation policy issues that need to be informed by Conservation Science. *Conservation Biology* **23**: 818–824.
- van der Putten W. H., Mortimer S. R., Hedlund K., Van Dijk C., Brown V. K., Lepš J., Rodriguez-Barrueco C., Roy J., Diaz Len T. A., Gormsen D., Korthals G. W., Lavorel S., Santa Regina I., Šmilauer P. (2000): Plant species diversity as a driver of early succession in abandoned fields: a multi-site approach. *Oecologia* **124**: 91–99.
- Pywell R. F., Webb N. R., Putwain P. D. (1995): A comparison of techniques for restoring heathland on abandoned farmland. *Journal of Applied Ecology* **32**: 400–411.
- 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.
- Pywell R. F., Bullock J. M., Roy D. B., Warman L., Walker K. J., Rothery P. (2003): Plant traits as predictors of performance in ecological restoration. *Journal of Applied Ecology* **40**: 65–77.
- R Development Core Team (2010): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3 – 900051 – 07 – 0, URL: <http://www.R-project.org>
- Ramankutty N., Foley J. A. (1999): Estimating historical changes in global land cover: Croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochemical Cycles* **13**: 997–1027.
- Rebollo S., Pérez-Camacho L., García-de Juan M. T., Rey Benayas J. M., Gómez-Sal A. (2001): Recruitment in a Mediterranean annual plant community: seed bank, emergence, litter and intra- and inter-specific interactions. *Oikos* **95**: 485–495.

- Redhead J. W., Sheail J., Bullock J. M., Ferreruela A., Walker K. J., Pywell R. F. (2014): The natural regeneration of calcareous grassland at a landscape scale: 150 years of plant community re-assembly on Salisbury Plain, UK. *Applied Vegetation Science* **17**: 408–418.
- Rejmánek M., van Katwyk K. P. (2005): *Old field succession: A bibliographic review (1901-1991)*. Available from: <http://botanika.bf.jcu.cz/suspa/pdf/Biblio0F.pdf>
- Renne I. J., Tracy M. J. W. (2007): Disturbance persistence in managed grasslands: shifts in aboveground community structure and the weed seed bank. *Plant Ecology* **190**: 71–80.
- Römermann C., Dutoit T., Poschlod P., Buisson E. (2005): Influence of former cultivation on the unique Mediterranean steppe of France and consequences for conservation management. *Biological Conservation* **121**: 21–33.
- 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.
- Ruprecht E., Donath T. W., Otte A., Eckstein R. L. (2008): Chemical effects of a dominant grass on seed germination of four familial pairs of dry grassland species. *Seed Science Research* **18**: 239–248.
- Ruprecht E., Szabó A., Enyedi M. Z., Dengler J. (2009): Steppe-like grasslands in Transylvania (Romania): characterisation and influence of management on species diversity and composition. *Tuexenia* **29**: 353–368.
- Ruprecht E., Józsa J., Ölvedi T. B., Simon J. (2010a): Differential effects of several „litter” types on the germination of dry grassland species. *Journal of Vegetation Science* **21**: 1069–1081.
- Ruprecht E., Enyedi M. Z., Eckstein R. L., Donath T. W. (2010b): Restorative removal of plant litter and vegetation 40 years after abandonment enhances re-emergence of steppe grassland vegetation. *Biological Conservation* **143**: 449–456.
- Rydgren K., Nordbakken J.-F., Austad I., Auestad I., Heegard E. (2010): Recreating semi natural grasslands: a comparison of four methods. *Ecological Engineering* **36**: 1672–1679.
- Sharitz R. R., McCormick J. F. (1973): Population dynamics of two competing annual plant species. *Ecology* **54**: 723–740.

- 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.
- Smith H., Firbank L. G., Macdonald D. W. (1999): Uncropped edges of arable fields managed for biodiversity do not increase weed occurrence in adjacent crops. *Biological Conservation* **89**: 107–111.
- Smith B. M., Diaz A., Winder L., Daniels R. (2005): The effect of provenance on the establishment and performance of *Lotus corniculatus* L. in a re-creation environment. *Biological Conservation* **125**: 37–46.
- Somodi I., Virágh K., Podani J. (2008): The effect of the expansion of the clonal grass *Calamagrostis epigejos* on the species turnover of a semi-arid grassland. *Applied Vegetation Science* **11**: 187–194.
- Stadler J., Trefflich A., Brandl R., Klotz S. (2007): Spontaneous regeneration of dry grasslands on set-aside fields. *Biodiversity & Conservation* **16**: 621–631.
- Stampfli A., Zeiter M. (1999): Plant species decline due to abandonment of meadows cannot easily be reversed by mowing. A case study from the southern Alps. *Journal of Vegetation Science* **10**: 151–164.
- Stevens D. P., Smith S. L. N., Blackstock T. H., Bosanquet S. D. S., Stevens J. P. (2010): *Grasslands of Wales – A Survey of Lowland Species-Rich Grasslands 1987-2004*. University of Wales Press, Cardiff.
- 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.
- Stroh M., Storm C., Zehm 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., Verweij G. L., Bakker J. P. (1997): Seed dispersal by mowing machinery in a Dutch brook valley system. *Acta Botanica Neerlandica* **46**: 387–401.
- Thomas A. G., Dale H. M. (1976): Cohabitation of three *Hieracium* species in relation to the spatial heterogeneity in an old pasture. *Canadian Journal of Botany* **54**: 2517–2529.
- 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. (1982): *Resource competition and community structure*. Princeton: Princeton University Press.
- Tilman D. (1993): Species richness of experimental productivity gradients: How important is colonization limitation? *Ecology* **74**: 2179–2191.
- Titus J. H. (1990): Microtopography and woody plant regeneration in a hardwood floodplain swamp in Florida. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* **117**: 429–437.
- Török P., Matus G., Papp M., Tóthmérész B. (2008): Secondary succession in overgrazed Pannonian sandy grasslands. *Preslia* **80**: 73–85.
- Török P., Matus G., Papp M., Tóthmérész B. (2009): Seed bank and vegetation development of sandy grasslands after goose breeding. *Folia Geobotanica* **44**: 31–46.
- Török P., Deák B., Vida E., Valkó O., Lengyel Sz., Tóthmérész B. (2010): Restoring grassland biodiversity: Sowing low-diversity seed mixtures can lead to rapid favourable changes. *Biological Conservation* **143**: 806–812.
- Török P., Vida E., Deák B., Lengyel Sz., Tóthmérész B. (2011a): Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs. *Biodiversity & Conservation* **20**: 2311–2332.
- Török P., Kelemen A., Valkó O., Deák B., Lukács B. A., Tóthmérész B. (2011b): Lucerne-dominated fields recover native grass diversity without intensive management actions. *Journal of Applied Ecology* **48**: 257–264.
- Török P., Kapocsi I., Deák B. (2011c): Conservation and management of alkali grassland biodiversity in Central-Europe. In: Zhang W. J. (szerk.) *Grasslands: Types, Biodiversity and Impacts*. Nova Science Publishers Inc., New York; pp. 1–10.
- Török P., Miglécz T., Valkó O., Kelemen A., Deák B., Lengyel Sz., Tóthmérész B. (2012a): Recovery of native grass biodiversity by sowing on former croplands: Is weed suppression a feasible goal for grassland restoration? *Journal for Nature Conservation* **20**: 41–48.
- Török P., Miglécz T., Valkó O., Kelemen A., Tóth K., Lengyel Sz., Tóthmérész B. (2012b): Fast restoration of grassland vegetation by a combination of seed mixture sowing and low-diversity hay transfer. *Ecological Engineering* **44**: 133–138.

- Török P., Valkó O., Deák B., Kelemen A., Tóthmérész B. (2014): Traditional cattle grazing in a mosaic alkali landscape: Effects on grassland biodiversity along a moisture gradient. *PlosONE* **9**: e 97095.
- Tóth K., Hüse B. (2014): Soil seed banks in loess grasslands and their role in grassland recovery. *Applied Ecology and Environmental Research* **12**: 537–547.
- Tropek R., Kadlec T., Karesova P., Spitzer L., Kocarek P., Malenovsky I., Bannar P., Tuf I. H., Hejda M., Konvicka M. (2010): Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *Journal of Applied Ecology* **47**: 139–147.
- Tscharntke T., Batáry P., Dormann C. F. (2011): Set-aside management: how do succession, sowing patterns and landscape context affect biodiversity? *Agriculture, Ecosystems & Environment* **143**: 37–44.
- 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.
- 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.
- Vassilev K., Pedashenko H., Nikolov S. C., Apostolova I., Dengler J. (2011): Effect of land abandonment on the vegetation of upland semi-natural grasslands in the Western Balkan Mts., Bulgaria. *Plant Biosystems* **145**: 654–665.
- Vida E., Török P., Deák B., Tóthmérész B. (2008): Gyeppek létesítése mezőgazdasági művelés alól kivont területeken: a gyepesítés módszereinek áttekintése. *Botanikai Közlemények* **95**: 101–113.
- WallisDeVries M. F., van Swaay C. A. M. (2009): Grasslands as habitats for butterflies in Europe. In: Veen P., Jefferson R., de Smidt J., van der Straaten J. (szerk.), *Grasslands in Europe of High Nature Value*. KNNV Publishing, Zeist, pp. 27–34.
- Walker K. J., Stevens P. A., Stevens D. P., Mountford J. O., Manchester S. J., Pywell R. F. (2004): The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biological Conservation* **119**: 1–18.

-
- Warren J., Christal A., Wilson F. (2002): Effects of sowing and management on vegetation succession during grassland habitat restoration. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **93**: 393–402.
- Wedin D. A., Tilman D. (1993): Competition among grasses along a nitrogen gradient: initial conditions and mechanisms of competition. *Ecological Monographs* **63**: 199–229.
- Werger M. J. A., van Staalduinen M.A. (szerk.) (2012): *Eurasian Steppes. Ecological Problems and Livelihoods in a Changing World*. Springer, Dordrecht.
- Wilson J. B., Gitay H., Roxburgh S. H., King W. M., Tangney R. S. (1992): Egler's concept of 'Initial floristic composition' in succession - ecologists citing it don't agree what it means. *Oikos* **64**: 591–593.
- White R. P., Murray S., Rohweder M. (2000): *Pilot Analysis of Global Ecosystems: Grassland Ecosystems*. World Resources Institute, Washington, DC.
- Xiong S., Nilsson C. (1999) The effects of plant litter on vegetation: a meta-analysis. *Journal of Ecology* **87**: 984–994.
- Zar J. H. (1999): *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ, USA.
- Zeiter M., Stampfli A., Newbery D. M. (2006): Recruitment limitation constrains local species richness and productivity in dry grassland. *Ecology* **87**: 942–951.
- Zulka K. P., Abensperg-Traun M., Milasowszky N., Bieringer G., Gereben-Krenn B.-A., Holzinger W., Hölzler G., Rabitsch W., Reischütz A., Querner P., Sauberer N., Schmitzberger I., Willner W., Wrabka T., Zechmeister H. (2014): Species richness in dry grassland patches in eastern Austria: a multi-taxon study on the role of local, landscape and habitat quality variables. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **182**: 25–36.
- Zuur A., Ieno E. N., Walker N., Saveiliev A. A., Smith G. M. (2009): *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer, New York, USA.

dc_943_14

dc_943_14

Függelék

12. táblázat. Az eltérő korú lucernások és referencia lőszgyepek karakterfajai. A szignifikáns karakterfajok azonosítása IndVal módszer segítségével történt ($p < 0,05$); a maximális IndVal értéket (100%) akkor kapott egy faj, ha a vizsgált lucernások vagy referencia gyepek minden egyes kvadrátjában előfordult. A gyomokat Grime (1979) és Borhidi (1995) alapján félkövérrel jelöltük. Rövidítések: **I** = szignifikáns karakterfajok IndVal értékei; **B** = átlagos borítás; **F** = frekvencia, azoknak a kvadrátoknak a száma, ahol az adott faj előfordult (a maximális érték egy adott lucernás korcsoportban 36; referencia gyepekben 12).

Fajok	Lucernások												Referencia gyepek											
	1 éves			3 éves			5 éves			10 éves			SalvFest			CynoPoet			Brominer					
	I	B	F	I	B	F	I	B	F	I	B	F	I	B	F	I	B	F	I	B	F			
Évelő fűnemek																								
Agropyron intermedium							10,3	5,6	11	17,6	9,6	11		0,4	8						0,1	5		
Agropyron repens								1,1	3		1,8	2				16,1	0,3	9						
Alopecurus geniculatus								<0,1	2	13,4	0,5	5												
Alopecurus pratensis							42,7	0,3	32	37,3	10,3	28		0,1	2	0,2	6							
Bromus inermis														<0,1	2				99,8	16,1	12			
Carex parecox													39,5	0,9	11				28,4	1,2	6			
Cynodon dactylon													95,8	2,3	12	<0,1	3							
Festuca pseudovina	<0,1	5		0,1			2	12,5	0,3	8		<0,1	3											
Festuca rupicola								<0,1	1				41,2	11,3	12	49,6	14,9	11	1,3	9				
Koeleria cristata											<0,1	2	15,4	0,2	7	<0,1	1	57,7	0,5	10				
Lolium perenne	0,2	6	12,1	0,5	13	13,1	0,7	9											<0,1	1				
Poa angustifolia	0,3	10		<0,1	2	15,3	11,6	27	48,5	0,8	36		2,0	11		2,4	11		1,4	12				
Rövidéletű fűnemek																								
Bromus arvensis	<0,1	1						0,2	7	23,7	<0,1	12						12,9	0,2	7				
Bromus mollis				<0,1	4	81,9	4,7	36			0,7	20		<0,1	9			<0,1	3					
Bromus tectorum				<0,1	2	55,8	4,8	22			0,1	7						0,1	3					
Hordeum hystrix							50,0	1,0	18															
Poa bulbosa								<0,1	1									40,2	0,2	5				

Fajok	Lucernások										Referencia gyepek												
	1 éves			3 éves			5 éves			10 éves			SalvFest			CynoPoet			Brominer				
	I	B	F	I	B	F	I	B	F	I	B	F	I	B	F	I	B	F	I	B	F	I	B
Évelő dudvaneműek																							
Achillea collina		<0,1	1				0,5	8		10	25,7	0,6	10	30,8	0,9	8					0,2		8
Ajuga genevensis												0,2	5										
Cirsium arvense		<0,1	3	6,1	0,2	6	<0,1	2		0,2	2									<0,1	1		
Convulvulus arvensis		0,1	6		2,8	25	0,5	9	43,1	6,3	36	<0,1	4			<0,1	5	28,7	1,5		11		
Cynoglossum officinale																							
Daucus carota										<0,1	3	62,2	0,2	9		66,7	0,6	8		<0,1	3		
Euphorbia cyparissias												9,9	<0,1	6		<0,1	5	31,3	0,3		6		
Filipendula vulgaris												93,8	1,8	12		0,1	7						
Fragaria viridis												79,3	2,3	11	9,0	0,4	8						
Galium verum										1,1	6	12,9	1,5	11	73,0	7,6	12						
Knautia arvensis												39,4	0,2	6						10,0	7		
Lathyrus tuberosus										0,6	3								<0,1	1			
Lepidium draba										22,3	2,5	11							20,0	10,0	3		
Lotus corniculatus																			15,7	0,3	7		
Medicago sativa	43,1	75,2	36	41,7	72,8	36	24,1	36		2,3	12	58,3	0,2	7									
Medicago falcata												57,7	0,5	7									
Melandrium album																							
Pimpinella saxifraga										<0,1	3							21,9	<0,1	3			
Plantago lanceolata		<0,1	1				<0,1	2		<0,1	2	56,2	0,4	8					<0,1	3			
Podospermum canum		<0,1	1				1,3	18		0,2	8	58,5	0,2	10					<0,1	3			
Potentilla arenaria												<0,1	1						<0,1	2			
Salvia austriaca												92,9	0,4	12			<0,1	2					
Salvia nemorosa												<0,1	2										
Taraxacum officinale	0,4	12					7,8	36	13,2	4,9	16							46,1	10,0	6			
Thymus degenianus												100,0	<0,1	1					73,4	11,9	11		
Verbascum phoeniceum												100,0	0,4	12									
Veronica prostrata												66,7	0,2	8									

[illegible]

13. táblázat. A lúdlegelést követően felhagyott homoki területek vegetációjának változása a vizsgálat időtartama alatt (átlag $\pm$ SE). Azok a fajok kerültek feltüntetésre melyek összevont borítása a vizsgálat 12 éve alatt legálább 1 területen elérte a 2,5%-ot. Jelmagyarázat: F1 = Felső helyzetű 1.terület, F2 = Felső helyzetű 2.terület, A1 = Alsó helyzetű 1.terület, A2 = Alsó helyzetű 2.terület.

F1	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
<i>Amaranthus albus</i>	61,6 +10,7	0,0 +0,0	0,3 +0,1	0,0 +0,0	1,0 +1,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	1,6 +1,1	1,1 +0,7	4,1 +2,7	5,8 +2,6	23,6 +5,5	10,6 +2,2	2,4 +0,5	11,8 +2,5	3,2 +0,5	0,1 +0,0	7,8 +1,0	0,1 +0,0
<i>Anthemis ruthenica</i>	0,3 +0,2	47,2 +13,2	18,4 +8,2	8,0 +4,2	0,1 +0,1	3,0 +0,3	13,0 +5,6	2,5 +0,7	1,0 +0,3	0,8 +0,6	2,8 +1,0	1,5 +0,6
<i>Apera spica-venti</i>	0,0 +0,0	0,3 +0,2	15,4 +6,5	56,0 +5,8	1,2 +0,3	0,3 +0,1	0,3 +0,1	0,8 +0,3	0,7 +0,6	0,1 +0,1	0,1 +0,1	0,0 +0,0
<i>Bromus tectorum</i>	0,0 +0,0	0,5 +0,3	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,2 +0,1	0,0 +0,0	7,2 +2,4	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0
<i>Carex stenophylla</i>	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,3 +0,3
<i>Chondrilla juncea</i>	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0
<i>Conyza canadensis</i>	3,1 +1,1	32,2 +16,8	19,0 +4,4	0,2 +0,1	0,5 +0,3	0,2 +0,0	0,5 +0,1	0,8 +0,3	0,5 +0,3	0,6 +0,4	0,1 +0,1	0,8 +0,3
<i>Cynodon dactylon</i>	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,1 +0,1	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,1 +0,1	0,9 +0,8	1,5 +1,4
<i>Equisetum ramosissimum</i>	0,7 +0,1	0,6 +0,1	1,6 +0,2	1,0 +0,2	1,5 +0,4	1,6 +0,5	0,3 +0,1	2,4 +1,9	0,4 +0,1	4,1 +1,3	1,5 +0,4	1,8 +0,6
<i>Eryngium campestre</i>	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,1 +0,1	0,6 +0,3	1,9 +0,9	1,6 +0,7	2,7 +1,2	3,4 +1,0	3,9 +1,0	7,0 +3,0
<i>Erysimum diffusum</i>	0,0 +0,0	0,0 +0,0	1,6 +0,5	2,7 +1,3	3,5 +2,1	5,4 +1,7	4,1 +0,9	0,2 +0,1	0,0 +0,0	0,0 +0,0	1,9 +0,9	0,9 +0,5
<i>Lepidium densiflorum</i>	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,4 +0,4	0,0 +0,0	0,1 +0,1	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0
<i>Poa angustifolia</i>	0,0 +0,0	0,2 +0,1	0,2 +0,1	2,2 +0,9	6,4 +2,1	5,2 +1,6	9,8 +2,7	35,0 +8,8	38,0 +9,0	9,0 +1,1	16,6 +2,2	33,4 +4,7
<i>Poa pratensis</i>	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,1 +0,1	1,1 +0,6	0,3 +0,3	0,5 +0,4	0,7 +0,6	1,2 +1,0	0,8 +0,3	0,3 +0,2	0,7 +0,6	0,0 +0,0
<i>Potentilla argentea</i>	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,2 +0,1	0,5 +0,4	0,4 +0,2	0,6 +0,3	1,1 +0,3	3,0 +1,4	3,9 +1,4	9,3 +3,9	9,6 +2,5	11,3 +4,6
<i>Rumex acetosella</i>	2,6 +1,1	7,6 +4,2	0,9 +0,5	1,4 +0,5	0,8 +0,6	0,2 +0,1	6,0 +2,9	19,2 +8,5	11,0 +4,4	0,2 +0,1	2,2 +1,2	4,7 +1,2
<i>Trifolium arvense</i>	0,0 +0,0	0,2 +0,1	0,2 +0,1	7,3 +3,1	4,1 +1,9	0,3 +0,1	20,6 +6,1	0,1 +0,1	43,0 +14,7	0,0 +0,0	19,8 +1,6	0,1 +0,0

13. táblázat folytatása. A lúdlegelést követően felhagyott homoki területek vegetációjának változása a vizsgálat időtartama alatt.

A2	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
<i>Amaranthus albus</i>	0,5 +0,2	0,1 +0,0	0,1 +0,0	0,0 +0,0	0,1 +0,1	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	0,2 +0,2	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0
<i>Anthemis ruthenica</i>	0,0 +0,0	0,4 +0,4	0,5 +0,4	0,3 +0,2	2,1 +0,9	1,0 +0,4	4,0 +1,2	0,0 +0,0	0,1 +0,1	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0
<i>Apera spica-venti</i>	0,0 +0,0	0,2 +0,1	0,1 +0,1	6,6 +2,7	15,4 +2,1	3,4 +0,8	2,5 +0,6	5,8 +1,2	2,9 +0,7	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0
<i>Bromus tectorum</i>	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,6 +0,2	2,9 +1,0	0,0 +0,0	0,1 +0,1	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0
<i>Carex stenophylla</i>	2,2 +1,0	0,7 +0,3	0,1 +0,1	1,9 +0,9	1,3 +0,6	0,6 +0,3	2,9 +0,8	6,6 +3,4	4,2 +3,2	0,2 +0,2	0,4 +0,3	0,2 +0,2
<i>Chondrilla juncea</i>	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,4 +0,4	0,0 +0,0	0,6 +0,4	0,7 +0,4	3,6 +1,2	0,8 +0,4	3,7 +1,1	0,5 +0,3	0,2 +0,1
<i>Conyza canadensis</i>	6,0 +1,3	0,4 +0,3	0,8 +0,2	0,1 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,1 +0,1
<i>Cynodon dactylon</i>	6,6 +2,6	4,3 +1,7	9,2 +4,3	21,4 +4,1	37,2 +2,5	38,0 +4,1	39,0 +6,9	54,0 +8,6	61,0 +10,3	54,0 +7,5	45,0 +3,3	48,4 +3,2
<i>Equisetum ramosissimum</i>	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0
<i>Eryngium campestre</i>	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0
<i>Erysimum diffusum</i>	1,0 +0,8	37,8 +4,9	19,6 +3,1	26,0 +4,2	2,1 +0,6	9,6 +1,9	0,1 +0,1	0,6 +0,4	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0
<i>Lepidium densiflorum</i>	0,1 +0,1	11,6 +4,0	16,0 +4,9	3,3 +1,0	1,8 +0,4	0,8 +0,4	0,2 +0,1	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0
<i>Poa angustifolia</i>	0,4 +0,3	0,1 +0,1	0,0 +0,0	0,3 +0,2	2,1 +1,1	1,1 +0,6	9,6 +6,4	7,2 +3,2	17,6 +11,0	14,4 +4,8	28,2 +6,8	27,8 +6,6
<i>Poa pratensis</i>	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,4 +0,4	1,4 +0,9	10,8 +5,3	15,0 +6,9	11,0 +6,1	14,4 +6,6	13,0 +5,9	10,9 +6,5
<i>Potentilla argentea</i>	0,2 +0,1	0,3 +0,3	0,8 +0,4	0,9 +0,6	1,4 +0,6	0,7 +0,3	3,9 +1,6	9,0 +3,6	0,7 +0,4	0,8 +0,6	0,4 +0,3	0,0 +0,0
<i>Rumex acetosella</i>	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0
<i>Trifolium arvense</i>	0,1 +0,1	0,0 +0,0	0,1 +0,1	0,5 +0,1	0,2 +0,1	0,1 +0,0	0,1 +0,1	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0	0,0 +0,0

14. táblázat. A kiskunsági referenciagyeppek (Nyíltref, Zártref) és eltérő korú parlagok (Fiatal, Középkorú, Idős) IndVal elemzés segítségével kiválasztott jellemző fajai. Az IndVal százaléérték azt fejezi ki, hogy mennyire volt jellemző egy adott faj a megfelelő referencia gyepre vagy korcsoportra. A maximális 100-as értéket egy faj akkor éri el, ha az adott referenciagyep vagy korcsoport minden vizsgált mintanegyzetében előfordult. Rövidítések: Élettartam: É-hosszúéletű/évelő, R-rövidéletű. Az egyes korcsoportokban és referenciagyepekben az adott faj átlagborítását/frekvenciáját adtuk meg. A táblázatban közölt félkövérrel kiemelt szignifikáns IndVal érték ($p < 0,05$) a szintén félkövérrel kiemelt borítás/frekvencia értékre vonatkozik. A frekvenciaérték azon mintanegyzetek száma amelyben az adott faj előfordult (ennek maximuma egy parlagkorcsoport esetében 20, referencia gyeptípus esetében 15).

Faj	Élettartam	Célfaj	IndVal	Fiatal	Középkorú	Idős	Nyíltref	Zártref
<i>Agropyron repens</i>	É		37,57	2,0/11	0,3/9	0,6/5		
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	R		35,34	1,4/11	0,8/9			
<i>Anthemis ruthenica</i>	R		18,55	0,6/5	0,2/2	<0,1/1		
<i>Apera spica-venti</i>	R		20,00	0,3/4				
<i>Asclepias syriaca</i>	É		44,60	7,1/13	0,8/5	2,4/12		
<i>Bromus tectorum</i>	R		82,11	16,5/19	1,5/10	1,1/11		
<i>Cerastium semidecandrum</i>	R	X	81,27	0,4/17	<0,1/2	<0,1/1		<0,1/1
<i>Conyza canadensis</i>	R		37,95	0,3/9		<0,1/3		<0,1/1
<i>Crepis rhoadifolia</i>	R	X	42,11	0,2/10	<0,1/1	<0,1/1		
<i>Echium vulgare</i>	É		30,00	3,4/6				
<i>Gypsophila paniculata</i>	É	X	29,07	2,4/6	0,1/1			
<i>Holosteum umbellatum</i>	R		34,22	0,7/8	<0,1/5	<0,1/5	0,1/8	<0,1/5
<i>Lappula squarrosa</i>	R		35,00	0,3/7				
<i>Lithospermum arvense</i>	R		17,05	0,1/5	<0,1/2	<0,1/1		
<i>Medicago minima</i>	R		88,85	3,0/18	<0,1/3	<0,1/2	<0,1/1	
<i>Melandrium album</i>	R		50,78	1,9/11	0,1/2	0,1/2		
<i>Senecio vernalis</i>	R		25,00	0,1/5				
<i>Silene conica</i>	R		69,01	1,3/15	0,1/5	<0,1/3	<0,1/4	
<i>Tunica prolifera</i>	R	X	45,00	4,1/9				
<i>Verbascum lychnitis</i>	É	X	15,12	0,8/4		0,3/2		
<i>Veronica arvensis</i>	R		13,89	<0,1/5		<0,1/4		
<i>Vicia villosa</i>	R		48,94	0,2/10		<0,1/1		
<i>Viola kitaibeliana</i>	R	X	16,32	0,2/6	0,1/1	0,1/5		<0,1/3
<i>Achillea collina</i>	É	X	20,00		1,4/4			
<i>Bromus squarrosus</i>	R	X	26,85	<0,1/1	0,3/11	0,2/5	0,2/9	<0,1/3
<i>Centaurea arenaria</i>	É	X	41,63	<0,1/1	1,1/12	0,4/6	0,1/3	<0,1/1
<i>Chondrilla juncea</i>	É		22,32	0,1/4	0,6/9	0,5/7	<0,1/1	0,1/2
<i>Euphorbia segueriana</i>	É	X	66,80	<0,1/3	7,7/18	2,0/19	1,3/14	0,1/6
<i>Festuca wagnerii</i>	É	X	13,38	0,1/4	0,5/4	0,2/3		
<i>Kochia laniflora</i>	R	X	43,56	0,1/5	0,7/18	0,5/12	0,2/12	<0,1/3
<i>Minuartia glomerata</i>	R	X	22,99	<0,1/2	0,2/9	0,1/5	0,1/3	<0,1/1
<i>Scabiosa ochroleuca</i>	É	X	32,31	<0,1/1	0,8/9	0,3/7		<0,1/2

14. táblázat folytatása. A kiskunsági referenciagyeppek és eltérő korú parlagok jellemző fajai.

Faj	Élettartam	Célfaj	IndVal	Fiatal	Középkorú	Idős	Nyíltref	Zártref
<i>Secale sylvestris</i>	R	X	53,97	<0,1/1	4,4/15	1,6/11	0,2/3	
<i>Solidago virga-aurea</i>	É	X	24,46		0,6/6	0,1/4		
<i>Stipa borystenica</i>	É	X	50,92	1,4/8	25,5/17	7,4/9	9,7/15	6,9/10
<i>Tragopogon floccosus</i>	É	X	18,37	<0,1/1	0,4/6	0,1/6	0,1/3	0,1/2
<i>Alyssum desertorum</i>	R	X	20,00			0,3/4		
<i>Carex stenophylla</i>	É	X	27,18		0,1/2	1,3/6		
<i>Cynodon dactylon</i>	É		24,94	3,4/6	4,3/6	4,0/15		0,9/5
<i>Dianthus serotinus</i>	É	X	39,16		1,3/12	11,4/9	0,8/2	<0,1/1
<i>Equisetum ramosissimum</i>	É	X	35,44	0,4/6	0,8/19	1,5/13		0,1/4
<i>Eryngium campestre</i>	É		63,41		2,3/12	11,1/16	<0,1/1	1,1/10
<i>Muscari comosum</i>	É	X	22,12		<0,1/1	0,1/5		
<i>Polygonum arenarium</i>	R	X	16,42	<0,1/4	0,1/4	0,1/6	<0,1/4	<0,1/3
<i>Alkanna tinctoria</i>	É	X	33,33				0,3/5	
<i>Festuca vaginata</i>	É	X	55,41	0,1/1	0,4/2	4,1/9	12,6/15	5,6/9
<i>Fumana procumbens</i>	É	X	52,40	<0,1/1		<0,1/1	2,2/9	0,3/7
<i>Koeleria glauca</i>	É	X	44,31		0,1/1	0,4/2	3,0/10	1,1/5
<i>Silene borystenica</i>	É	X	40,58		<0,1/1	<0,1/1	0,3/7	
<i>Syrenia cana</i>	É	X	23,85	<0,1/3	0,1/6	0,3/10	0,2/11	<0,1/3
<i>Botriochloa ischaemum</i>	É		23,62		0,7/2	1,7/5	0,7/2	3,1/7
<i>Calamagrostis epigeios</i>	É		76,62	0,3/2				5,7/12
<i>Helianthemum ovatum</i>	É	X	33,33					0,3/5
<i>Holoschoenus romanus</i>	É	X	66,67					2,2/10
<i>Poa angustifolia</i>	É	X	12,32	6,1/6	1,4/7	2,3/9		8,3/4
<i>Populus alba</i>	É	X	40,00					3,4/6
<i>Potentilla arenaria</i>	É	X	26,67					0,8/4
<i>Salix rosmarinifolia</i>	É	X	33,33					9,1/5
<i>Stipa capillata</i>	É	X	33,86	3,7/5	8,4/13	16,9/19		18,6/13
<i>Teucrium chamaedrys</i>	É	X	33,33					0,2/5
<i>Thymus glabrescens</i>	É	X	33,33					0,2/5

15. táblázat. A nyírségi referenciagyepék (Zártref, Nyíltref) és eltérő korú parlagok (Fiatal, Középkorú, Idős) IndVal elemzés segítségével kiválasztott jellemző fajai. A további magyarázatot lásd a Függelék 14. táblázatában.

Faj	Élettartam	Célfaj	IndVal	Fiatal	Középkorú	Idős	Nyíltref	Zártref
<i>Agrostis stolonifera</i>	É	X	18,04	3,1/4	0,3/3	<0,1/1		
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	R		47,96	1,5/17	0,7/18	0,5/14	0,1/6	
<i>Apera spica-venti</i>	R		30,00	12,8/6				
<i>Bromus mollis</i>	R		13,96	1,0/6	0,2/3	0,1/3	0,2/1	0,7/5
<i>Bromus sterilis</i>	R		25,00	0,7/5				
<i>Calamagrostis epigeios</i>	É		27,35	7,2/13	<0,1/1	10,0/7		
<i>Cerastium semidecandrum</i>	R	X	26,16	0,3/7	0,1/5		<0,1/3	<0,1/2
<i>Conyza canadensis</i>	R		55,71	0,7/13	0,1/6		<0,1/3	
<i>Equisetum arvense</i>	É		35,42	3,1/8	0,2/8	0,2/6		<0,1/1
<i>Erophila verna</i>	R	X	15,00	<0,1/4			<0,1/1	
<i>Holcus lanatus</i>	É	X	25,00	1,8/5				
<i>Hypochoeris radicata</i>	É	X	27,20	1,7/10	0,9/7	0,4/7	<0,1/1	0,2/3
<i>Jasione montana</i>	É	X	24,65	1,3/9	0,6/10	0,3/8	0,2/5	
<i>Rumex acetosella</i>	É	X	32,81	0,6/12	0,3/8	0,1/6	0,1/4	<0,1/1
<i>Bromus tectorum</i>	R		39,04	2,0/7	4,1/13	0,7/7	<0,1/1	
<i>Carlina vulgaris</i>	É		23,88		0,2/6	0,1/2		
<i>Chondrilla juncea</i>	É		30,66	0,6/4	1,8/19	0,8/15	0,4/7	2/12
<i>Crepis rhoeadifolia</i>	R	X	42,72		0,4/12	<0,1/3	0,1/6	
<i>Hieracium pilosella</i>	É	X	16,67		3,8/4	0,2/5	0,6/3	
<i>Melandrium album</i>	R		39,27	0,5/5	1,2/13	0,1/3		0,1/3
<i>Oenothera biennis</i>	É		12,09	0,1/1	0,3/4		0,1/2	
<i>Picris hieracioides</i>	É		50,80	0,1/1	1,2/11			<0,1/1
<i>Poa pratensis</i>	É	X	25,00		0,6/5			
<i>Rumex acetosa</i>	É		53,10	0,5/5	16,2/15	5,3/15		0,9/6
<i>Silene otites</i>	É	X	14,77	<0,1/1	0,6/4	0,2/7		
<i>Tragopogon dubius</i>	É	X	34,87		1,2/11	0,6/11	<0,1/1	0,1/2
<i>Trifolium arvense</i>	R		16,00		<0,1/4	<0,1/1		
<i>Vicia grandiflora</i>	R		27,78	0,1/5	0,7/10	0,5/10		
<i>Vicia villosa</i>	R		31,46	0,1/3	0,4/9	0,1/3		
<i>Viola kitaibeliana</i>	R	X	35,00		0,1/7			
<i>Agropyron repens</i>	É		29,47	1,8/8	7,3/14	7,3/15		2,2/3
<i>Asclepias syriaca</i>	É		34,89	<0,1/1		1,7/7		
<i>Carex hirta</i>	É		19,15			1,5/4		0,1/1
<i>Carex stenophylla</i>	É	X	23,81	0,2/1		1,5/6	0,1/4	0,1/2
<i>Centaurea biebersteinii</i>	É	X	26,43		0,1/3	0,4/8	<0,1/3	0,1/1
<i>Poa angustifolia</i>	É	X	36,11	12,4/10	14,6/17	24,8/19	0,1/3	13,3/8
<i>Potentilla argentea</i>	É	X	35,68	1,7/5	<0,1/1	3,3/15	<0,1/1	2,0/10
<i>Stenactis annua</i>	R		21,01	<0,1/2	0,1/4	0,8/5		

15. táblázat folytatása. A nyírségi referenciagyepék és eltérő korú parlagok jellemző fajai.

Faj	Élettartam	Célfaj	IndVal	Fiatal	Középkorú	Idős	Nyíltref	Zártref
<i>Verbascum phlomoides</i>	É		27,72		0,1/1	0,8/7	0,2/3	
<i>Veronica triphyllos</i>	R	X	33,16	<0,1/5	<0,1/3	0,1/9		
<i>Vicia lathyroides</i>	R	X	20,63	0,1/6	0,1/7	0,2/11	0,1/4	0,1/4
<i>Viola arvensis</i>	R		25,26		<0,1/1	0,1/6		
<i>Anthemis ruthenica</i>	R		22,86	0,2/6	0,4/10	0,1/2	1,1/6	0,1/2
<i>Corynephorus canescens</i>	É	X	38,56		2,6/5	0,4/5	4,0/10	
<i>Crepis tectorum</i>	R		34,46	<0,1/1			0,1/6	
<i>Euphorbia cyparissias</i>	É	X	35,88	0,1/1		<0,1/2	0,2/8	
<i>Festuca vaginata</i>	É	X	86,67				23,5/13	
<i>Koeleria cristata</i>	É	X	17,70				1,4/5	1,3/3
<i>Plantago lanceolata</i>	É		16,28	<0,1/3			0,1/4	<0,1/2
<i>Poa bulbosa</i>	É	X	71,10	0,1/4			2,2/11	
<i>Potentilla arenaria</i>	É	X	33,73			<0,1/1	9,8/6	1,8/5
<i>Spergula pentandra</i>	R		15,78	0,1/4	<0,1/4		0,2/4	
<i>Veronica arvensis</i>	R		48,87	<0,1/1	<0,1/7	<0,1/1	1,1/10	<0,1/8
<i>Achillea collina</i>	É	X	66,09	0,4/7	0,8/8	0,4/8	0,4/5	8,8/12
<i>Carex praecox</i>	É		53,33					16,4/8
<i>Carex supina</i>	É	X	40,00					5,2/6
<i>Cynodon dactylon</i>	É		31,33	0,7/2	1,2/3	3,7/12	1,3/11	3,4/14
<i>Eryngium campestre</i>	É		56,41			1,3/5	1,5/8	4,3/14
<i>Festuca pseudovina</i>	É	X	78,39	0,1/2		2,3/4	1,3/1	19,5/14
<i>Galium verum</i>	É		26,67					1,9/4
<i>Ornithogalum umbellatum</i>	É	X	26,67					0,2/4
<i>Thymus glabrescens</i>	É	X	37,74				2,6/10	3,4/10
<i>Verbascum phoeniceum</i>	É	X	46,67					2,4/7

16. táblázat. A magvetéssel gyepesített szántók és referenciagyeppek karakterfajai. A szignifikáns ($p < 0,05$) karakterfajok azonosítása IndVal módszer segítségével történt; a maximális IndVal értéket (100%) akkor kapott egy faj, ha a vizsgált lucernások vagy referencia gyeppek minden egyes kvadrátjában előfordult. A gyomokat Grime (1979) és Borhidi (1995) alapján félkövérrel jelöltük. Rövidítések: **IndVal (%)** = szignifikáns karakterfajok IndVal értékei; **B** = átlagos borítás; **F** = frekvencia, azoknak a kvadrátoknak a száma, ahol az adott faj előfordult (a maximális érték szikes gyepesítésekben 16; lősz gyepesítésekben 24, referencia gyeppekben 12). **FCS** - Funkcionális csoport, **ED** = Évelő dudvanemű, **RD** = rövidéletű dudvanemű, **EF** = Évelő fűnemű, **RF** = rövidéletű fűnemű.

Szikes gyeppek (2008)	FCS	Rövidítés	IndVal (%)	B	F
<i>Achillea collina</i>	ED	ACHICOLL	33,33	2,67	4
<i>Achillea setacea</i>	ED	ACHISETA	75,00	5,53	9
<i>Bupleurum tenuissimum</i>	RD	BUPLTENU	25,00	0,07	3
<i>Carex stenophylla</i>	EF	CARESTEN	33,33	0,49	4
<i>Cerastium dubium</i>	RD	CERADUBI	14,81	0,08	2
<i>Cynodon dactylon</i>	EF	CYNODACT	33,33	1,67	4
<i>Dactylis glomerata</i>	EF	DACTGLOM	22,86	0,53	3
<i>Festuca pseudovina</i>	EF	FESTPSEU	52,04	56,80	12
<i>Galium verum</i>	ED	GALIVERU	25,00	0,02	3
<i>Gypsophila muralis</i>	RD	GYPSMURA	33,33	0,53	4
<i>Inula britannica</i>	ED	INULBRIT	33,33	0,27	4
<i>Medicago lupulina</i>	RD	MEDILUPU	28,99	0,50	4
<i>Plantago lanceolata</i>	ED	PLANLANC	33,33	2,27	4
<i>Scleranthus annuus</i>	RD	SCLEANNU	33,33	0,03	4
<i>Scorzonera cana</i>	ED	SCORCANA	50,00	0,13	6
<i>Trifolium campestre</i>	RD	TRIFCAMP	41,67	2,01	5
<i>Trifolium fragiferum</i>	ED	TRIFFRAG	25,00	0,15	3
<i>Trifolium retusum</i>	RD	TRIFRETU	16,67	0,03	2
<i>Trifolium striatum</i>	RD	TRIFSTRI	16,67	0,06	2

16. táblázat folytatása. A magvetéssel gyepesített szántók és referencia-gyeppek karakterfajai.

Szik magkeverék	FCS	Rövidítés	IndVal (%)	B	F
1. év (2006)					
<i>Bilderdykia convolvulus</i>	RD	BILDCONV	42,50	0,21	7
<i>Bromus arvensis</i>	RF	BROMARVE	93,98	7,32	16
<i>Bromus mollis</i>	RF	BROMMOLL	56,08	5,08	15
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	RD	CAPSBURS	39,04	5,83	16
<i>Consolida regalis</i>	RD	CONSREGA	18,75	0,59	3
<i>Cruciata pedemontana</i>	RD	CRUCPEDE	37,50	0,06	6
<i>Descurainia sophia</i>	RD	DESCSOPH	43,75	4,27	7
<i>Fumaria officinalis</i>	RD	FUMAOFFI	25,00	0,09	4
<i>Lamium amplexicaule</i>	RD	LAMIAMPL	42,50	0,11	8
<i>Lamium purpureum</i>	RD	LAMIPURP	24,31	1,09	4
<i>Matricaria chamomilla</i>	RD	MATRCHAM	44,79	0,54	8
<i>Matricaria inodora</i>	RD	MATRINOD	99,69	19,94	16
<i>Myosotis stricta</i>	RD	MYOSSTRI	28,72	0,06	8
<i>Myosurus minimus</i>	RD	MYOSMINI	18,75	0,04	3
<i>Polygonum aviculare</i>	RD	POLYAVIC	99,07	16,63	16
<i>Spergularia rubra</i>	RD	SPERRUBR	25,00	0,07	4
<i>Stellaria graminea</i>	ED	STELGRAM	17,31	0,08	3
<i>Stellaria media</i>	RD	STELMEDI	68,46	1,70	12
<i>Thlaspi arvense</i>	RD	THLAARVE	36,19	0,86	6
<i>Veronica arvensis</i>	RD	VEROARVE	41,67	0,06	8
<i>Veronica hederifolia</i>	RD	VEROHEDE	25,00	0,25	4
2. év (2007)					
<i>Chenopodium album</i>	RD	CHENALBU	20,28	0,11	5
<i>Convolvulus arvensis</i>	ED	CONVARVE	33,59	0,54	10
<i>Elymus hispidus</i>	EF	ELYMHISP	26,83	10,81	9
<i>Festuca pratensis</i>	EF	FESTPRAT	30,54	3,31	13
<i>Lolium perenne</i>	EF	LOLIPERE	33,42	0,89	6
<i>Poa angustifolia</i>	EF	POA_ANGU	35,17	45,88	16
3. év (2008)					
<i>Elymus repens</i>	EF	ELYMREPE	18,75	10,94	6
<i>Festuca pratensis</i>	EF	FESTPRAT	31,21	5,50	8
<i>Poa angustifolia</i>	EF	POA_ANGU	40,72	53,13	16
<i>Vicia hirsuta</i>	RD	VICIHIRS	77,57	3,90	14

16. táblázat folytatása. A magvetéssel gyepesített szántók és referencia-gyeppek karakterfajai.

Löszgyeppek (2008)	FCS	Rövidítés	IndVal (%)	B	F
<i>Achillea collina</i>	ED	ACHICOLL	66,67	0,63	8
<i>Alyssum alyssoides</i>	RD	ALYSALYS	58,33	1,46	7
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	RD	ARENSERP	51,33	0,73	7
<i>Bromus arvensis</i>	RD	BROMARVE	56,67	0,57	7
<i>Bromus inermis</i>	EF	BROMINER	40,23	48,33	12
<i>Carduus acanthoides</i>	RD	CARDACAN	12,12	0,67	2
<i>Carex praecox</i>	EF	CAREPRAE	50,00	3,63	6
<i>Convolvulus arvensis</i>	ED	CONVARVE	62,40	4,56	11
<i>Daucus carota</i>	RD	DAUCCARO	25,00	0,08	3
<i>Erodium cicutarium</i>	RD	ERODCICU	41,67	0,38	5
<i>Euphorbia cyparissias</i>	ED	EUPHCYPA	50,00	0,79	6
<i>Falcaria vulgaris</i>	RD	FALCVULG	25,00	0,33	3
<i>Galium verum</i>	ED	GALIVERU	58,33	3,00	7
<i>Geranium molle</i>	RD	GERAMOLL	74,67	0,93	9
<i>Koeleria cristata</i>	EF	KOELCRIS	30,95	1,08	5
<i>Koeleria glauca</i>	EF	KOELGLAU	41,67	0,56	5
<i>Lathyrus tuberosus</i>	ED	LATHTUBE	25,00	2,92	3
<i>Lepidium draba</i>	ED	LEPIDRAB	58,33	0,93	7
<i>Lepidium perfoliatum</i>	RD	LEPIDPERF	15,96	0,13	3
<i>Lithospermum arvense</i>	RD	LITHARVE	25,00	0,16	3
<i>Medicago minima</i>	RD	MEDIMINI	75,00	2,00	9
<i>Melandrium album</i>	RD	MELAALBU	25,00	0,35	3
<i>Pimpinella saxifraga</i>	ED	PIMPSAXI	25,00	0,23	3
<i>Poa bulbosa</i>	RF	POA_BULB	41,67	0,52	5
<i>Salvia austriaca</i>	ED	SALVAUST	50,00	2,96	6
<i>Salvia nemorosa</i>	ED	SALVNEMO	91,67	35,58	11
<i>Scorzonera cana</i>	ED	SCORCANA	16,67	0,11	2
<i>Valerianella locusta</i>	RD	VALELOCU	25,00	0,26	3
<i>Veronica verna</i>	RD	VEROVERN	94,07	0,61	12
<i>Vicia grandiflora</i>	RD	VICIGRAN	50,00	2,63	6
<i>Vicia hirsuta</i>	RD	VICIHIRS	43,52	5,43	10
<i>Vicia sativa</i>	RD	VICISATI	58,33	2,88	7
<i>Viola arvensis</i>	RD	VIOLARVE	33,33	0,15	4
<i>Viola kitaibeliana</i>	RD	VIOLKITA	37,57	0,23	5

16. táblázat folytatása. A magvetéssel gyepesített szántók és referencia-gyeppek karakterfajai.

Lösz magkeverék	FCS	Rövidítés	IndVal (%)	B	F
1. év (2006)					
<i>Bilderdykia convolvulus</i>	RD	BILDCONV	55,24	0,57	15
<i>Bromus mollis</i>	RF	BROMMOLL	44,12	2,41	22
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	RD	CAPSBURS	92,90	25,50	24
<i>Chenopodium album</i>	RD	CHENALBU	72,34	0,95	21
<i>Consolida regalis</i>	RD	CONSREGA	11,90	0,21	4
<i>Descurainia sophia</i>	RD	DESCSOPH	16,67	0,31	4
<i>Fumaria officinalis</i>	RD	FUMAOFFI	41,67	0,20	10
<i>Hordeum vulgare</i>	RF	HORDVULG	12,50	0,09	3
<i>Lamium amplexicaule</i>	RD	LAMIAMPL	60,29	1,25	15
<i>Lamium purpureum</i>	RD	LAMIPURP	12,40	0,67	4
<i>Matricaria inodora</i>	RD	MATRINOD	78,94	26,08	21
<i>Papaver rhoeas</i>	RD	PAPARHOE	16,01	0,30	4
<i>Poa pratensis</i>	EF	POA_PRAT	12,50	0,13	3
<i>Polygonum aviculare</i>	RD	POLYAVIC	90,93	11,79	22
<i>Stachys annua</i>	RD	STACANNU	12,50	0,03	3
<i>Stellaria media</i>	RD	STELMEDI	82,31	4,03	20
<i>Thlaspi arvense</i>	RD	THLAARVE	25,95	0,54	7
<i>Trifolium pratense</i>	RD	TRIFPRAT	45,83	0,09	11
<i>Veronica arvensis</i>	RD	VEROARVE	18,36	0,09	9
<i>Veronica hederifolia</i>	RD	VEROHEDE	63,90	0,96	16
<i>Veronica persica</i>	RD	VEROPERS	27,05	0,21	7
2. év (2007)					
<i>Crepis setosa</i>	RD	CREPSETO	19,57	0,30	6
<i>Elymus hispidus</i>	EF	ELYMHISP	18,79	5,17	6
<i>Poa angustifolia</i>	EF	POA_ANGU	43,70	26,33	24
<i>Taraxacum officinale</i>	ED	TARAOFFI	20,87	1,29	9
3. év (2008)					
<i>Alopecurus pratensis</i>	EF	ALOPPRAT	28,62	0,56	11
<i>Conyza canadensis</i>	RD	CONYCANA	25,65	0,61	7
<i>Cruciata pedemontana</i>	RD	CRUCPEDE	14,58	0,06	6
<i>Dianthus pontederæ</i>	ED	DIANPONT	10,83	0,05	3
<i>Elymus repens</i>	EF	ELYMREPE	11,14	0,75	2
<i>Festuca rupicola</i>	EF	FESTRUP	61,25	37,00	23
<i>Poa angustifolia</i>	EF	POA_ANGU	39,49	24,83	23
<i>Trifolium angulatum</i>	RD	TRIFANGU	12,96	0,06	4
<i>Trifolium striatum</i>	RD	TRIFSTRI	18,94	0,21	5
<i>Vicia angustifolia</i>	RD	VICIANGU	15,30	0,60	4
<i>Vicia hirsuta</i>	RD	VICIHIRS	32,48	4,77	17

17. táblázat. A magvetéssel gyepesített szántók jellemző fajai a vizsgálat három évében (1. év). (Azok a fajok vannak feltüntetve, amelyek átlagborítása legalább egy szántón és évben elérte az 5%-ot) A gyomokat Grime (1979) és Borhidi (1995) alapján félkövérrel jelöltük. Rövidítések: **FCS** - Funkcionális csoport, **ED** = Évelő dudvanemű, **RD** = rövidéletű dudvanemű, **EF** = Évelő fűnemű, **RF** = rövidéletű fűnemű; a területek rövidítései: LS = lucerna, szik; LL = lucerna, lősz; GS = gabona, szik; GL= gabona, lősz; NS = napraforgó, szik; NL = napraforgó, lősz.

1.év	FCS	LS1	LS2	LS3	LS4	GS1	GS2	NS1	NS2	NS3	LL1	LL2	LL3	LL4	LL5	LL6	GL1	NL1
<i>Anthemis arvensis</i>	RD								10,4	9,5								
<i>Fallopia convolvulus</i>	RD	1,4				0,6	1,5					0,7	0,3		15,7	29,8	2,3	
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	RD	32,9	10,1	2,4	3,3	1,9		1,0	20,2	30,0	11,8	2,9	4,0	31,0	19,9	18,8		
<i>Chenopodium album</i>	RD	0,3	0,3	0,4			6,5	3,2	0,6	0,1		1,7	2,0	0,2	2,6	4,6	1,1	10,3
<i>Consolida regalis</i>	RD					0,2	3,2		0,6	0,2				0,4	6,3	0,7	3,3	
<i>Fumaria officinalis</i>	RD	0,6					29,4		0,1				0,2		9,8	27,9	6,9	1,4
<i>Galium spurium</i>	RD						7,9	0,2	38,9	37,2		0,2		0,1				0,2
<i>Lamium amplexicaule</i>	RD	1,4	0,2		0,1	1,1			2,3	5,5		0,2	0,4	0,1	7,3	4,8		0,8
<i>Matricaria chamomilla</i>	RD	0,5	1,4	4,7	0,2	27,0												0,1
<i>Matricaria inodora</i>	RD	0,2	12,9	18,2	24,5	3,8	4,9	72,2	0,9	3,5	60,5	78,9	50,5	25,1			0,5	30,2
<i>Papaver rhoeas</i>	RD					0,3	18,8			2,8					9,8		0,7	
<i>Polygonum aviculare</i>	RD	46,0	13,4	10,9	3,1	1,4	2,8		0,1	0,1	0,3	0,9	16,8	1,3	8,4	6,6	0,4	
<i>Stellaria media</i>	RD	1,3	0,9		3,2	2,8		0,2	0,1	0,5	0,5	6,2	22,0		0,2			
<i>Thlaspi arvense</i>	RD		0,1		0,1	0,2		14,8	0,9	0,1	0,1	0,3	1,3	0,4	4,0			0,2
<i>Veronica hederifolia</i>	RD	0,3				0,6	12,3					0,3	0,2		4,5	1,0		
<i>Bromus arvensis</i>	RF	3,5	2,4	4,3	16,0	1,7					1,3	0,2	0,3	4,0	0,1	0,3	1,7	13,4
<i>Bromus mollis</i>	RF	1,2	2,0	1,5	12,0	2,0	3,2	0,9	0,5	0,4			0,2		0,5	0,8	1,2	0,6
<i>Hordeum vulgare</i>	RF					2,8											21,5	0,2
<i>Cirsium arvense</i>	ED		0,1				0,3	3,6	1,7	4,3					0,0	0,0	7,1	
<i>Convolvulus arvensis</i>	ED		0,2			1,0		6,5		0,1						1,1	27,1	
<i>Bromus inermis</i>	EF										2,1	1,4	0,5	25,3	2,5	0,7	8,6	8,1
<i>Festuca pseudovina</i>	EF	1,1	0,6	10,9	11,1	11,9	1,3	8,2	2,1	2,8								
<i>Festuca rupicola</i>	EF										4,5	0,7	0,9	3,5	3,1	0,6	5,4	15,3
<i>Poa angustifolia</i>	EF	0,8	54,0	39,3	22,0	32,4	1,5	1,9		0,5	17,4	3,9	0,1	6,5	1,2	0,6	3,4	11,2

17. táblázat folytatása. A magvetéssel gyepesített szántók jellemző fajai a vizsgálat három évében (2. év).

2. év	FCS	LS1	LS2	LS3	LS4	GS1	GS2	NS1	NS2	NS3	LL1	LL2	LL3	LL4	LL5	LL6	GL1	NL1
<i>Anthemis arvensis</i>	RD								14,8	40,1								
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	RD	32,1	5,0				7,5	0,4	1,7	2,4						1,8		
<i>Matricaria inodora</i>	RD	11,4	1,0	0,1			24,5	5,1	0,9	3,8	0,9	0,4	0,1			0,6	0,1	0,2
<i>Medicago lupulina</i>	RD									0,1					0,7	0,9	18,8	
<i>Trifolium angulatum</i>	RD						1,6	8,1	0,1	0,3								0,1
<i>Vicia hirsuta</i>	RD			0,4	0,1	0,9		9,7	10,1	10,5	0,3			0,1		0,2	6,5	36,8
<i>Vicia grandiflora</i>	RD								26,8									
<i>Vicia villosa</i>	RD				0,1					1,3	5,4	0,5					7,8	1,3
<i>Bromus mollis</i>	RF	11,7	1,7			0,1	31,4	0,8	0,7	4,2	0,1	1,1	2,0	0,1	3,7	2,7	1,8	0,6
<i>Bromus tectorum</i>	RF	1,6					4,9	0,2	6,0	0,1		0,7	0,1		0,5	1,4		0,1
<i>Cirsium arvense</i>	ED						2,1	14,1	17,2	10,4		0,4	0,1				1,1	
<i>Convolvulus arvensis</i>	ED	0,2	0,1	0,1	0,7	0,9	2,5	4,6	0,1	0,3		0,4	0,1	0,9		16,2	15,3	0,2
<i>Lathyrus tuberosus</i>	ED																6,0	
<i>Agropyron sp.</i>	EF	11,3	10,8		12,0								13,4			2,0		
<i>Bromus inermis</i>	EF										40,1	27,3	44,2	71,0	27,3	55,3	22,5	16,8
<i>Festuca pseudovina</i>	EF	7,9	40,4	10,5	44,3	84,1	15,7	50,5	18,9	20,3								
<i>Festuca pratensis</i>	EF	0,2		1,3	5,9	0,3												
<i>Festuca rupicola</i>	EF										4,9	8,2	14,0	4,2	51,5	9,6	15,3	34,2
<i>Poa angustifolia</i>	EF	20,2	39,4	86,6	33,9	12,0	4,1	4,1	0,1	1,9	45,8	48,4	24,1	23,6	10,3	2,6	1,2	8,3

17. táblázat folytatása. A magvetéssel gyepesített szántók jellemző fajai a vizsgálat három évében (3. év).

3. év	FCS	LS1	LS2	LS3	LS4	GS1	GS2	NS1	NS2	NS3	LL1	LL2	LL3	LL4	LL5	LL6	GL1	NL1
<i>Trifolium striatum</i>	RD											7,8	0,0	1,1				
<i>Vicia hirsuta</i>	RD	0,2		7,8	5,1	17,3		1,2	0,4		1,4	3,4	1,2	4,5		1,3		0,7
<i>Bromus tectorum</i>	RF	6,3			0,1		0,1		0,2	0,5			0,1		1,2	0,3		
<i>Cirsium arvense</i>	ED						10,6	23,6	47,7	22,8		0,5					14,8	
<i>Convolvulus arvensis</i>	ED	0,5	0,3		0,5	1,9	4,9	3,0	0,6	0,5		0,1	0,7	1,5		13,5	1,0	0,1
<i>Agropyron sp.</i>	EF	52,9	24,5		7,2								3,4			6,1		
<i>Bromus inermis</i>	EF										15,3	24,9	33,6	46,8	33,1	9,7	29,8	22,6
<i>Festuca pseudovina</i>	EF	16,8	30,3	15,2	47,7	66,3	64,1	58,5	31,3	39,7							0,2	
<i>Festuca pratensis</i>	EF				5,3													
<i>Festuca rupicola</i>	EF										47,0	30,6	14,1	27,3	52,6	60,1	49,9	59,6
<i>Poa angustifolia</i>	EF	18,0	44,7	72,4	31,4	9,3	11,0	12,4	14,2	34,7	29,2	24,4	39,2	16,2	9,4	1,9		16,0

18. táblázat. A gyakori fajok magassűrűsége a vizsgált alacsony diverzitású magkeverékekkel vetett szántókon (a legalább 30 életképes maggal előkerült fajok kerültek feltüntetésre). A gyomokat Grime (1979) és Borhidi (1995) alapján félkövérrel jelöltük. A területek rövidítései: LS = lucerna, szik; LL = lucerna, lösz; GS = gabona, szik; GL= gabona, lösz; NS = napraforgó, szik; NL = napraforgó, lösz. Egy megtalált mag mintegy 66 mag/m²-es magassűrűség értéknek felel meg.

Fajok	FCS	LSI	LS2	LS3	LS4	GS1	GS2	NS1	NS2	NS3	LL1	LL2	LL3	LL4	LL5	LL6	GL1	NL1
<i>Amaranthus retroflexus</i>	SF	332	66		464		66			398		133		199		133	464	66
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	SF	3647	4708	2719	3183	1326	1724	4841	2785	1459	4377	4974	6234	6963	10345	5106	464	66
<i>Chenopodium album</i>	SF	2984	597	133	1592	66	1260	597	928	398	199	398	1,525	928	398	4443	5769	133
<i>Conyza canadensis</i>	SF	66	199	663	928			133		531	1194	66	265	66	199	133	66	199
<i>Gypsophila muralis</i>	SF		332	6499	729	133	663	663	531				133	928				
<i>Lunium amplexicaule</i>	SF	199	199			66		729	531	199		531	133		265	66		
<i>Lepidium campestre</i>	SF				2321	464							133	66				
<i>Matricaria chamomilla</i>	SF		1857	1989	199	4642				66							66	
<i>Matricaria inodora</i>	SF	133	597	1260	1857		1326		199	199	332	1260	1260	265	66	199	531	
<i>Polygonum aviculare</i>	SF	1061	729	862	796	66	0	464	531	66	0	133	199	66	995	464		
<i>Spergularia rubra</i>	SF			4642		133					663	0	66	199				
<i>Stellaria media</i>	SF	663	66		1592			332	531		265	862	1459					
<i>Thlaspi arvense</i>	SF	66	332	66	133			3979	398		66	332	1127	265	1724			
<i>Echinochloa crus-gallii</i>	SG	0	199	398	66	7029	3913	1592	1459	1326		133	199	199	332		2984	199
<i>Setaria glauca</i>	SG		133	0	0	862	199	6300	3183	1525	1658	3714	3714				66	1260
<i>Setaria viridis</i>	SG							66	133	265		199	663		1790	1525	0	464
<i>Cirsium arvense</i>	PF							1194	66	1790					66			
<i>Epilobium tetragonum</i>	PF	66	796		133	133		66	66	332		66	66	133				199
<i>Typha</i> sp.	PF	2321	2122	597	1194	796	398	265	265	995	199	265	265	729	265	729	729	1061
<i>Festuca pseudovina</i>	PG	66	133	199	199		1260	464	66	66								
<i>Poa angustifolia</i>	PG	531	1260	265	199	332	995	398	464	1194	265	265	796		332	133	928	464
Összedenzitás		14523	15120	22215	16512	17043	11671	12467	23741	13462	9417	13860	18833	11141	18568	15053	4775	13727

19. táblázat. A gyepesített szántók vegetációjában talált gyom- és célfajok listája (2009-2011). Az évelő fajokat **félkövérrel** jelöltük.

Gyomfajok		Célfajok
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	<i>Oxalis stricta</i>	<i>Achillea collina</i>
<i>Anagallis arvensis</i>	<i>Papaver confine</i>	<i>Alopecurus geniculatus</i>
<i>Anthemis arvensis</i>	<i>Papaver rhoeas</i>	<i>Alopecurus pratensis</i>
<i>Apera spica-venti</i>	<i>Picris hieracioides</i>	<i>Bromus inermis</i>
<i>Arabidopsis thaliana</i>	<i>Polygonum aviculare</i>	<i>Cerastium dubium</i>
<i>Arctium lappa</i>	<i>Rumex acetosella</i>	<i>Cruciata pedemontana</i>
<i>Artemisia vulgaris</i>	<i>Rumex crispus</i>	<i>Festuca pseudovina</i>
<i>Bilderdykia convolvulus</i>	<i>Setaria glauca</i>	<i>Festuca rupicola</i>
<i>Bromus arvensis</i>	<i>Sinapis arvensis</i>	<i>Gypsophila muralis</i>
<i>Bromus sterilis</i>	<i>Sonchus oleraceus</i>	<i>Hordeum hystris</i>
<i>Camelina microcarpa</i>	<i>Taraxacum officinale</i>	<i>Inula britannica</i>
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	<i>Thlaspi arvense</i>	<i>Koeleria cristata</i>
<i>Carduus acanthoides</i>	<i>Veronica hederifolia</i>	<i>Lactuca saligna</i>
<i>Chenopodium album</i>	<i>Veronica persica</i>	<i>Lathyrus tuberosus</i>
<i>Chenopodium ficifolius</i>	<i>Veronica polita</i>	<i>Matricaria chamomilla</i>
<i>Cirsium arvense</i>	<i>Vicia villosa</i>	<i>Medicago lupulina</i>
<i>Consolida regalis</i>	<i>Viola arvensis</i>	<i>Myosurus minimus</i>
<i>Convolvulus arvensis</i>		<i>Nonnea pulla</i>
<i>Conyza canadensis</i>		<i>Plantago lanceolata</i>
<i>Crepis biennis</i>		<i>Poa angustifolia</i>
<i>Crepis setosa</i>		<i>Podospermum canum</i>
<i>Crepis tectorum</i>		<i>Potentilla argentea</i>
<i>Descurainia sophia</i>		<i>Salvia austriaca</i>
<i>Draba nemorosa</i>		<i>Stellaria graminea</i>
<i>Elymus repens</i>		<i>Thymus pulegioides</i>
<i>Erodium cicutarium</i>		<i>Trifolium angulatum</i>
<i>Erophila verna</i>		<i>Trifolium campestre</i>
<i>Erysimum repandum</i>		<i>Trifolium repens</i>
<i>Fumaria schleicherii</i>		<i>Trifolium retusum</i>
<i>Galium spurium</i>		<i>Trifolium strictum</i>
<i>Geranium molle</i>		<i>Trifolium striatum</i>
<i>Holosteum umbellatum</i>		<i>Vicia angustifolia</i>
<i>Lactuca serriola</i>		<i>Vicia grandiflora</i>
<i>Lamium amplexicaule</i>		<i>Vicia hirsuta</i>
<i>Lamium purpureum</i>		<i>Vicia lathyroides</i>
<i>Lepidium campestre</i>		<i>Vicia pannonica</i>
<i>Matricaria inodora</i>		<i>Vicia tetrasperma</i>
<i>Melandrium album</i>		
<i>Myosotis stricta</i>		

Táblázatok jegyzéke

1.	A funkcionális csoportok borítása, fajszáma és diverzitása eltérő korú lucernásokban	18
2.	A Martinkai-legelő mintaterületeinek feltalaj jellemzői.	27
3.	A Martinkai-legelő vegetációjának néhány jellemzője 2002-ben.	29
4.	A vizsgált régió és a kor hatása a funkcionális fajcsoportok megoszlására	40
5.	A funkcionális csoportok borításai az egyes parlag-korcsoportokban	42
6.	A parlagokon és a referencia gyepekben talált célfajok	45
7.	A szik és lösz magkeveréssel gyepesített szántók vegetációjának borítása, fajgazdagsága, diverzitása és biomasszája.	59
8.	A földfelszín feletti vegetáció egyes jellemzői a szik és lösz magkeveréssel gyepesített szántókon.	71
9.	A vegetáció egyes jellemzőinek változása a három szántóterületen a vizsgálat három évében	82
10.	A vegetáció és biomassza egyes jellemzőinek változása a vizsgált időszakban (2009-2011)	83
11.	A biomassza változása a három szántóterületen a vizsgálat három évében	84
12.	Az eltérő korú lucernások és referencia löszgyepek karakterfajai.	119
13.	A lúdlegelést követően felhagyott homoki területek vegetációjának változása a vizsgálat időtartama alatt.	123
14.	A kiskunsági referenciagyeppek és eltérő korú parlagok jellemző fajai	127
15.	A nyírségi referenciagyeppek és eltérő korú parlagok jellemző fajai	129

16.	A magvetéssel gyepesített szántók és referenciagyepék ka- rakterfajai	131
17.	A magvetéssel gyepesített szántók jellemző fajai a vizsgálat három évében.	135
18.	A gyakori fajok magsűrűsége a vizsgált alacsony diverzitá- sú magkeverékekkel vetett szántókon.	138
19.	A gyepesített szántók vegetációjában talált gyomfajok és célfajok listája	139

Ábrák jegyzéke

1.	A lucerna (<i>Medicago sativa</i>) és a funkcionális csoportok biomasszája az eltérő korú lucernásokban.	19
2.	A fő fitomassza frakciók és a lucernások korának kapcsolata.	20
3.	Az eltérő korú lucernások és referencia gyeppek vegetációjának hasonlósága.	21
4.	Az átlagborítás (A) és fajszám (B) változása a vizsgálat 12 éve alatt.	30
5.	A vegetáció összetételének változása a vizsgálat 12 éve alatt.	31
6.	Az eltérő korú parlagokon megtelepedett célfajok száma	41
7.	A parlagok és referenciagyeppek felvételeinek klasszifikációja	43
8.	A különböző korú parlagok és referenciagyeppek vegetációjának összetétele	44
9.	A vetett füvek borításának változása szik (A) és lösz (B) magkeveréssel vetett szántókon.	61
10.	A vegetáció összetételének változása szik és lösz magkeveréssel vetett szántókon.	62
11.	A magvetést követő vegetációfejlődés a lucerna, gabona és napraforgó előveteményű szántókon.	72
12.	A vegetáció összetételének változása a három gyepesített szántón (2009–2011)	81